

UFZ-Bericht

UFZ-UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH

Nr. 25/1999

Beiträge zum Workshop

**Prozesse und Stoffströme in
Kippensedimenten - Tagebaue
Zwenkau, Cospuden und Espenhain**

am 3. und 4. Juni 1999

Walter Gläßer, Gerhard Strauch,
Peter Schreck und Elke Bozau

ISSN 0948-9452

STRAUCH

Beiträge zum Workshop

**Prozesse und Stoffströme in
Kippensedimenten – Tagebaue
Zwenkau, Cospuden und Espenhain**

am 3. und 4. Juni 1999

Walter Gläßer, Gerhard Strauch, Peter Schreck und Elke Bozau
Sektion Hydrogeologie

Inhaltsverzeichnis:

	Seite
1. Einleitung	
Vorwort	4
K.-H. POKRANDT & E. ZEH: Flutungskonzept Südraum Leipzig	6
2. Vortragsblock Hydraulik und Modellierung	
H.R. GLÄSER, K. BERGMANN & I. BRUNNER: Ergebnisse und Aussagen geophysikalischer Messungen in Cospuden	18
A. CARSTENSEN & W. POHL: Der Wasserhaushalt von Kippen und dessen Auswirkungen auf die Langzeitstandsicherheit	30
G. CHRISTOPH: Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß der Kippe Zwenkau/Cospuden	40
G. CHRISTOPH: Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß hydrogeologischer Erkundungsbohrungen in Kippen und ihre Auswirkungen auf die Hydraulik der Umgebung	52
N. HOTH, S. BOY, F. HÄFNER & ST. WAGNER: Ansätze zum reaktiven Stofftransport und Ergebnisse zu Felduntersuchungen auf der Kippe Espenhain	60
3. Vortragsblock Wasserchemismus	
C. NITSCHKE & I. GUDERITZ : Hydrochemie der Grundwässer im Bereich des Tagebaues Cospuden und Methodik der Probenahme	71
K. KNÖLLER & H. DOHRMANN: Auswirkung des Tagebaubetriebes auf die Geochemie und Hydrochemie des Kippenkörpers	92
K. BRÜSCHKE, A. PLESSOW, M. KITTSTEINER, H. HEINRICHS: Herkunft und Lösungsverhalten von Spurenelementen in Sicker- und Porenwässern im Tagebaubereich Zwenkau/Cospuden	107

4. Vortragsblock Geochemie/Mineralogie

U. WIEGAND & G. KRÜGER:

Geochemische und mineralogische Charakterisierung von Kippensedimenten
des Tagebaus Zwenkau - zeitabhängige Betrachtungen 117

R. CESNOVAR & H. PENTINGHAUS:

Mineralogische Signaturen des Abraums in Cospuden und Zwenkau:
Folgen der Flutung des Tagebaurestlochs 127

H. GEISTLINGER, D. LAZIK & S. SPIEßL:

Modellierung der Pyritverwitterung auf der Basis diffusiven
Sauerstofftransportes 134

N. BETZL, S. KNAPPE, D. LAZIK, R. MEISSNER & H. RUPP:

Ansätze und erste Ergebnisse einer scaling up Untersuchung an
Tagebausedimenten 145

H.-M. NITZSCHE, H.R. GLÄSER & M. SCHRECK:

Ergebnisse faseroptischer Temperaturmessungen und Untersuchungen
zur Isotopie der Kippengase als Hinweis auf Prozesse im Kippenkörper 154

5. Vortragsblock Fernerkundung/GIS

G. KRÜGER & G. REINHÄCKEL:

Quantifizierung des Mineralbestandes in Kippensedimenten von Zwenkau
und Espenhain anhand von Fernerkundungsdaten 162

T. WIESER:

Das GeoInformationsSystem Cospuden 172

6. Poster

H. WAGNER, W. ROLLAND, S. SCHWEIGERT & U. GRÜNEWALD:

Aufbau einer GIS – gestützten Modellierung der sekundären Pyritver-
witterung für den Tagebau Jänschwalde 182

M. HEMM, B. NIXDORF, W. UHLMANN & U. GRÜNEWALD:

Der "Lichtenauer See" - ein Braunkohlentageausee in der Niederlausitz 192

Vorwort

Der offene Braunkohlebergbau hatte in den bergbaulich betroffenen Regionen durch die vollständige Massenumsetzung des quartären und tertiären Deckgebirges eine Zerstörung der ehemals für Trink- und Brauchwasser genutzten Grundwasserleiter zur Folge. Die großräumige und langandauernde Grundwasserabsenkung führte zu nachfolgend irreversiblen Veränderungen des Mineral- und Stoffbestandes in den Aquiferen. Die Füllung der Tagebaue mit Abraummateriale erzeugt Kippenkörper mit komplizierter Schüttungsstruktur und heterogenen hydraulischen Eigenschaften, die langfristig die Qualität der Grund- und Oberflächenwasser-Systeme beeinflussen werden.

Die bisherigen Vorstellungen zum hydrologischen Geschehen in Kippenkörpern und den mit dem Grundwasseranstieg einhergehenden Versauerungserscheinungen, Mineralumbildungen und Metallmobilisierungen gehen von einem homogenen Wasserfluß in den geschütteten Sedimenten aus, der nur eine grobe Näherung darstellt. Besonders das geochemische und hydraulische Langzeitverhalten der Kippenkörper (Standfestigkeit, Einfluß auf die Grundwasserneubildung, Qualität des Wassers) wurde bisher in keinem der Modelle ausreichend berücksichtigt.

Das UFZ widmet sich dieser Problematik sehr intensiv. Sowohl in einem hauseigenen Projektverbund als auch vor allem im Schwerpunktprogramm der Deutschen Forschungsgemeinschaft „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen“ und im vom BMBF geförderten Forschungsprogramm zur Sanierung des Braunkohlenbergbaues wird diese Thematik bearbeitet. Die Schwerpunkte liegen in der Erfassung der Struktur, des Stoff- und Mineralbestandes der Bergbaukippen und der darin ablaufenden Stoffwandlungsprozesse, der Hydraulik und der Modellierung des Kippenwasserhaushaltes, in der Untersuchung zu Austauschvorgängen zwischen Kippe und Tagebaurestsee unter dem Gesichtspunkt der Wasserqualitätsentwicklung von Tagebaurestseen und den angeschlossenen Grundwasserleitern. Die Erfassung des Mineralbestandes von Kippenoberflächen über Fernerkundungsdaten ist ein neuartiger Ansatz, die Kippenentwicklung nach Abschluß des Braunkohlenabbaus bis zum Rekultivierungsstadium und darüber hinaus zu bewerten.

In Kooperation mit der LMBV wird mit Partnern aus der Helmholtz-Gesellschaft der Großforschungseinrichtungen in Deutschland, aus Universitäten und kommerziellen Büros vor allem im Südraum Leipzig die Problematik der Bergbaufolgeprozesse bearbeitet. Um besonders den Wissens- und Erfahrungsaustausch der in der mitteldeutschen Bergbaufolgelandschaft forschenden Einrichtungen und Gruppen untereinander zu fördern, wurde der Workshop „Prozesse und Stoffströme in Kippensedimenten“ organisiert.

Mit dem Workshop wollten wir erreichen, daß die Teilnehmer aus den Universitäten, den Forschungseinrichtungen, der im Umweltbereich tätigen Firmen und Behörden sowie der LMBV intensiv über den Einfluß der Kippensedimente auf die Wassergüteentwicklung, über die Prozesse in den Kippen selbst, über die Aufsättigung der Kippen und Aquifere und über die Möglichkeit einer Modellierung dieser Prozesse diskutieren.

In vier Themenblöcken stellten die Teilnehmer ihre neuesten Ergebnisse vor. Eingeleitet wurde das Vortragsprogramm durch einen Übersichtsbeitrag von Herrn Zeh, LMBV, zum Flutungskonzept Südraum Leipzig. Die Kippenstruktur, ihre Hydraulik und der Aufsättigungsprozeß waren Gegenstand des ersten Themenblockes. Beiträge aus Leipzig, Braunschweig, Freiberg und Halle wurden sehr intensiv diskutiert. Die Aufsättigung der Kippe verläuft entlang vorgeprägter Strukturen. Fragen der Durchlässigkeit in unterschiedlichen Kippenbereichen als auch die Probengewinnung aus Grundwassermeßstellen spielten eine wichtige Rolle.

Im zweiten Komplex zum Wasserchemismus wurde besonders auf die Auswirkung von Verwitterungsprozessen auf den Kippenwasserchemismus, die Sulfatdominanz und den Spurenelementgehalt eingegangen. Die Methodik einer repräsentativen Probenahme wurde deutlich gemacht.

Im Vortragsblock Geochemie/Mineralogie standen das Versauerungspotential und die Verfügbarkeit von Säurebildnern, die Pyritoxidation, die Rolle von C-Quellen für eine Gasbildung in der Kippe und Skalierungsversuche zur Diskussion.

Die Eignung von Fernerkundungsdaten für ein künftiges Monitoring von Kippenflächen wurde im vierten Themenblock Fernerkundung und GIS erörtert. Wie ein Datenmanagement und die Visualisierung der Ergebnisse erfolgen kann, wurde mit dem GIS „Cospuden“ dargestellt.

Mit dem vorliegenden Tagungsband möchten wir allen Teilnehmern herzlich danken, daß sie ihre Ergebnisse durch Vortrag und Poster zur Diskussion stellten und durch rege Mitarbeit in den Fachsektionen zum Gelingen der Tagung beigetragen haben. Nicht zuletzt war es der Wunsch des Veranstalters, den Workshop als Gelegenheit zur Kontaktknüpfung zu sehen, um den Austausch von Wissen über die Problematik der Braunkohlentagebaukippen zu forcieren.

Prof. Dr. W. Gläßer

Dr. G. Strauch

Dr. P. Schreck

Dr. E. Bozau

K.-H. POKRANDT & E. ZEH

Flutungskonzept Südraum Leipzig

Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH

Rückblick

Nachdem nunmehr die ersten Tagebaurestseen im Südraum Leipzigs entstehen und vereinzelt sogar fertiggestellt und genutzt werden, ist es an der Zeit, die erreichten Ergebnisse zu betrachten und unter dem Blickwinkel der ursprünglich gesteckten Zielsetzung zu bewerten.

Gegenwärtig befindet sich das Tagebaurestloch Cospuden kurz vor Fertigstellung der Flutung. Gleiches gilt für das Restloch Haselbach. Auch hier werden derzeit die Endwasserstände avisiert. Für das Restloch Werben wird gegenwärtig der Zwischenwasserstand von 123 m NN erreicht, der dann über einen langen Zeitraum stabil bleibt und die Grundlage für die Eigenflutung bis zum Endwasserspiegel von + 127 m NN bildet.

Die LMBV hat heute einen Stand erreicht, bei dem 10 % des gesamten RL-Volumens im Raum südlich Leipzig, zuzüglich Delitzsch/Breitenfeld, gefüllt ist.

Stand: 1. März 1999

	WSN/Th Mio m ³	ST Mio m ³	MD Mio m ³
RL-Volumen	690	1.320	2.010
davon gefüllt	123	73	200

Jährlich werden nach gegenwärtiger Konzeption ca. 45 Mio m³ Wasser in die Hohlformen eingeleitet.

Rückblickend ist insgesamt einzuschätzen,

- daß der Weg der Sanierung der ehemaligen Tagebaue schon sehr weit beschritten ist,
- daß sich immer mehr die neuen Konturen in der Praxis zeigen,
- daß die LMBV auf dem Wege der Flutung der Hohlformen ein enormes Stück vorangekommen ist und
- bei dem Abbau der Inanspruchnahme des Wassers ebenfalls große Fortschritte erzielt wurden.

Gesamtwasserhebung in Mio m³/Jahr

	1986	1998
Espenhain	23,9	12,7
Witznitz	12,0	5,2
Bockwitz	6,8	0
Cospuden	11,0	0
Zwenkau *	15,8	1,2
Profen-N/Werben	4,6	0
Groitzscher Dreieck	29,3	1,8
Summe:	103,4	20,9

* nur LMBV-Anteil

Deutlich wird dabei, daß, gemessen an einem zufällig ausgewählten Jahr 1986, welches noch den Leistungsbetrieb der Braunkohlenförderung beinhaltet, ein erheblicher Rückgang der Wasserhebung in allen Sanierungstagebauten zu verzeichnen ist.

Besonders deutlich wird dies in Bockwitz oder in Cospuden, aber auch im Groitzscher Dreieck und in Zwenkau. Bei Zwenkau ist zu bemerken, daß hier nur der Teil der Wasserhebung verglichen wurde, der für die Sanierung notwendig ist, da der aktive Bergbau im Tagebau Zwenkau 1999 endet.

Gemessen an dem Gesamtvolumen der Wasserhebung 1986 im Vergleich zu 1998 ist also ein Rückgang auf 1/5 der ursprünglichen Summe zu verzeichnen. Das ist ein wesentlicher Meilenstein in dem Anliegen des wiederherzustellenden ausgeglichenen Grundwasserhaushaltes und wird sich in kommender Zeit noch verstärken.

Flutungsstrategie

Neben dem Rückblick auf das Erreichte soll auch die von der LMBV für die Sanierung und für die Flutung angewandte Strategie einer kurzen Betrachtung unterzogen werden. Dabei ist zuerst die Frage der Prognosefähigkeit der durch die LMBV angewandten hydrologischen Modelle zu beleuchten. Es kann festgestellt werden, daß die LMBV sich in den letzten 10 Jahren ein sehr aussagefähiges und zuverlässiges Instrumentarium zur Prognose des Grundwasserwiederanstieges, aber auch zur Prognose der Flutungsprozesse geschaffen hat. Am Beispiel Cospuden, und das soll generell das Beispiel sein, an dem die einzelnen Fachthemen zu diskutieren sind, kann gezeigt werden, daß zwischen den berechneten Kurven und der praktischen Messung des Wasserspiegels kaum Abweichungen bestehen. Wesentlich für eine zuverlässige Prognose ist natürlich die Aktualisierung der Randbedingungen - also die Definition der einzuleitenden Wassermengen und das Datum, wann welche Mengen zur Verfügung stehen und in die Tagebauhohlformen eingeleitet werden. Beachtet man diese Randbedingungen, muß eingeschätzt werden, daß die Prognose des Wasseranstieges in den Restlöchern sehr zuverlässig erfolgt. Mit Bild 1 kann gezeigt werden, daß zwischen Flutungskurve und Prognosekurve kaum Abweichungen bestehen. Darüber hinaus ist auch eine berechnete Flutungskurve dargestellt, die in ihren Randbedingungen nicht dem entspricht, was tatsächlich in der Flutung - also im HGMS97 - angesetzt wurde.

Diese wesentliche Feststellung der Erfassung der konkreten Situation, die zur verlässlichen Prognose führt, bestärkt die LMBV im eingeschlagenen Weg der Sanierung. Ein zweiter Gesichtspunkt, der der Flutungsstrategie im Südraum Leipzig zugrunde liegt, war derjenige der Gewässerqualität. Hier lag dem Flutungskonzept die limnologische Aussage bzw. limnologische Gutachten Prof. Klappers zugrunde, welches im Jahre 1993 nachwies, daß bei der Verwendung ungereinigtem Grubenwassers zur Flutung eine positive Wasserqualitätsentwicklung möglich ist und demzufolge die Überleitung von Sümpfungswasser zur Flutung der Tagebauhohlform eine sinnvolle Alternative zur Entnahme des Flutungswassers aus der Weißen Elster und Pleiße darstellt. Die Wasserentnahme aus Elster und Pleiße hätte bei gleicher Zielstellung eine Reinigung erzwungen.

Bezogen auf das Beispiel entwickelt sich das Gewässer Cospudener See sehr positiv. Das trifft in allererster Linie auf den pH-Wert zu. Im Bild 2 ist die Entwicklung des pH-Wertes über den zurückliegenden Zeitraum dargestellt. Die Entwicklung des pH-Wertes in Cospuden war hinreichend oft Gegenstand von Veröffentlichungen und Interpretationen, so daß hier auf weitere Ausführungen verzichtet werden kann. Im Zusammenhang mit der pH-Wert-Entwicklung ist auf die Fracht an Eisen und Aluminium bzw. Schwermetallen generell im Wasser der Tagebaurestseen zu verweisen.

Das Bild 3 zeigt die Entwicklung des gelösten Eisens im Restloch Cospuden bzw. der Aluminiumfracht in Abhängigkeit von der pH-Wert-Entwicklung. Hier ist deutlich erkennbar, daß ab einem pH-Wert ≥ 6 kaum noch Eisen und Aluminium im Wasser enthalten sind. Dieser Entwicklung von Eisen und Aluminium steht im Bild 4 für die Schwermetalle Zink, Nickel, Kadmium und Kobalt sowie im Bild 3 Mangan keine pH-Wert-Abhängigkeit gegenüber. Ohne statistische Auswertung ist bereits an der Verteilung der Meßwerte zu sehen, daß unabhängig vom pH-Wert noch gelöste Schwermetalle vorhanden sind, die teilweise allerdings in das Niveau der Nachweisgrenze gelangen.

Ein weiterer nicht unwesentlicher Aspekt für die schnelle Flutung der Tagebauhohlformen ist die Sicherung der Böschungssysteme. Aus bodenmechanischen Gründen ist es notwendig, daß die vorhandenen Böschungssysteme relativ schnell mit Wasser angestützt werden, weil bei der Gewinnung der Kohle aus den ehemaligen Tagebauen auf eine Optimierung der Böschungsneigung orientiert wurde, d. h., ein maximaler Kohlegewinn bei gerade noch standsicheren Böschungen erzielt wurde. Um die Sanierungsaufwendungen nicht ausufern zu lassen, war es notwendig, sich sehr zeitig darüber zu verständigen, daß durch eine schnelle Flutung der Sanierungsaufwand minimiert werden kann. Die Praxis zeigt, daß bodenmechanisch begründete Vorgaben (Beispiel Cospuden) für die jährliche Anstiegsgeschwindigkeit des Wasserspiegels in der Tagebauhohlform sich bewähren. Für Cospuden beträgt die jährlich notwendige Anstiegsrate 2 - 4 m. Besonders empfindlich in diesem Zusammenhang sind die Sande des GWL 2, aber auch andere tertiäre Ablagerungen. Relativ unempfindlich gegenüber dem Wasseranstieg sind die pleistozänen Kiese. Aus diesem Grunde ist die definierte Anstiegsgeschwindigkeit von 4 m/a im wesentlichen auf die tertiären Schichten begrenzt. Mit Erreichen des Pleistozäns durch den Seewasserspiegel existiert die Forderung nicht mehr.

Um einen kostenmäßigen und auch einen geometrischen Eindruck zu vermitteln, welche Wirkung eine solche schnelle Flutung auf die Böschung hat, sei auf folgendes hingewiesen:

Bei einer durchgehend 1 : 10 abzuflachenden Böschung (und das dürfte ohne schnelle Flutung die langfristig stabile Böschungsneigung sein, wenn nicht noch flachere Neigungen erforderlich sind) ist eine Abschätzung erfolgt, die besagt, daß etwa 170 m gegenüber der jetzigen Tagebaugrenze nochmals in unverritztes Gebiet zurückzugreifen wäre. Die dann erforderliche Abflachung reicht bis in die Ortschaften Zöbigker/Markkleeberg hinein. Das bedeutet einen zusätzlichen Aufwand von ca. 200 Mio. DM an Sanierungskosten.

Natürlich ist die LMBV bestrebt, den Kostenaufwand zu minimieren. Die schnelle Flutung zeigt, daß dies unter Beachtung auch der Wasserqualitätsproblematik möglich ist. Weiterhin ist bekannt, daß insbesondere die Entwicklung ohne schnelle Flutung eine deutliche Versauerung der entstehenden Restseen zur Folge hätte, was letztlich durch die Strategie der Überleitung von Sumpfungswasser der aktiven Tagebaue verhindert wird. Insgesamt kann hier bestätigt werden, daß die Flutungsstrategie der LMBV hinsichtlich des Vorlaufes, ihrer modelltechnischen Vorbereitung, hinsichtlich ihrer Durchdringung der möglichen Wasserqualitätsentwicklung und hinsichtlich des Kostenaufwandes eine Optimierung erfahren hat und die planerischen Überlegungen der LMBV in der Praxis voll und ganz bestätigt wurden.

Schaffung des technisch/technologischen Vorlaufes

Ein Schwerpunkt, auf den bereits im vorangegangenen Kapitel Bezug genommen wurde, ist die Schaffung eines technisch/technologischen Vorlaufes zur Flutung von Tagebauhohlformen. Ein Aspekt dieses Vorlaufes ist die pH-Wert-Entwicklung.

Die LMBV hat für verschiedene Objekte, z. B. Bockwitz, entsprechende Prognosegutachten vorliegen, die belegen, daß mit Erreichen des Endwasserspiegels ohne Fremdfutung ein saures Milieu im Wasserkörper entstehen wird. Die LMBV hat aus der Veranlassung, ein Instrumentarium zur Beherrschung solcher Situationen in den Händen zu haben, eine Reihe von Forschungsvorhaben mit unterstützt (durch Bereitstellung geeigneter Untersuchungsobjekte). Die Forschungen führten zu einem positiven Ergebnis hinsichtlich der Neutralisation, jedoch nicht hinsichtlich einer vertretbaren Ökonomie.

Um wirtschaftliche und technische Aspekte beachten und gleichzeitig doch eine Beeinflussung bereits vorhandener versauerter Wasserkörper vornehmen zu können, ist in der LMBV unter maßgeblicher Mitarbeit des Geschäftsführers der Boden- und Grundwasserlabor GmbH (BGD), Herrn Dr. Nitsche, eine Strategie zur Einbringung von Soda erarbeitet worden. Soda deshalb, weil im Vergleich mit anderen möglichen Neutralisationsmitteln versauerter Wasser der technische Aufwand sehr gering ist. Verglichen wurden Kalk, Pottasche (Kaliumkarbonat) und auch Natronlauge. Insgesamt ist einzuschätzen, daß entweder die Wirkung aus physikalischen Gründen relativ gering ist und damit große Mengen einzusetzen sind (das trifft insbesondere für Kalk zu) oder die einzusetzenden Mittel als Gefahrgut einzuschätzen sind und damit einen erheblichen technischen und kostenmäßigen Aufwand bei der Einbringung in den Wasserkörper erfordern. In diese Bilanz hat sich trotz hoher Materialkosten eine Anwendung von Soda als effektiv erwiesen. Aus diesem Grund wurde, in Abstimmung und in Zusammenarbeit mit dem Bergamt Borna, dem Regierungspräsidium Leipzig, dem STUFA und der Regionalen Planungsstelle, ein Test an der Dammwasserhaltung Bockwitz mit einer Einbringungstechnologie von Soda erprobt, deren erste Ergebnisse hier kurz dargestellt werden.

Das Einbringen von Soda ist kein wissenschaftliches Novum. Vielmehr ging es um die Sodazugabe als technische Lösung und deren Wirkung auf den Wasserkörper.

Im Restloch Dammwasserhaltung, welches derzeit noch ein separates Restloch im Bereich mehrerer Hohlformen des ehemaligen Tagebaues Bockwitz ist, erfolgte die Erprobung dieser Sodazugabe. Das Restloch Dammwasserhaltung hat ein Volumen von ca. 146 Tm³. Erste überschlagsmäßige Berechnungen zeigten, daß bei Zugabe von etwa 40 t Soda eine Neutralisation dieses Wasserkörpers erfolgt. Der Test erfolgte in zwei Phasen: einer ersten Phase mit der Zugabe von 25 t und einer um vier Wochen späteren Zugabe von 15 t Soda.

Im Auftrag der LMBV durchgeführte, dem Test vorgelagerte Laboruntersuchungen zeigten, daß sich die erwarteten positiven Eigenschaften des Sodas - 100 %ige Löslichkeit im Wasser und sofortige Löslichkeit - in der Praxis bestätigen werden und daß die zu besorgenden CO₂-Bildung keine Größenordnung erreicht, die eine Gefährdung darstellt. Vielmehr geht ein erheblicher Anteil CO₂ sofort in Lösung.

Die Tests in der Praxis wurden am 16. Dezember 1998 und am 19. Januar 1999 durchgeführt. Begleitende Messungen der Wasserbeschaffenheit der Dammwasserhaltung zeigten eine schnelle Ausbreitung im Wasserkörper mit einer deutlichen Entwicklung des pH-Werte (Bild 5) zuerst in unmittelbarer Nähe der Sodaeinleitstelle und im Zeitraum von 4 Wochen dann über das Restloch verteilt. Der Anstieg des pH-Wertes ist im Bild 7 dargestellt.

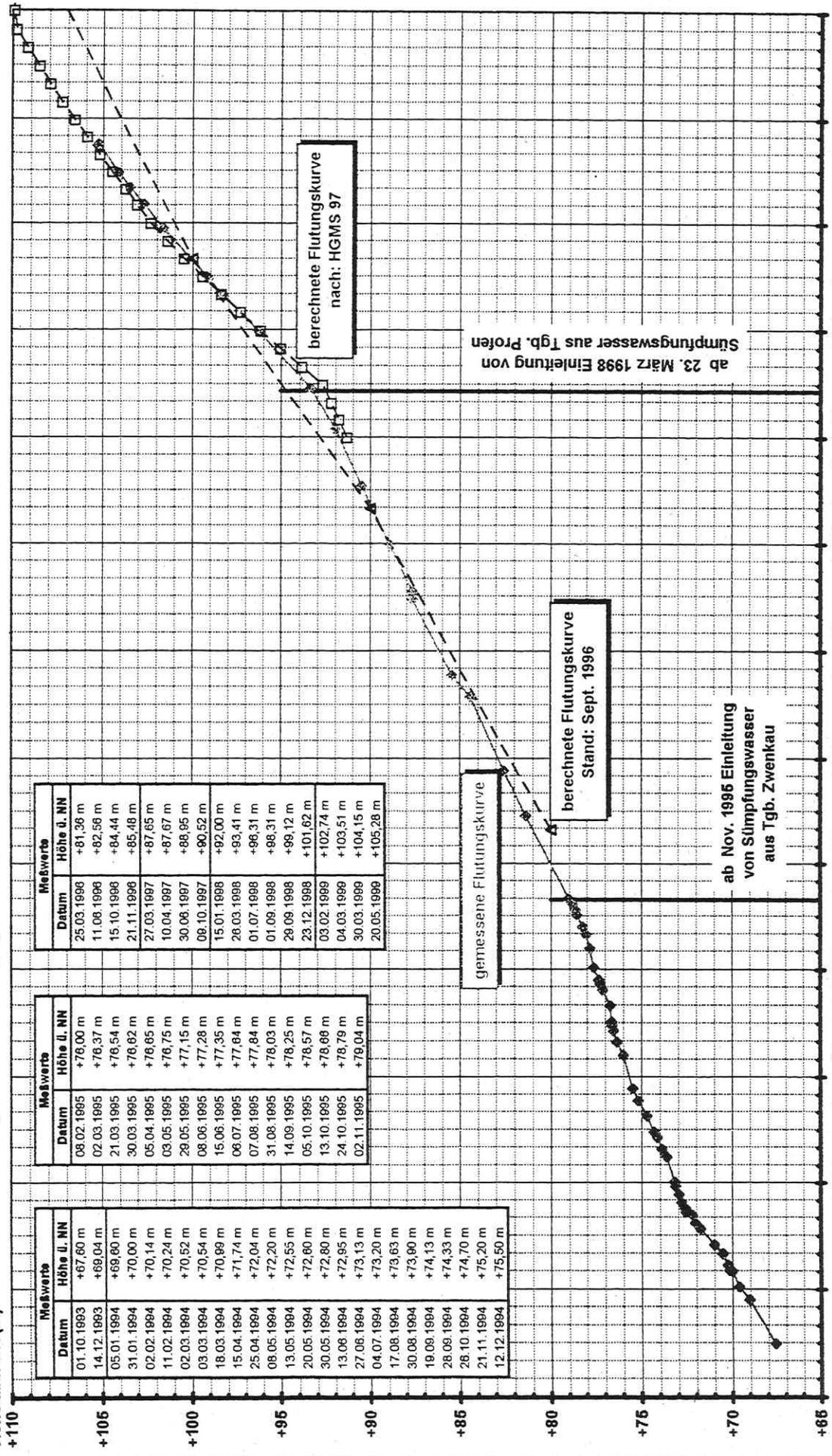
Auffällig ist die Entwicklung nach der zweiten Sodazugabe dahingehend, daß der pH-Wert vorerst keinem Endwert zustrebt, was eigentlich mit der Neutralisationswirkung zu erwarten war. Offenbar wird der Natrium-Neutralisation ein anderer Effekt überlagert.

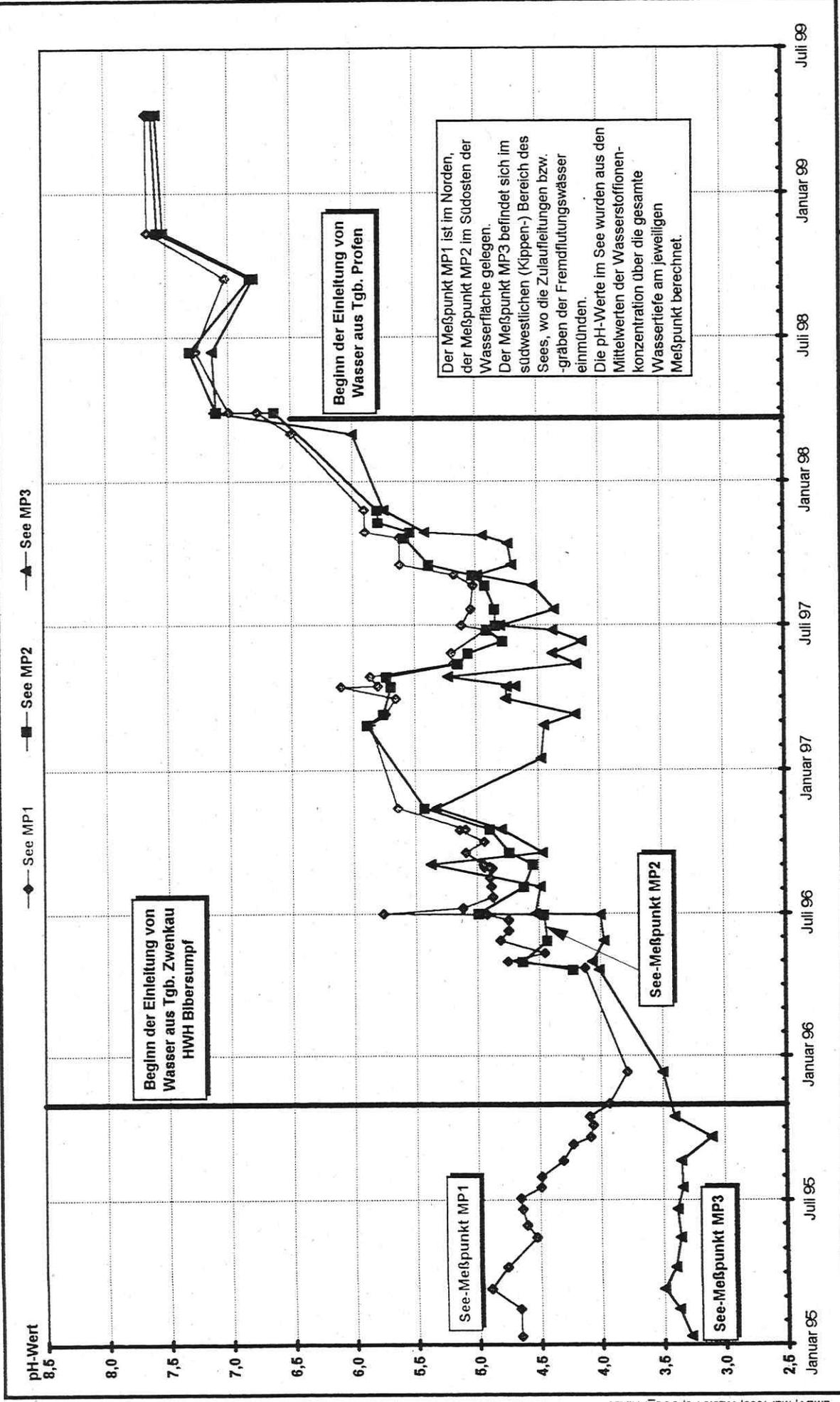
Durch die Freisetzung von CO₂ bei der Sodazugabe wird ein Teil der Neutralisation durch in Lösung gehendes CO₂ und damit Kohlensäurebildung kompensiert. Erst mit größeren Zeiträumen entgast dieses CO₂ über die Wasseroberfläche und bewirkt damit nochmals einen Neutralisationsschub.

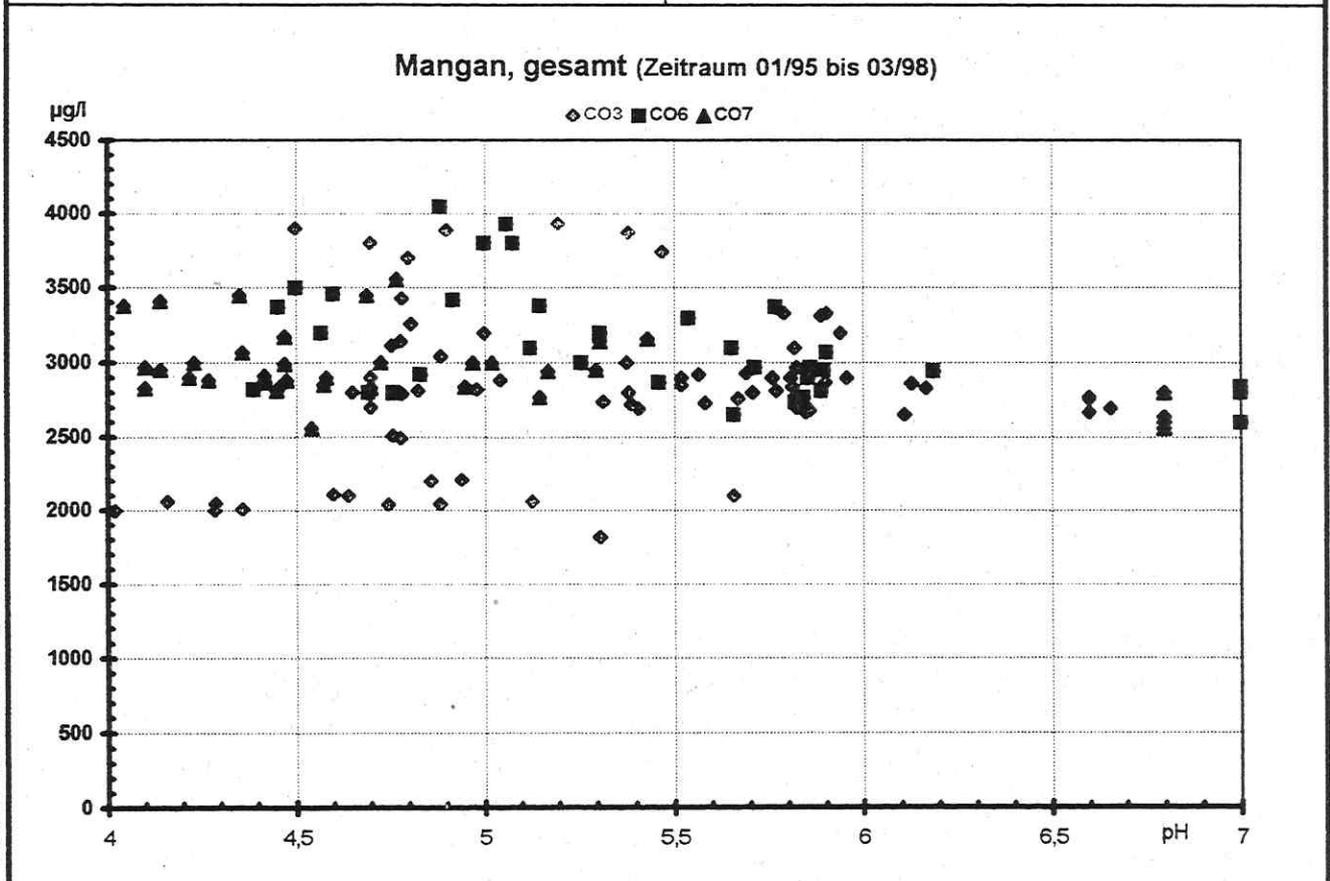
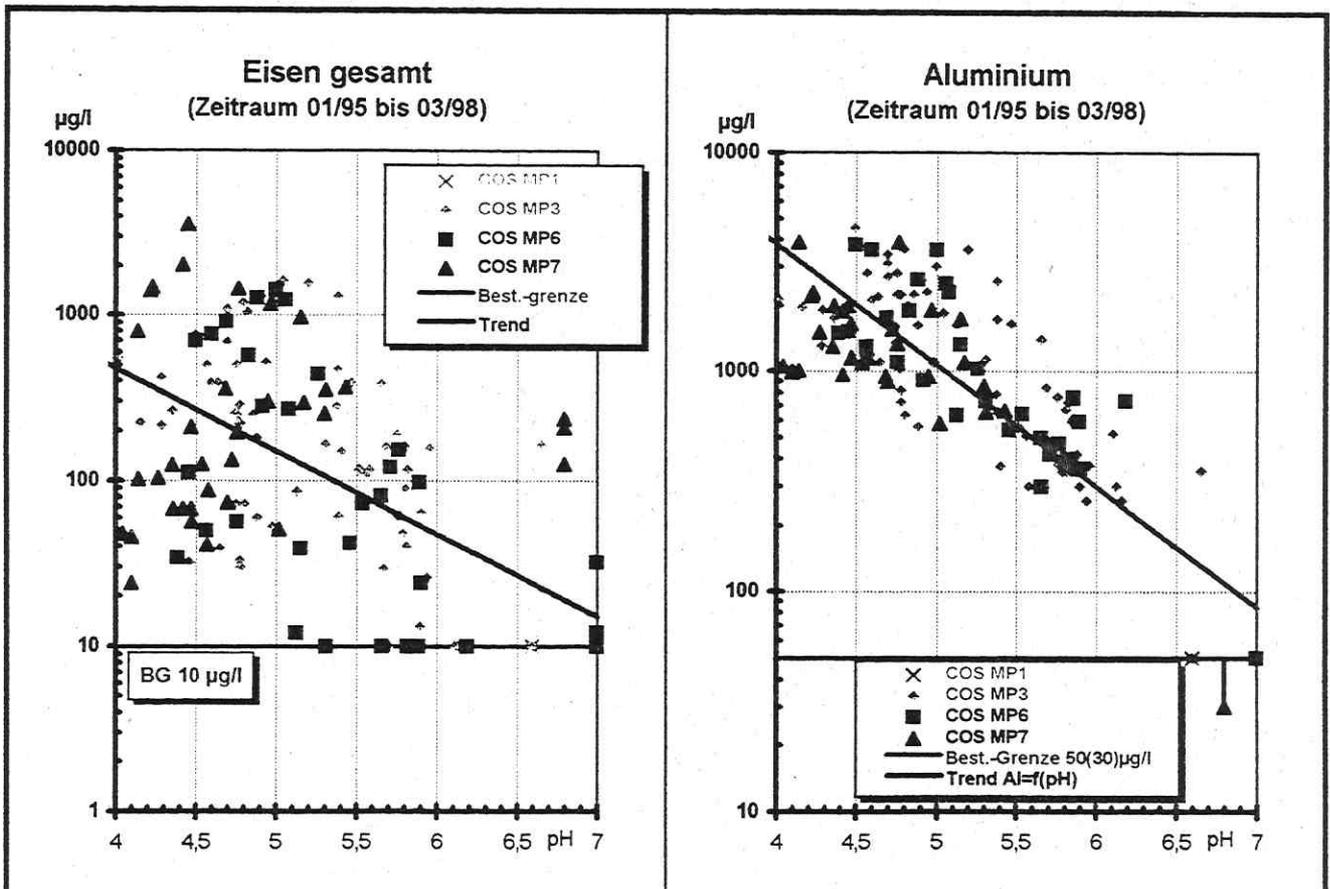
Insgesamt kann an der Testeinbringung abgeleitet werden, daß mit den rein überschlägig bestimmten Sodamengen die Neutralisation erreicht wird. Inwieweit diese Neutralisation stabil erhalten werden kann, wird die weitere Beobachtung zeigen, insbesondere dann, wenn über den Zufluß aus dem RL Südkippe versauertes Wasser der Dammwasserhaltung zufließt. Dieser Effekt kann als Test für das Berücksichtigen des Erosionsproblem es angesehen werden.

In Summe kann der Test der Soda einbringung als erfolgreich angesehen werden, insbesondere auch unter dem Blickwinkel der Wirtschaftlichkeit mit einem spezifischen Wert des Neutralisationsaufwandes von $< 0,10 \text{ DM/m}^3$ Wasser.

Höhe über NN (m) —◆— gemessene Wasserspiegelhöhe —▲— berechnet, Stand 09/96 —■— berechnet, HGMS 97

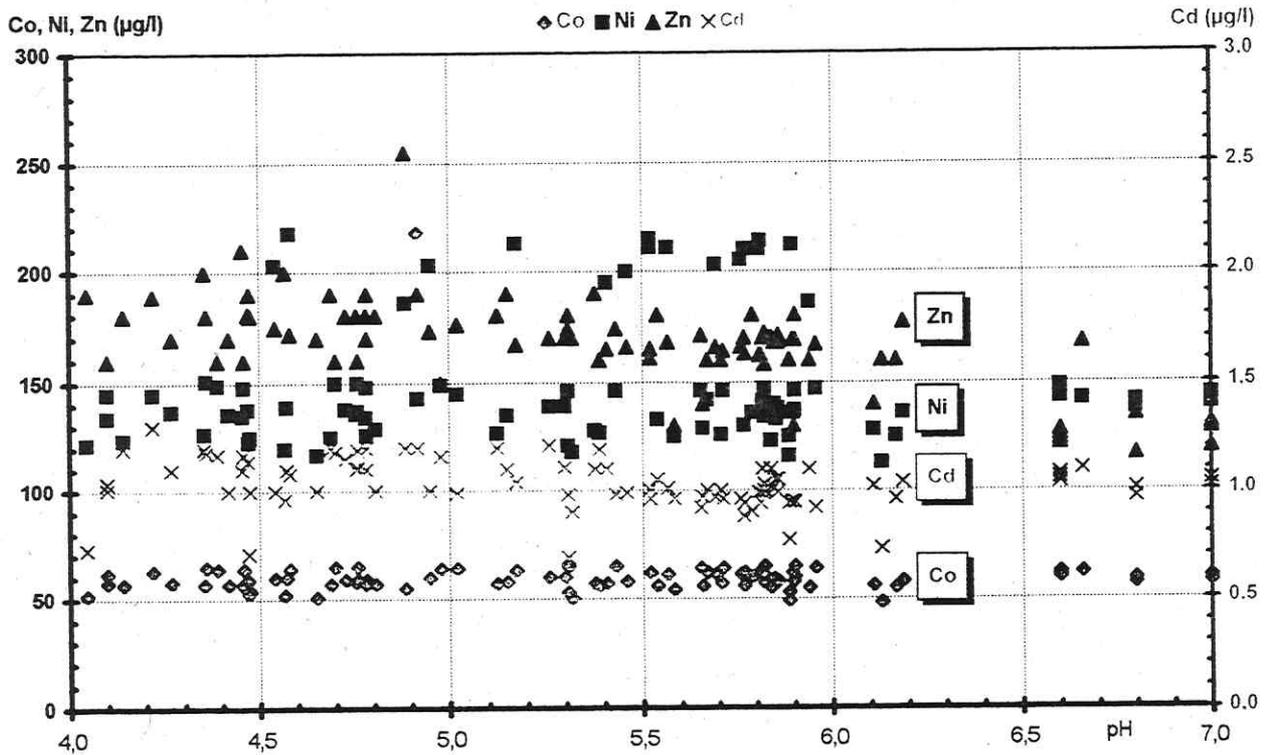




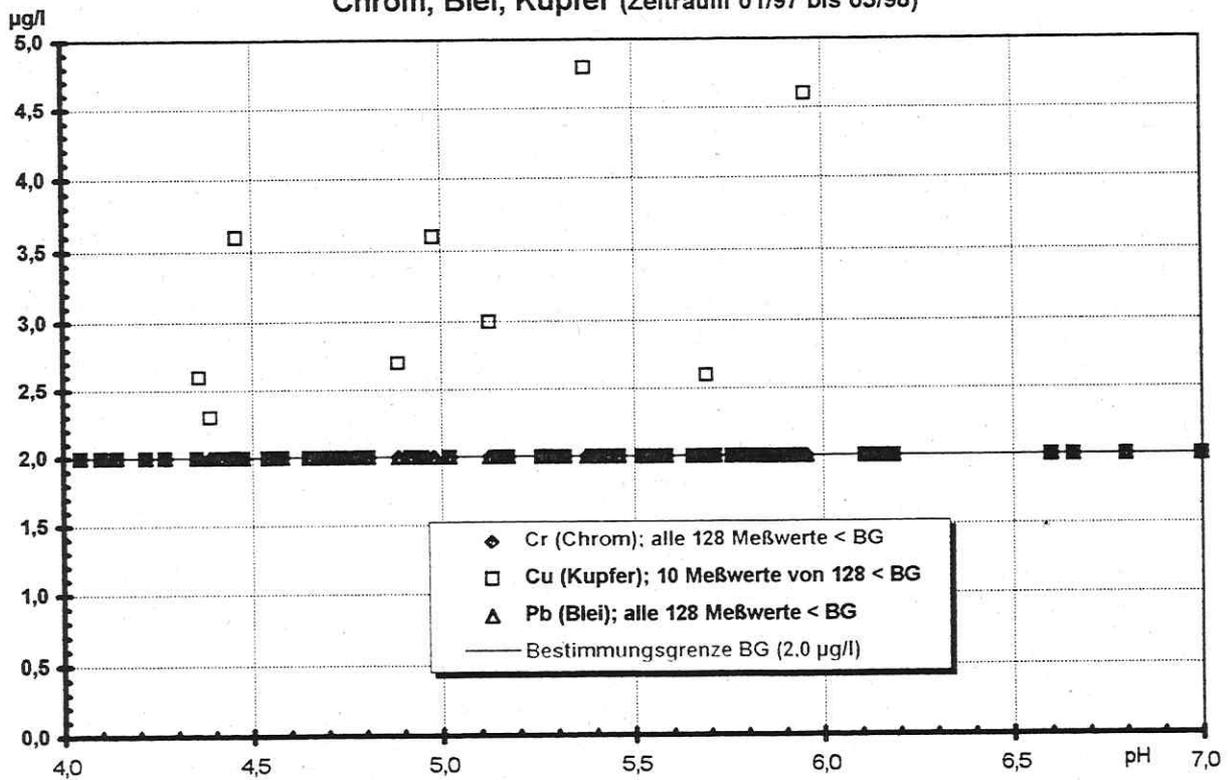


LMBV, Mai 1999, W20.3 Po, PH_METAL_XLS

Kobalt, Nickel, Zink, Cadmium (Zeitraum 01/97 bis 03/98)



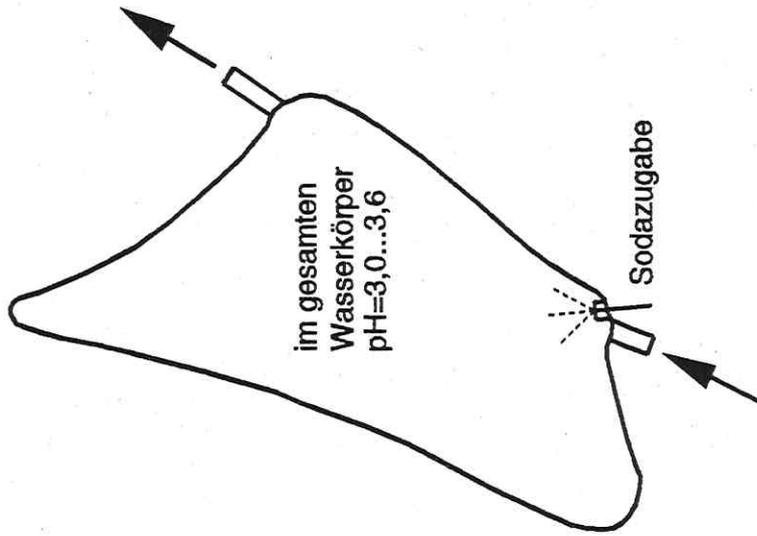
Chrom, Blei, Kupfer (Zeitraum 01/97 bis 03/98)



LMBV, Mai 1999, W20.3 Po, PH_METAL.XLS

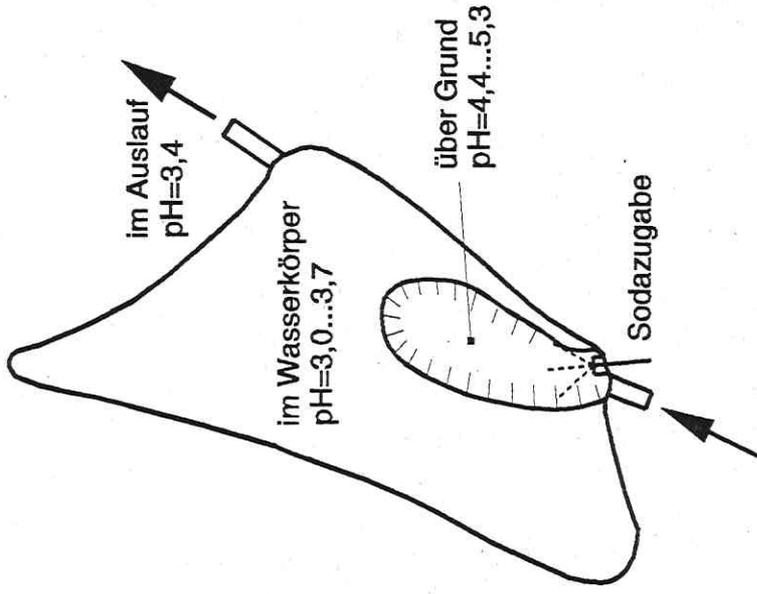
Meßdatum: 16.12.1998

Zeitpunkt: vor der 1. Sodazugabe



Meßdatum: 22.12.1998

Zeitpunkt: nach der 1. Sodazugabe



Legende:

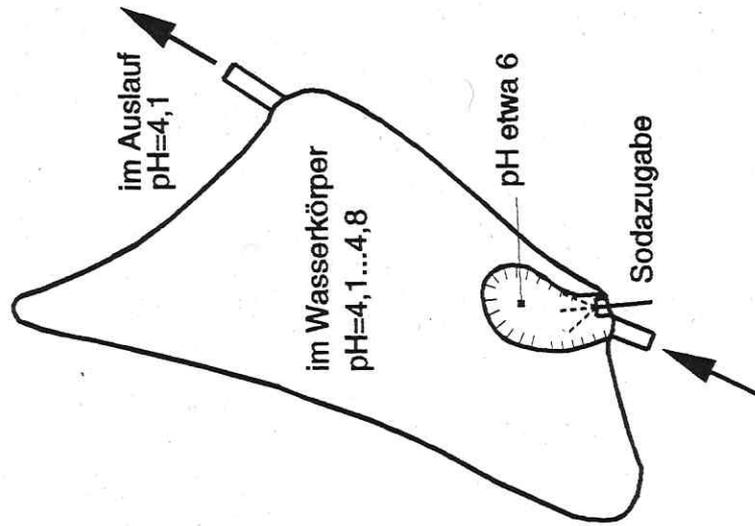


pH-Fahne

— Uferlinie

Meßdatum: 19.01.1999

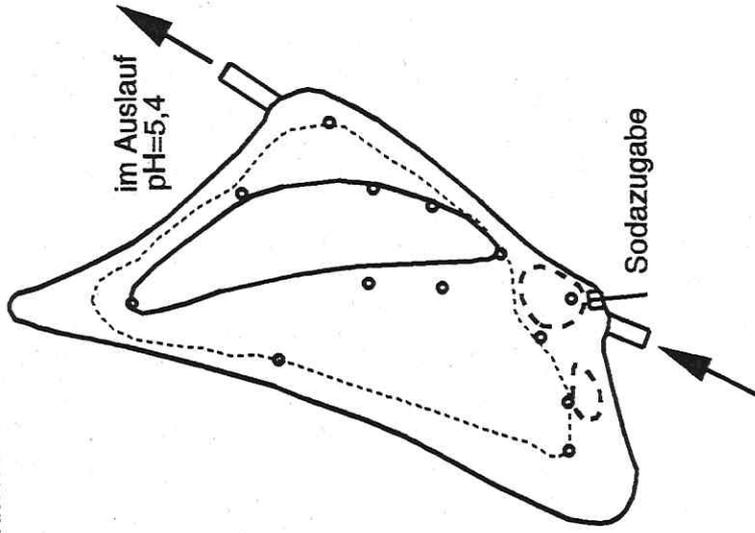
Zeitpunkt: vor der 2. Sodazugabe



Meßdatum: 27.01.1999

Zeitpunkt: nach der 2. Sodazugabe

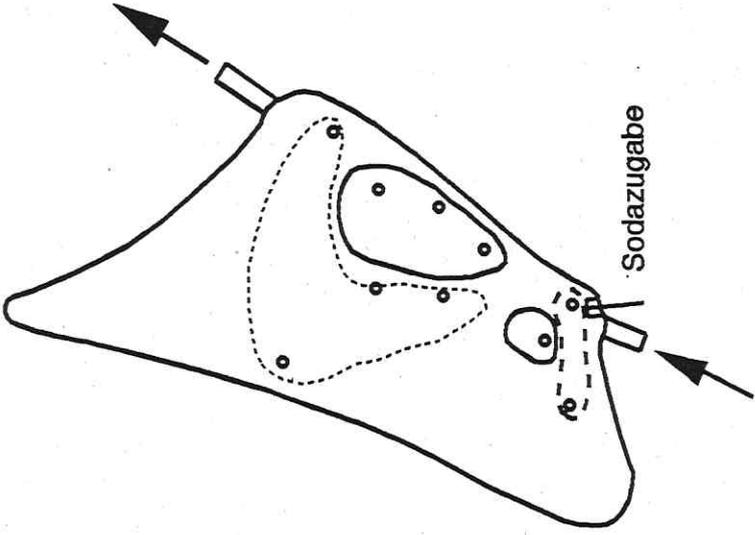
Wassertiefe: 1m

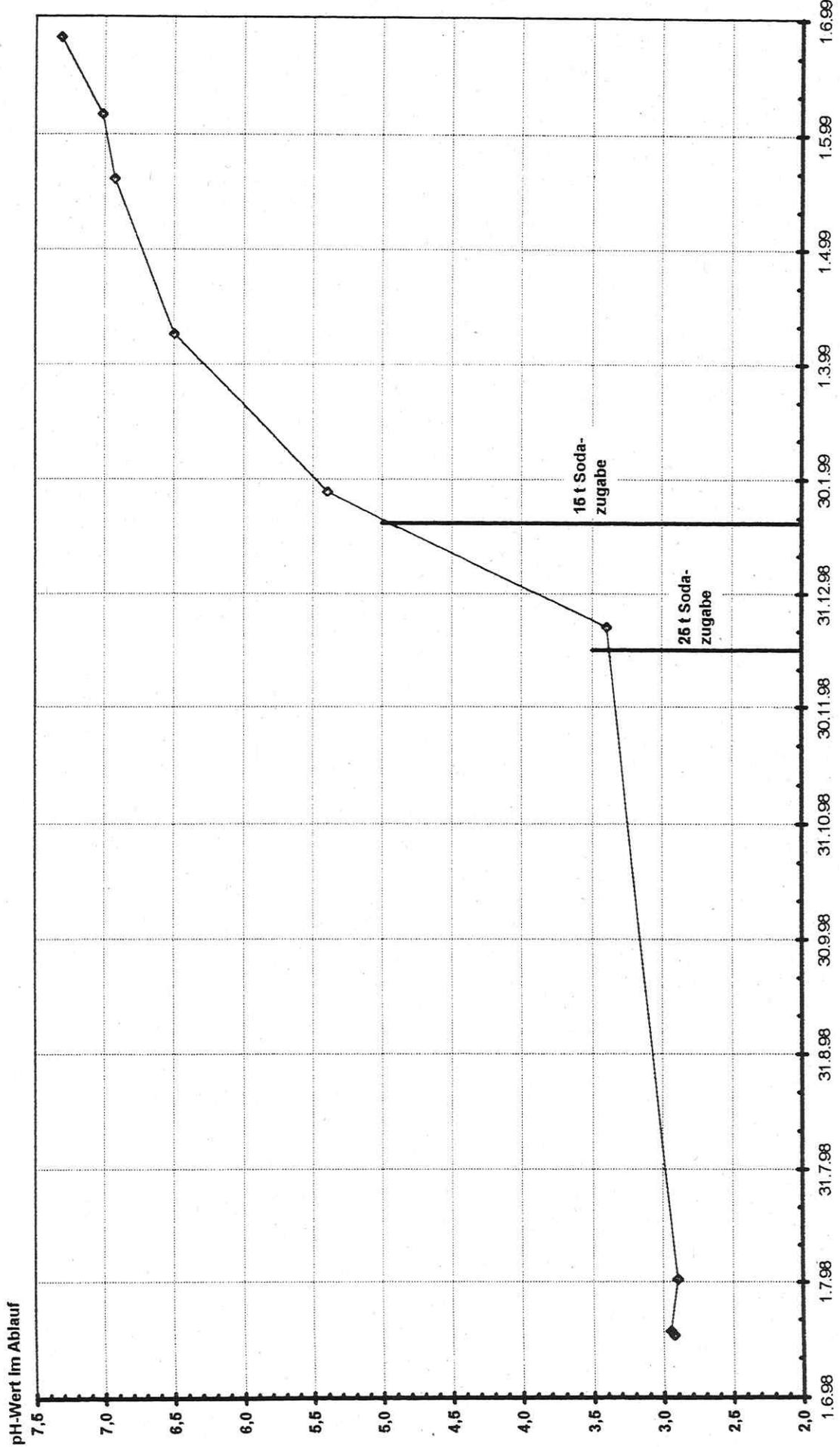


Meßdatum: 27.01.1999

Zeitpunkt: nach der 2. Sodazugabe

Wassertiefe: 3m





05/1999

Bild 7

Tgb. Bockwitz, Restloch Damwasserhaltung
 pH-Wert-Entwicklung im Zuge der Neutralisierung mittels Soda



K. BERGMANN, I. BRUNNER¹ & H.R. GLÄSER²:

Ergebnisse und Aussagen geophysikalischer Messungen in Cospuden

¹ Universität Leipzig, Institut für Geophysik und Geologie, Talstraße 36, 04103 Leipzig

² UFZ Leipzig-Halle, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle

Kurzfassung

Zur Erfassung und Beschreibung der initialen Verteilung und der Zirkulationswege des Kippengrundwassers werden oberflächengeophysikalische sowie Bohrlochmeßverfahren eingesetzt. Die Abschätzung hydraulischer Kenngrößen für das Kippensubstrat erfolgt über Tracermessungen und Zeitreihenbeobachtungen des elektrischen Widerstandes im Wechselwirkungsbereich der Kippe mit dem Restlochsee. Erstmals erfolgten Versuchsmessungen zur in situ Sulfidgehaltsabschätzung mit dem Verfahren der Spektralen Induzierten Polarisation.

Einleitung

Im Rahmen umweltrelevanter Forschungsarbeiten werden durch das UFZ im Bereich ehemaliger Tagebaue des Leipziger Südraums umfangreiche hydro- und geochemische Untersuchungen angestellt. Geophysikalische Untersuchungen begleiten diese Untersuchungen mit dem Ziel räumliche und zeitliche Vorstellungen für die hydraulischen und hydrochemischen Vorgänge Kippe zu entwickeln. Im Gegensatz zum unverritzten Gebirge sind die Meß- und Interpretationbedingungen in Kippenlandschaften weitaus schwieriger. Schüttungsmuster, Verwitterungszonen und nicht immer nachvollziehbare Wasserzirkulationen im Kippenmassiv müssen sowohl bei den Messungen als auch bei der Interpretation berücksichtigt werden. Im vorliegenden Beitrag sollen die wichtigsten Phänomene und Ergebnisse einer über vier Jahre andauernden Meßkampagne präsentiert werden.

Aufgaben- und Zielstellungen

Die den geophysikalischen Untersuchungen übergreifende Fragestellung beruft sich auf die vermuteten hydrochemischen Wechselbeziehungen zwischen Kippe und Restlochsee während der Restlochflutung und nach deren Abschluß.

Der geophysikalische Ansatz für die Kippenbemusterung zielt auf folgende Probleme: lithologische Besonderheiten, initiale Wasserverteilung im Kippenkörper (homogen/inhomogen), Fließbewegungen und Fließrichtungen des Kippenwassers, Infiltration von Seewasser bei der Restlochflutung, Aufsättigung des Kippenkörpers, Fragen zur Grundwasserneubildung, Ausgliedern von Verwitterungs- und Reaktionszonen, Stoffwechselfvorgänge im Kippensubstrat.

Im Zeitraum von 1995 bis 1999 kamen nach dem Durchführungsmuster Einzelmessung oder Basismessung plus Wiederholungsmessung(en) folgende Methoden zum Einsatz:

- Radiometrische und induktive Bohrlochmessungen
- Seismik, Bodenradar
- Elektrik (1D, 2D), Elektromagnetik, (versuchsweise) Spektrale Induzierte Polarisation
- Temperatur, Tracerarbeiten, Drucksondierungen

Meßfeld

Die Untersuchungsfläche befindet sich im Nordteil des Kippenmassives Cospuden, welches im Süden an die ältere Kippenschüttung des Tagebaues Zwenkau unmittelbar angrenzt. Die geophysikalischen Untersuchungen erfolgten als Bohrlochmeßvariante in 4"- Pegeln und Aufnahmebohrungen für spezielle Meßsysteme. Die Profile der oberflächengeophysikalischen Verfahren tangieren meist derartige Pegel und Bohrungen bzw. befinden sich im direkten Kontaktbereich zum Restlochsee. Ein 1995 in Betrieb gegangenes Sicker- und Grundwasser-Meßsystem SGM steht mittlerweile nicht mehr zur Verfügung. Das dafür 1998 neu installierte Meßsystem zur teufenorientierten Wasserprobenahme Cospuden Multilevel (C-ML) enthält 6 Sampler für Kippenwasser und eine Bodengasmeßstelle. An der Außenwand der Multilevelbohrung wurde das Glasfaserkabel für das Temperaturmeßsystem angeschlossen. Die beiden anderen Temperaturmeßstellen T1 und T2 wurden mittels Drucksondiertechnik bis auf ca. 50 m unter Flur (Kippenbasis) versenkt.

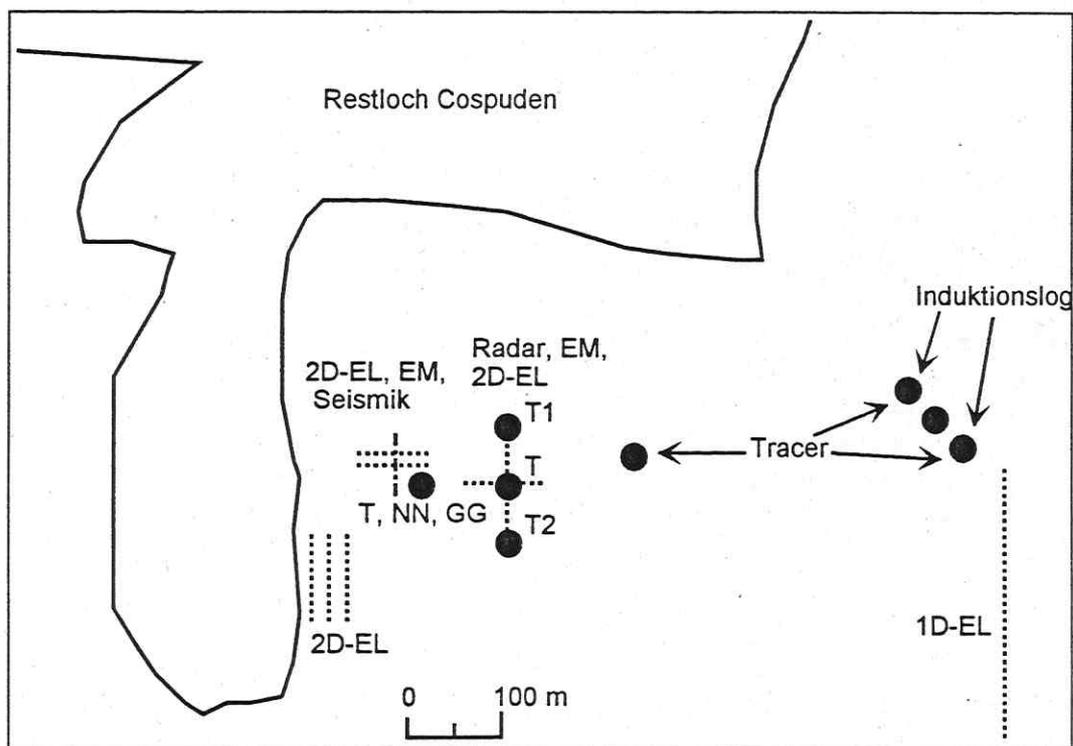


Abb. 1: Lage der Meßprofile und Meßstellen

Meßergebnisse

Im Frühstadium der Restlochflutung wurden in den Pegeln auf der Kippe Cospuden im Vergleich zum Wasserstand im Restloch relativ hohe Pegelstände beobachtet (See ca. 75 m NN, Pegel ca. 97 m NN). Bei Neuabteufungen in der Kippe wurden aber über große Teufenbereiche aber oftmals nur trockene Bereiche angetroffen, die von durchnäßten Lagen unterbrochen waren.

In der bis auf die Kippenbasis reichenden Aufnahmebohrung für das Sicker- und Grundwasser-Meßsystem (SGM) erfolgten zunächst wegen der temporären Stahlverrohrung radiometrische Bohrlochmeßverfahren. Das Schema der Dichtemessung (Gamma Gamma-Log) und der Wasserstoffgehaltsmessung (Neutron-Neutron-Log) verdeutlicht zunächst eine

grundsätzliche vertikale Zweiteilung des Kippenkörpers hinsichtlich Wasserstoffgehalt (=Wasseranteil und Toneinfluß) und Dichteigenschaften, die nicht mit der Grenzziehung zwischen Absetzer- und Förderbrückenkippe identisch sind.

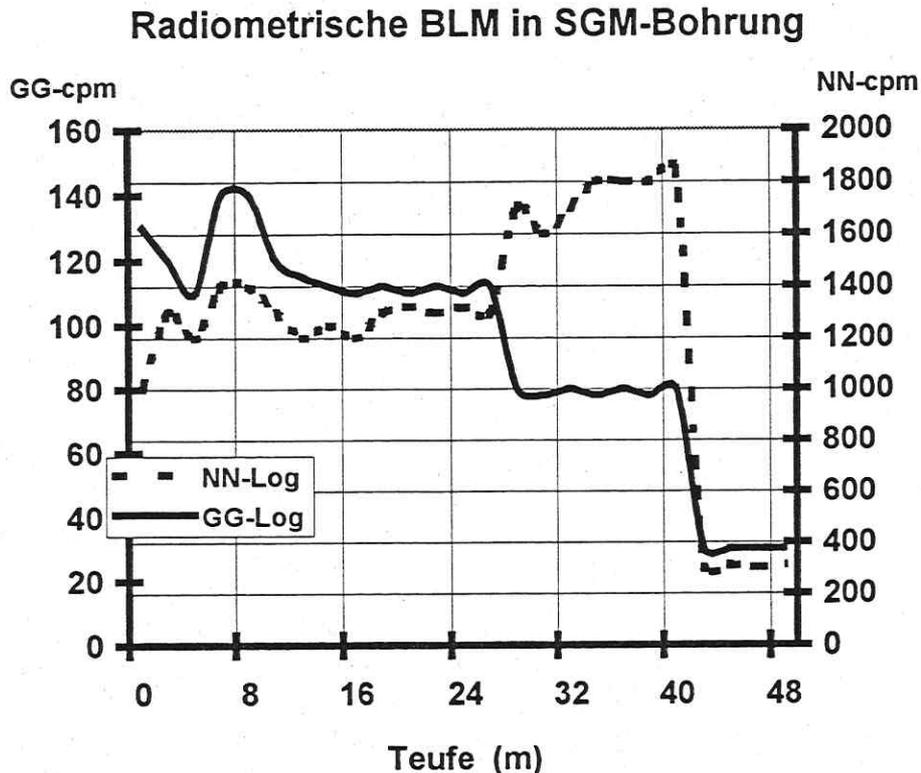


Abb. 2: NN/GG-Log

Der im Neutron-Neutron-Log niedrig ausgewiesene Wasserstoffgehalt im Bereich unterhalb 26 m (Rohrwasserstand bei 42 m) ließ erstmals Vermutungen über isolierte Wasserkörper im Kippenmassiv aufkommen. Luftbilder von der ehemals frei liegenden Förderbrückenkippe stützen diese Vorstellungen. Möglicherweise zeichnen die radiometrischen Bohrlochmeßverfahren eine derartige Situation am SGM nach. Im 2“-Meßrohr des SGM-Systemes, welches mehrfach gefiltert ist, spiegelte sich denn der Wasserstand nach wenigen Wochen auf ca. 15 m unter Flur ein.

Refraktionsseismische Untersuchungen im Umfeld des SGM erbrachten P-Wellengeschwindigkeiten, die deutlich unter der für sonst bei Vollaufsättigung des Porenraumes üblichen Werten von größer 1200 m/s liegen.

Gleichstrommessungen, die auf den Widerstandskontrast zwischen ungesättigten und gesättigtem Kippensubstrat ansprechen sollten, war aus gerätetechnischen Gründen zunächst kein Erfolg beschieden. Aus diesem Grunde wurden elektro-magnetische Kartierungen mit dem Zweispulen-Gerät EM-34 vorgenommen. In der Abbildung 3 werden die Ergebnisse zweier im Abstand von einem Jahr auf einem Profil quer zur Streichrichtung der Kippen vorgenommenen Messungen vorgestellt.

Die zwischen Primär- und Sekundärspule fest vorgegebenen Abstände 10 m und 20 m ergeben bei den Arbeitsfrequenzen (6,4 KHz, 1,6KHz) zwei verschiedene integrale Wirtktiefen, etwa in der Größenordnung dieser Spulenabstände.

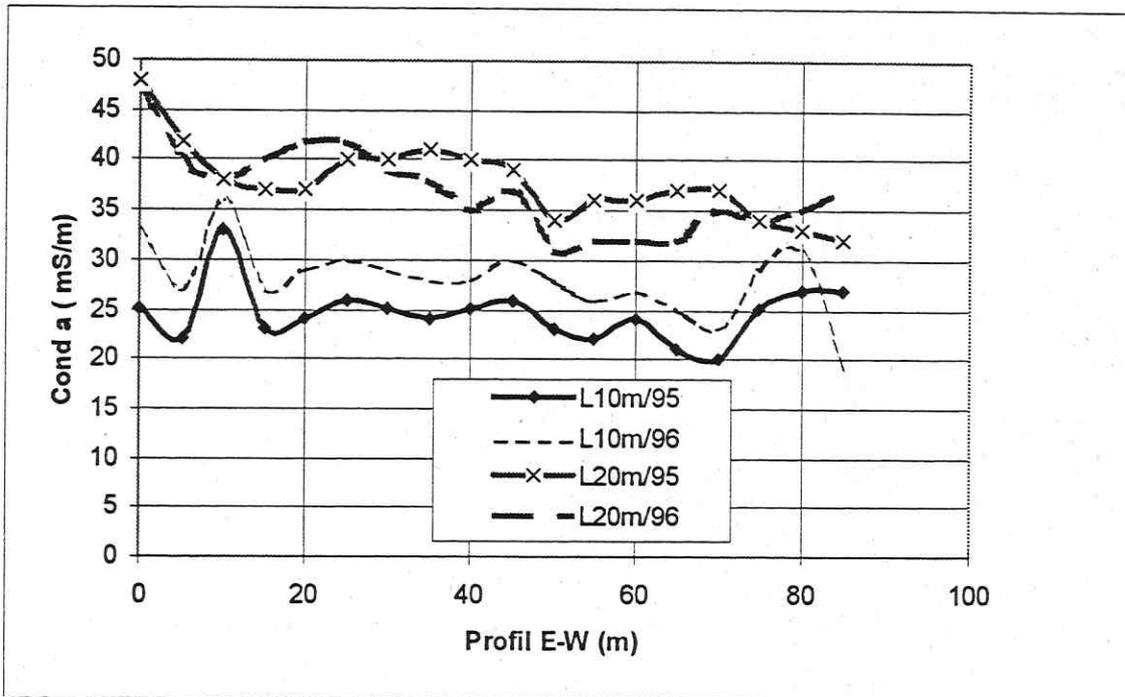


Abb. 3: Meßprofil Elektromagnetik , Meßzeitraum 1995/1996

Bei der 10 m-Distanz zwischen beiden Arbeitsspulen werden für den Betrachtungszeitraum ansteigende Leitfähigkeitswerte (Durchfeuchtung) des oberflächennahen Kippensubstrates beobachtet. Für den 20m - Spulenabstand ergeben sich lateral verteilt sowohl zunehmende als auch abnehmende Bodenleitfähigkeiten. Diese Phänomene werden dem tieferen Übergangsbereich ABK/FBK zugeordnet. Als Ursache für die Leitfähigkeitsschwankungen kommen Verlagerungsvorgänge in der Verwitterungszone der FBK in Frage. Zusammen mit der Universität Leipzig wurden Modellrechnungen für das EM-34 System zur Widerstandsverteilung im Kippenkörper für verschiedenen Wasserverteilungen im Kippenkörper vorgenommen (FRIEDEL, 1997)

Transport- und Verlagerungsvorgänge lassen sich auch aus den über 15 Monate andauernden Temperaturmessungen am SGM ableiten. Eine ausführliche Diskussion dieser Registrierungen ist SCHRECK et al. (1998) zu entnehmen. Aus Gründen der Anschaulichkeit werden an dieser Stelle nur Messungen aus der Start- und Finalphase der Registrierung vorgestellt.

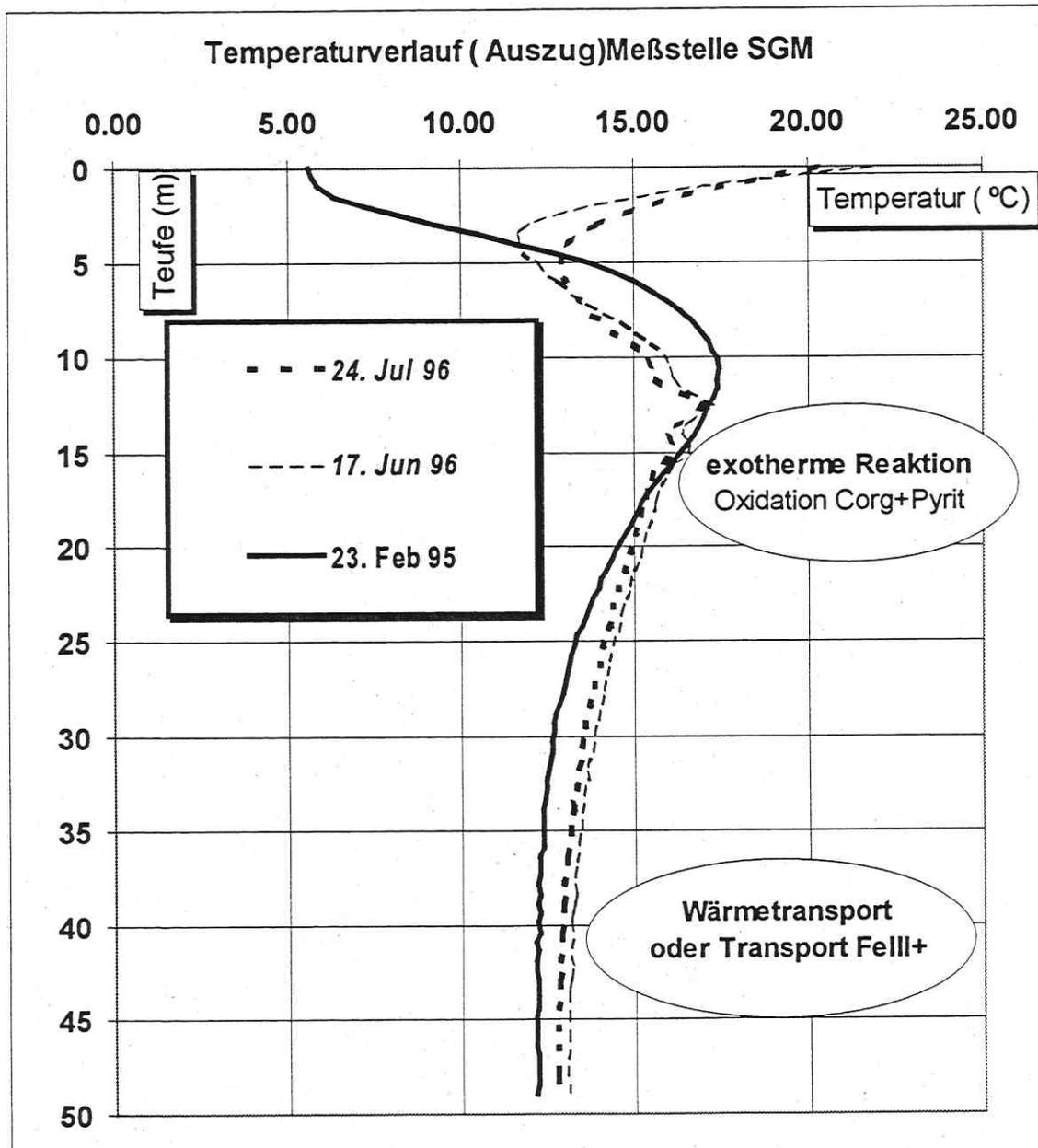


Abb. 4: Temperaturregistrierungen am SGM

Die ursprünglich gleichförmig konvexe Form der Temperaturanomalie vom Februar 1995 mit Maximum auf Teufe 11 m wird im Verlaufe der Beobachtungszeit „erodiert“. Gleichzeitig ist eine Temperaturerhöhung im Basisbereich der Förderbrückenkippe um ca. 0.8 K zu erkennen. Es werden folgende Möglichkeiten zur Diskussion gestellt:

1. Der thermisch reagierende Bereich bei ca. 11m liegt in Oberflächennähe eines Wasserkörpers. Infolge Verritzung durch die Bohraktivitäten sickert warmes Wasser unter Abtransport von Fe^{3+} -Ionen in Richtung Kippenbasis; Anregung Fe^{3+} gesteuerter exothermer Oxidationsprozesse.
2. Sauerstoffeintrag entlang der durch die Bohrung hervorgerufenen Störungszone. Es muß wohl unterstellt werden, daß die das Meßsystem aufnehmende Bohrung entsprechende Wegsamkeiten in Richtung Kippenbasis ermöglicht

Von geochemischen Interesse hinsichtlich Mächtigkeit und Zustand ist der obere Bereich der Förderbrückenkippe - eine durch längere Liegezeit ausgebildete Oxidationszone. Diese Zone

sollte vorzugsweise durch geringe elektrische Widerstände charakterisiert sein. Elektromagnetische Bohrlochmeßverfahren auf der Basis von Induktionsvorgängen (Induktionslogs) ermöglichen eine radial begrenzte Profilierung des elektrischen Widerstandes im Hinterrohrraum.

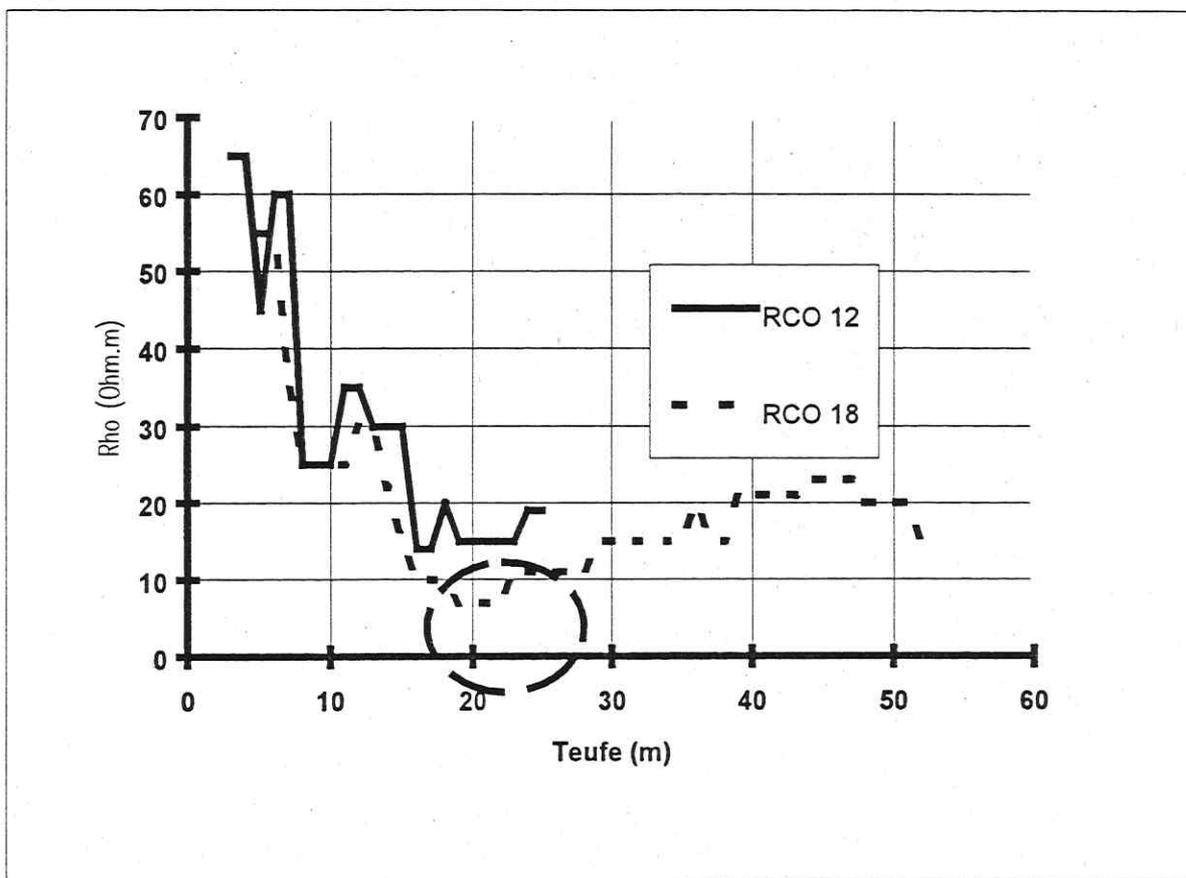


Abb. 5: Induktionslogregistrierung in den Gütepegeln RCO 12 und RCO 18

Beide in Abb. 5 dargestellten Messungen belegen eine hochohmige Deckschicht im oberen Teil der Absetzerkippe. Im Übergangsbereich zum Förderbrückenteil (Verwitterungsschicht) gehen die Widerstandswerte auf die Größenordnung kleiner 10 Ohm.m zurück. Im Pegel RCO18 waren derartige Induktionslogmessungen 1996 und 1997 vorgenommen worden. Beidemale wurde ein kurvenidentisches Meßbild erhalten. Die Dicke der Verwitterungsschicht wird nach diesem Meßverfahren mit 3 m abgeschätzt.

Die gemessenen elektrischen Widerstände im Kippenkörper können folgendermaßen zugeordnet werden:

Kippendeckschicht	20-300 Ohm.m
ABK	20-30 Ohm.m
Oxidationszone FBK	5 - 10 Ohm.m
FBK	15-30 Ohm.m
Invasionsbereich Restlochsee	10-20 Ohm.m

Abgesehen von der Kippendeckschicht ist der Meßwertkontrast zwischen total aufgesättigtem Substrat (Messungen im Uferbereich des Restloches), der Oxidationszone im FBK-Bereich und den nur durchfeuchteten Kippenzonen im ABK-Bereich eher schwach ausgebildet. Um die sich im Kippenkörper ausbildende Grundwasseroberfläche - in durchgängig oder

strukturierter Form - erfassen zu können, müssen geophysikalische Strahlverfahren herangezogen werden.

Der Wasserspiegel im Restloch befand sich im April 1999 bei +105 m NN. Die seit März 1998 in Gang gekommene Zuführung von Fremdwasser in einer Größenordnung von 64000 m³/Tag führt zu einem Seewasseranstieg von 1m im Monat. In dem dem Restlochsee exponiert gegenüberstehenden Pegel RCO4 werden seitdem Wasseranstiege um 40 cm pro Monat (vor Fremdfutung 15 cm) beobachtet. Der Aufsättigungsvorgang des Kippenkörpers ist bereits Gegenstand vielfältiger und kontroverser Diskussionen gewesen. Am UFZ erfolgten hierzu auch erste Modellrechnungen (siehe CHRISTOPH, S. 39).

Am Westhang des Meßfeldes zum Kippensee (in der Nähe der bereits vorgestellten Elektromagnetikprofile) wurden nun uferparallel in verschiedenen Geländehöhen Elektrikprofile ausgelegt (Abb. 6).

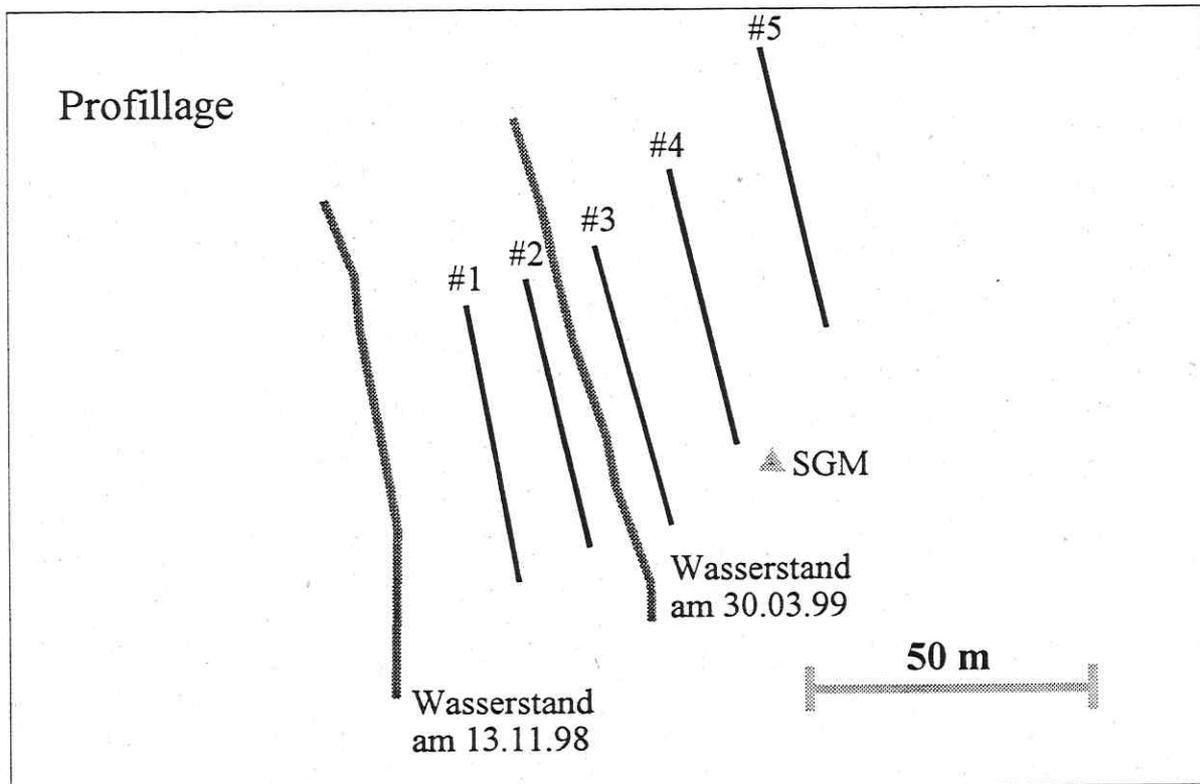


Abb. 6: Lage der Geoelektrikprofile am SGM

Dies ermöglichte unter dem Wirken des rasanten Seewasseranstieges die Invasion der Wasserfront in die Kippe zu beobachten. Die fünf Profile haben untereinander je 2 m Höhendifferenz. Bei einem Meßpunktabstand von 1 m und einem Aufbau aus 50 Stahlelektroden sind diese 49 m lang.

Mit den Geräten Geotom (Firma: GeoLog) bzw. Tomoplex (Firma: Campus Geophysical Instruments) werden Dipol-Dipol-Aufstellungen gemessen. Wiederholungsmessungen erfolgen ca. aller 4 Wochen. Die dabei gewonnenen Daten werden als Pseudosektionen dargestellt. Hierbei handelt es sich um eine reine Meßwertdarstellung, eine Datenfilterung erfolgt nur hinsichtlich offensichtlicher Fehlmessungen.

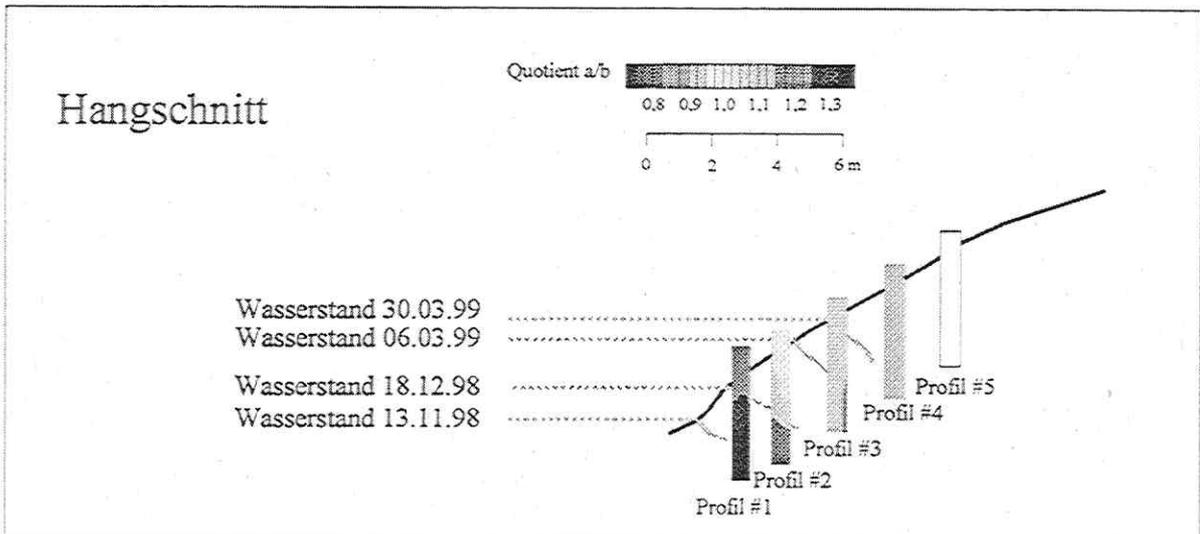


Abb. 7: Schnittansicht des Kippenhanges mit den Geoelektrikprofilen

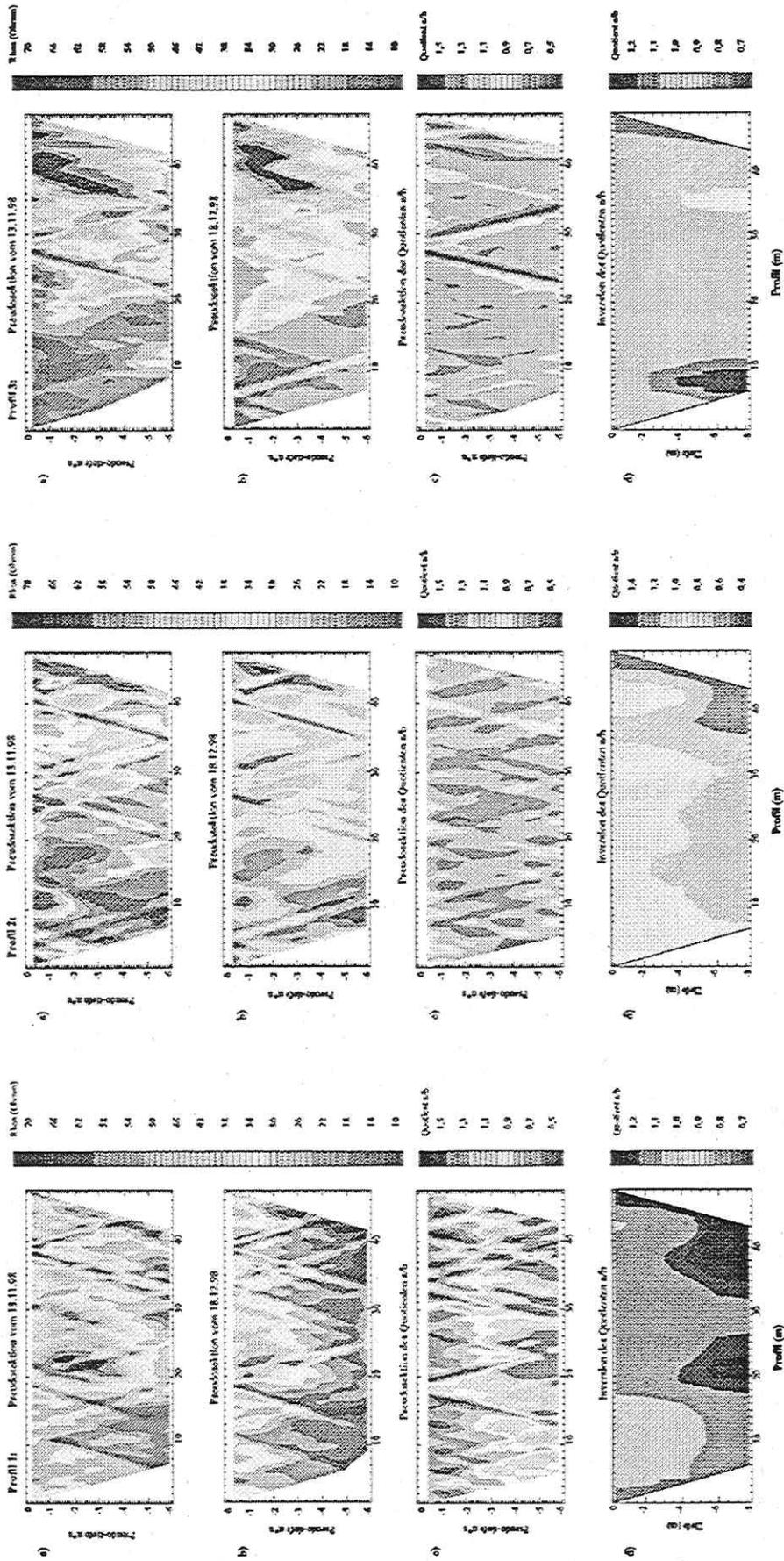
Aus zwei zeitlich aufeinanderfolgenden Messungen des gleichen Profils kann unter der Voraussetzung geringer Widerstandsänderungen eine Quotientenbildung erfolgen. Dabei wird ein Datenvektor $d_i = \rho_i(t_0)/\rho_i(t_1)$ berechnet. (ρ_i = scheinbarer spezifischer Widerstand zur Zeit t_0 bzw. t_1) Der Vorteil liegt bei dieser Vorgehensweise darin, daß sämtliche topographische Effekte des Untergrundes bereinigt werden. Eine relative Widerstandserniedrigung äußert sich in Quotienten größer eins, eine Widerstandserhöhung analog in Werten kleiner eins.

Diese Quotientendarstellung wird invertiert (Abb. 8). Aus den Inversionen ist ein Eindringen des Wassers in die Kippe über bevorzugte Wegsamkeiten erkennbar. Des weiteren ist der Wasserstand im Kippenkörper in Ufernähe niedriger als der Seewasserstand. Aus dieser Langzeitbeobachtung erfolgte eine Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwertes k_f des Kippenmaterials.

Dazu wurde das Filtergesetz von DARCY genutzt. Als erste Abschätzung ergeben sich ein Durchlässigkeitsbeiwert von $k_f \approx 10^{-5}$ m/s und eine Abstandsgeschwindigkeit $v \approx 0.3$ m/d.

Zur Charakterisierung der hydraulischen Vorgänge im restlochsnahen Bereich des Kippenmassives und zur Stützung von Modellrechnungen (CRISTOPH, S. 39), wurden durch das Institut für Hydrologie der GSF Neuherberg in den 4 auf der Kippe Cospuden befindlichen Gütepegeln im Abstand von einem Jahr Einbohrlochtracierungen mit dem Isotop ^{82}Br vorgenommen (MÜLLER, 1998).

Am Beispiel des Pegels RCO4 werden die Ergebnisse der Vergleichsmessungen im Zeitraum 8/97 und 7/98 präsentiert (Tab.1.). Der Wasserstand in diesem Pegel befand sich 1997 bei 21.8 m unter ROK und 1998 bei 18.5 m unter ROK (verstärkte Fremdfutung ab 3/98).



Profil #3, 2 m über Wasserspiegel (13.11.98)
 a) Pseudosektion der Messung vom 13.11.98
 b) Pseudosektion der Messung vom 18.12.98
 c) Quotient der Messungen a/b in Pseudosektionsdarstellung
 d) Inversion des Quotienten a/b

Profil #2, 4 m über Wasserspiegel (13.11.98)
 a) Pseudosektion der Messung vom 13.11.98
 b) Pseudosektion der Messung vom 18.12.98
 c) Quotient der Messungen a/b in Pseudosektionsdarstellung
 d) Inversion des Quotienten a/b

Profil #1, 6 m über Wasserspiegel (13.11.98)
 a) Pseudosektion der Messung vom 13.11.98
 b) Pseudosektion der Messung vom 18.12.98
 c) Quotient der Messungen a/b in Pseudosektionsdarstellung
 d) Inversion des Quotienten a/b

Abb. 8: Geoelektrische Quotiententomographie zur Beobachtung des Eindringens von Wasser aus dem See in die Kippe Cospuden

Teufe (m)	Filtergeschw. Aug 97 (m/d)	Filtergeschw. Jul 98 (m/d)	Richtung Aug 97 0°= Nord(°)	Richtung Jul 98 (°)
47.8	0.03	0.01	245	225
48.5	0.02	0.01	230	290
49.5	0.07	0.06	180	270

50 m unter ROK =63m NN

Tab.1: Einbohrlochtracermessungen am Pegel RCO4

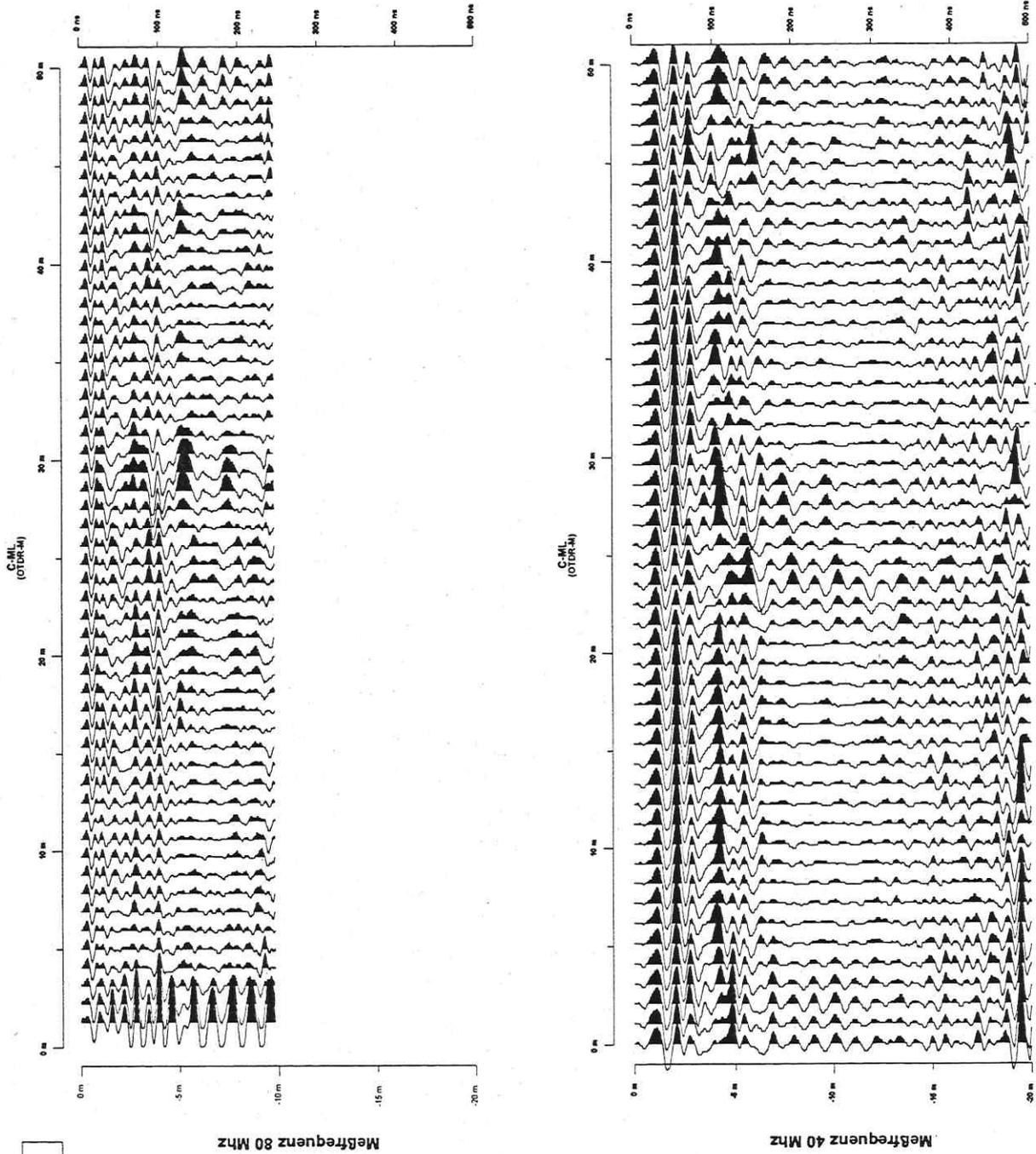
Zum Zeitpunkt beider Messungen stand der Seewasserspiegel mit 85 m NN bzw. 97 m NN deutlich oberhalb der Filterstreckenteufe des Pegels. Die ermittelte maximale Abstandsgeschwindigkeit (bei Porosität = 25 %) beläuft sich ebenfalls auf 0.3 m /d. Eine Fortführung der Messungen wird vorerst nach Einstellung des hydraulischer Gleichgewichtes zwischen Restlochsee und Kippe angestrebt.

Aus Aufzeichnungen der zunächst eingesetzten dynamischen Porenwasserdruckmessungen-Messungen [4] lassen sich keine Aussagen zur Wasserverteilung im Kippenkörper ableiten. Die aufgezeichneten hohen Druckwerte resultieren aus dem „Gebirgsdruck“ des bindigen Kippenmaterials auf den Drucksensor. Auf der Grundlage eines Dissipationstestes, der im November 1998 zwischen den Meßstellen T2 und C-ML erfolgte, wurden derartige Überlagerungseffekte berücksichtigt und Druckabfallkurven bis zur Einstellung des hydrostatischen Enddruckes aufgenommen (HEITMANN, 1998). In rölligen Bereichen dauerte dieser Vorgang nur wenige Minuten, in bindigen Zonen dagegen mehrere Stunden an.. Die aus Meßteufe und Druckwerten berechneten Grundwasserstände variieren um den Rohrwasserstand einer benachbarten Meßstelle. Im Untersuchungsbereich dürfte die Kippe unterhalb der Teufe 16-18m weitestgehend aufgesättigt sein.

Um die aus den Porendruckmessungen und Pegelständen abgeleiteten Grundwasseroberfläche zu belegen, wurden weitere geophysikalische Untersuchungen durchgeführt. Goelektrische Dipol-Dipol-Messungen auf zwei Profilen am C-ML zeigen deutlich die inhomogene Struktur der Kippe, erreichen aber nicht die erforderliche Eindringtiefe. Als weitere Methode wurde RADAR auf diesen Profilen eingesetzt. Verwendet wurde ein RADAR-Gerät vom Typ SIR System-2 mit einer Multiple Low Frequency Antenna Modell 3200. Damit können niedrige Frequenzen verwendet werden, die in bindigen Materialien (hohes ϵ_r) noch ordentliche Eindringtiefen aufweisen. Gemessen wurde mit den Frequenzen 40 Mhz und 80 Mhz im Stepmodus, an jedem Meßpunkt wurde 32-fach gestapelt. Damit erhöht sich das Signal-Rausch-Verhältnis um einen Faktor 5,7. Für die Abschätzung der relativen Dielektrizitätskonstanten zur Tiefeneichung wurde das Bohrprotokoll C-ML herangezogen. Den einzelnen Schichten wurden typische ϵ_r zugeordnet und dann entsprechend der Schichtmächtigkeiten das gewichtete Mittel gebildet. Ergebnis ist ein mittleres ϵ_r von 13,8. Wegen der inhomogenen Verhältnisse kann keine Geschwindigkeitsanalyse für einzelne Schichten erfolgen, weshalb die Tiefenskala der RADAR-Messungen nur als grobe Näherung gültig ist.

Gut sichtbar in den RADAR-Daten ist die oberflächennahe Reflexion der Deckschicht. Im zentralen Bereich gibt es Reflexionen bis in größere Tiefe, die vermutlich auf den Ausbau des C-ML zurückzuführen sind. Ausgeprägte Schichtreflektoren fehlen weitgehend, was aufgrund der Kippenstruktur zu erwarten ist. In einer Tiefe von ca. 18m gibt es eine durchgehende Reflexion, die eventuell mit dem im C-ML beobachteten Wasserspiegel in Zusammenhang steht. Wiederholungsmessungen und weiterführende Untersuchungen (z.B. goelektrische Weitaufstellungen) müssen dies noch bestätigen, da es sich prinzipiell auch um Kabelreflexionen oder Multiple handeln könnte. Bei der Reflexion in 5 m Tiefe am

Profilmeter 40-45 handelt es sich vermutlich um bindiges Material, die tieferliegenden Reflexionen sind wahrscheinlich Multiple.



Kippe Cospuden

Universität Leipzig
 Institut für Geophysik und Geologie
 RADAR-Messungen
 Feldmessungen:
 Datum: 19. August 1988
 Ort: Kippe Cospuden, Bohrung C-ML
 Profil 1, Ost-West Richtung
 Bezugshöhe = 112,9 m NN
 Meßsystem: C-ML
 Meßfrequenz: 80 MHz, 40 MHz
 Bearbeiter: I. Bunner, E. Mörz, H.-R. Gilsar
 Auswertung:
 Datum: 30.10.1988
 Verarbeitungssoftware: aspenwin/ii
 Verarbeitungsdaten: C-ML
 Bearbeiter: I. Bunner, E. Mörz

Koordinaten:
 C-ML: H 622 842,9 m, R 622 842,9 m, 112,9 m NN
 Profil 1: H 622 842,9 m, R 622 842,9 m, 112,9 m NN
 OTR-5: H 622 842,9 m, R 622 842,9 m, 112,9 m NN
 OTR-8: H 622 842,9 m, R 622 842,9 m, 112,9 m NN

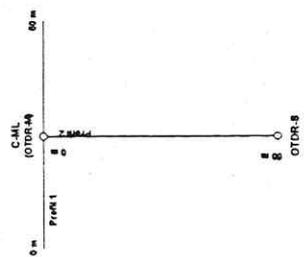


Abb. 9: RADAR-Messungen am Meßsystem C-ML

Über die verwendeten Gleichstrommessungen hinausgehend bieten Wechselstrommessungen zur Erfassung des komplexen elektrischen Widerstandes einen hoffnungsvollen Ansatz den Stoffwechsel des Schwefels vom Sulfid und Sulfat sowie den rückläufigen Prozeß unter sich einstellenden reduzierenden Bedingungen im Kippenkörper zu erfassen. Mit dem Verfahren der Spektralen Induzierten Polarisation (SIP) hat ULLRICH (Uni Leipzig) auf der Kippe Cospuden erstmals im Feldversuch erprobt den Sulfidschwefelgehalt im Kippenmassiv geophysikalisch abzuschätzen. Dispers im Untergrund verteilte Sulfide sind elektrisch aufladbar. Mit dem Verfahren SIP geschieht dies in mehreren Frequenzstufen. Die Phasenverschiebung zwischen Erregerstrom und Meßspannung ist ein Maß für die Konzentration des aufladbaren Materials im Untergrund. Auf der Kippe Cospuden wurden allerdings keine signifikanten Phasenverschiebungen für die erfaßte Meßtiefe 20m festgestellt. Das sind Anzeichen auf einen weitestgehenden Umsatz der Sulfide zu Sulfat am Untersuchungsstandort. Es ist beabsichtigt derartige Messungen auch im nicht aufgeschlossenen Vorfeld (Sulfidgehalt um 6%) der Tagebaue des Leipziger Südraumes durchzuführen.

Literatur

- FRIEDEL, S. (1997): „Grundlagenforschung zu geoelektrischen Untersuchungen für hydrogeologische Aufgaben in Altbergbaugebieten Mitteldeutschlands durch zerstörungsfreie Nachweismethoden“, Zwischenbericht der Universität Leipzig für das UFZ, Leipzig 1997.
- SCHRECK, M., NISHIGAKI, M., GLÄSER, H.R., CHRISTOPH, G., GROßWIG, S., HURTIG, E., KASCH, M., KÜHN, K. (1998): „Determination of Heat Production Zones at Open-Cast Mine Dump“, ASCE JOURNAL Of Environmental Engineering, Vol. 124, No 7.
- MÜLLER, J (1998): „Ergebnisse von Einbohrlochmessungen im Tagebau Cospuden bei Leipzig“Ergebnisbericht des Institutes für Hydrologie der GSF für das UFZ, Neuherberg 1998.
- HEITMANN, R. (1998): Ergebnisbericht zu Drucksondierungen auf der Kippe Cospuden FUGRO-Markkleeberg.

A. CARSTENSEN & W. POHL

Beobachtungen zum Wasserhaushalt der Innenkippe des Tagebaus Zwenkau

TU Braunschweig, Institut für Geowissenschaften, Abteilung für Angewandte Geologie, Pockelsstr. 3, 38106 Braunschweig

Kurzfassung

Infolge des Massendefizits beim mitteldeutschen Braunkohlenbergbau wird zukünftig eine rekultivierte Landschaft entstehen, die viele Seen umfaßt. Die Uferböschungen werden zum einen aus Innenkippenmassen und zum anderen aus anstehenden tertiären und quartären Schichten bestehen. Um die Stabilität der Böschungen langfristig zu sichern, ist es notwendig, neben den Materialeigenschaften die Morphologie und den Innenaufbau der Böschungen sowie ihren statischen und dynamischen Wasserhaushalt zu erfassen. Vor allem für die Innenkippen ist die Prognose dynamischer Veränderungen des Grundwasserhaushaltes äußerst schwierig. Im Rahmen des Projektes Statischer und dynamischer Wasserhaushalt von Kippen und dessen Auswirkungen auf die Langzeitstandsicherheit von Kippenböschungen wurden an einer Böschung im Tagebau Zwenkau bei Leipzig während einer Meßzeit von ca. 2 Jahren (Juli 1996 bis September 1998) hydraulische Daten gesammelt, die eine Fläche von ca. 40 ha und die gesamte Mächtigkeit der Kippe (ca. 50 m) betreffen. Damit existiert eine umfangreiche Datenbasis, die für unterschiedliche Nutzer die Möglichkeit eröffnet, qualitative und quantitative Auswertungen vorzunehmen. Das Ziel unseres Projektes waren Voraussagen der Porenwasserdruckreaktion als Produkt von kurz- und langperiodischen Extremniederschlägen. Hohe Porenwasserdrucke sind die häufigsten Ursachen für den Bruch von Böschungen. Hier werden jedoch nur jene Beobachtungen und Ableitungen beschrieben, welche die hydraulische Situation in der Innenkippe betreffen.

Einleitung

Projektgebiet und meßtechnisches Inventar

Das Projektgebiet befindet sich ca. 10 km südlich von Leipzig auf dem Betriebsgelände des Braunkohlentagebaues Zwenkau.

Das engere Projektgebiet, annähernd 1 km nördlich der Tagesanlagen Zwenkau gelegen, umfaßt eine Fläche von ca. 0,5 km² auf einer 20-30 Jahre alten Innenkippe an der Böschung zum eigentlichen Tagebau. Diese Bergekippe hat eine Mächtigkeit von ungefähr 50 m und setzt sich aus drei Kippenkörpern; der Abraumförderbrückenkippe (AFB-Kippe), Absetzerkippe (AK I) und Putzerkippe (PUK) zusammen. Die Basis ist das gewachsene Tertiär bzw. Prätertiär, das Top wird von einem 1-2 m mächtigen Misch- bzw. Kulturboden gebildet (Abb. 1).

Im Jahre 1996 wurden im Projektgebiet 24 Pegelmeßstellen eingerichtet und 6 Tiefbohrungen niedergebracht, wobei letztere in definierten Teufen mit jeweils 3 Porenwasserdruckgebern ausgestattet sind (Abb. 1). Im Zentralbereich des Arbeitsgebietes wurde eine Klimastation installiert. Mit einer Meßfrequenz von 10 Minuten wurden Niederschlagsmenge, Luftfeuchtigkeit, Luftdruck und Lufttemperatur registriert.

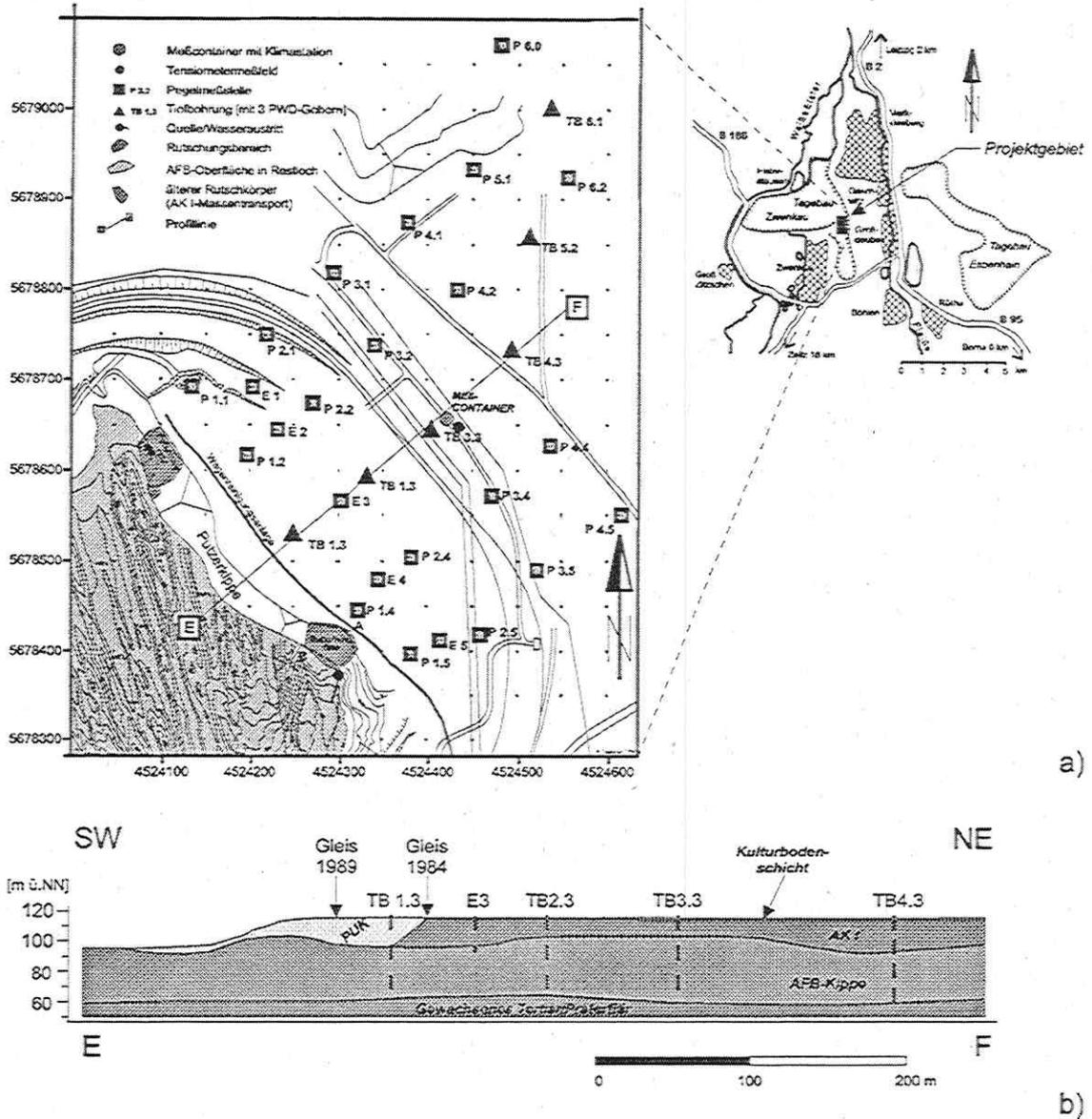


Abb. 1: a) Projektgebiet Tagebau Zwenkau mit meßtechnischem Inventar und geographischer Einbindung.
b) Profilschnitt E-F durch den Zentralbereich des Arbeitsgebietes.

Aufbau der Innenkippe im engeren Projektgebiet

Zusammensetzung, Struktur, Textur und die daraus resultierenden ingenieurgeologischen und hydraulischen Eigenschaften der Innenkippe sind das Resultat einer Vielzahl bergbaulicher Einflüsse. Neben der Abbaumethode spielen Fördermittel und in besonderem Maße die Versturztechnologie eine entscheidende Rolle.

Im Direktversturzverfahren wurden im Jahr 1970 die relativ einförmigen mitteloligozänen Massen der Böhlener Schichten über die Abraumförderbrücke auf die ehemalige Tagebausohle im Bereich des Projektgebietes verbracht. Somit ist die Basis der AFB-Kippe angenähert ein Planum, bestehend aus prätertiären sowie tertiären Ablagerungen. Eine intensive Gliederung der Oberfläche der AFB-Kippe ist durch die Ausbildung von Rippen

und Senken mit Schüttwinkeln von $38 \pm 2^\circ$ gegeben, demzufolge variiert die Mächtigkeit zwischen 24 und 40 m. Gegen Norden sind die maximalen Mächtigkeiten geringer (Abb. 2). Deutlich ist die Auswirkung des Drehpunktes Zwenkau, welcher zu einer Änderung der Streichrichtung der Kammstrukturen im Arbeitsgebiet von NE-SW nach NNW-SSE führt. Die AFB-Kippe besteht vorwiegend aus Schluffen und Feinsanden, mit geringen Variationen. Das Material ist aber aufgrund der großen Versturztiefe im Hinblick auf die Lagerungsdichte sehr inhomogen. Durch die Verkippung entstanden intern schräggeschichtete Kegel bzw. Rippen mit verdichteten Kernbereichen. In Randzonen und Senken zwischen den Rippen treten durch Abrollen lockere Lagerungsverhältnisse auf. Da der Verstoß der überlagernden Absetzerkippe erst einige Jahre später erfolgte (Abb. 1b und 2), unterlag die ehemalige Oberfläche der AFB-Kippe in der Zwischenzeit exogenen Prozessen (Verwitterung). Dies ist durch einen deutlichen Farbwechsel von dunkelgrün nach braungrün zu erkennen. Gleichzeitig waren lokal die steilen Böschungen der Rippen durch Abspülung und kleine Rutschungen betroffen.

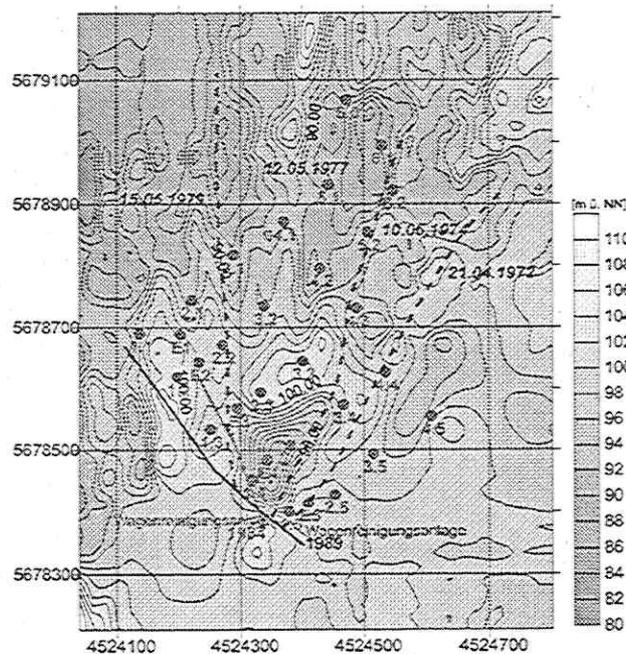


Abb. 2: Relief der Abraumförderbrückenkippe sowie Position der Tiefbohrungen und Pegelmeßstellen. Verlauf der ehemaligen Gleislagen des Zugabsetzers (- - -) und der heutigen Wagenreinigungsanlage.

Die Absetzerkippe (AK I) besteht im wesentlichen aus Massen des Vorschnitts, des Mittelabraums und aus dem Restabraum des Oberflözschmittes, welche mit Schaufelradbaggern gewonnen wurden. Die Materialien des Vorschnitts sind überwiegend pleistozäne Kiese und Sande, Geschiebelehm und limnisch-fluviatile Tone und Schluffe. Der Mittelabraum setzt sich sowohl aus kohlig-schluffigen Sanden mit Kohlestücken als auch aus tonig-schluffigen Partien, Deckschluff (Flöz II), Restkohle sowie Sand (aus dem Liegenden der mittelligozänen Schichten) zusammen. Kaolinton ist in verschiedenen Teufen in den Tief- und Pegelbohrungen erbohrt worden; lithostratigraphisch stammt dieses Material aus dem Restabraum des Hauptflözes. Bedingt durch die weit unterschiedlichen Bodenarten ist die Absetzerkippe intern kleinräumig strukturiert, ausgesprochen inhomogen und anisotrop. Eine gewisse räumliche Ordnung dieser Variationen entsteht durch Abrollen

beim Versturz über den Zugabsetzer als lamellenartiges Gefüge (Einfallswinkel $38 \pm 2^\circ$). Die Mächtigkeit der AK I liegt zwischen 12 und 30 m. Nach dem Versturz der Abraummassen durch den Zugabsetzer war ein Planum geschaffen worden. Auf dessen Oberfläche wurde ein wenige Meter mächtiger Tragboden (Mischboden/Kulturboden) aufgebracht, um eine bessere Befahrung und spätere Rekultivierung zu gewährleisten.

Ein Sonderfall der Kippenböschung, zufällig innerhalb des Arbeitsgebietes gelegen, ist die der Absetzerkippe vorgelagerte Putzerkippe bzw. Wagenreinigungsanlage (PUK). Sie liegt auf der AFB-Kippe und bildet die eigentliche Randböschung zum Tagebauloch (Abb. 1b). Ihre Umgrenzung, soweit nicht sichtbar, wurde aus älterem Kartenmaterial bzw. aus den Ergebnissen eigener Bohrungen rekonstruiert. Der Böschungswinkel liegt bei $38 \pm 2^\circ$. Die Mächtigkeit der Putzerkippe beträgt zwischen 8 und 20 m. Anders als bei den vorher beschriebenen Kippen werden hier die Abraummassen direkt aus den Waggons an der Böschung entladen. Es handelt sich um bindig-kohlige Materialien, die aus der Säuberung der Waggons stammen und um diverse Böden, die bei einem Ausfall der Absetzer verbracht werden, stellenweise ist auch Bauschutt vorzufinden. Zwischen Gleis und Böschungskante werden diese Abraummassen mit Raupen auf dem Planum verteilt und verdichtet. Der Großteil wird über die Böschungskante geschoben. Somit entstehen söhlige Lagen im Bereich der Ebene, an der Böschung selbst dagegen bilden sich Schüttlamellen, dem natürlichen Reibungswinkel folgend. An der Böschungsfläche ist die Lagerungsdichte zunächst sehr locker, erst durch die Auflast nachfolgend aufgebrachtter Massen ist eine Verdichtung zu erwarten. Dagegen sind die Schichten im Bereich der Arbeitsebene der Raupen deutlich verdichtet.

Hydrogeologische Situation im Meßfeld Zwenkau

Die 20-30 Jahre alten Kippenkörper im Projektgebiet sind durch Regenfälle während der Schüttung und seitherige Infiltration von Niederschlägen wassergesättigt. Die Pegelmessungen belegen, daß ein ungespannter Grundwasserkörper mit einem annähernd einheitlichen Grundwasserspiegel existiert (Abb. 3).

Diese Aussage beruht auf den Meß- und Versuchsergebnissen der 24 im Meßfeld eingerichteten 2"-GW-Meßstellen, welche jeweils an der Basis der obersten Kippe, also Absetzer- bzw. Putzerkippe über eine Strecke von 2 m verfiltert sind. Ferner wurden langjährige Grundwasserstandsmessungen der von der LMBV unterhaltenen Meßstellen im Arbeitsgebiet und in dessen Peripherie berücksichtigt, sowie Porenwasserdruckdaten der 18 pneumatischen Piezometer. Diese Geber wurden in verschiedenen Teufen der Kippenkörper positioniert.

Die Grundwasseroberfläche liegt nach Auswertung der Pegelmessungen innerhalb der Absetzerkippe bzw. im böschungsnahen Bereich in der Putzerkippe, so daß die darunter befindliche AFB-Kippe grundsätzlich als grundwassergesättigt gelten muß.

Im nördlichen und östlichen Projektgebiet ist der Flurabstand mit 1,5-3,0 m unter Geländeoberkante (GOK) sehr gering; zur Böschung hin nimmt er kontinuierlich bis auf Werte > 8 m unter GOK zu. Die allgemeine Fließrichtung verläuft vom Zentrum der Zwenkauer Kippenfläche in südwestlicher Richtung zur Putzerkippenböschung, damit verbunden ist ein Anstieg des hydraulischen Gradienten.

Die Entwicklung der Standrohrspiegelhöhen bzw. Porenwasserdrucke in den oberen Kippenkörpern in den Perioden September 1996 bis September 1997 sowie September 1997 bis September 1998 zeigt variable Tendenzen (Abb. 4). Die größten Anstiege sind in den vier böschungsnahen Pegeln P 1.1, P 1.2, E 1 und E 2 aufgetreten. Im Zentralbereich des

Arbeitsgebietes sowie in südlicher Richtung nimmt der Betrag des Anstiegs ab und es treten vereinzelt fallende Grundwasserstände auf. Der Vergleich der beiden dargestellten hydrologischen Jahre zeigt, daß im ersten Meßjahr fast alle Meßstellen eine Erhöhung des Grundwasserspiegels verzeichneten, im Gegensatz dazu ist im zweiten Meßjahr ein geringer negativer Trend - vor allem im südlichen und östlichen Projektgebiet - registriert worden. Der Anstieg der Wasserspiegelhöhe kann im nördlichen Projektgebiet vermutlich teilweise auf Rückstaueffekte zurückgeführt werden, hervorgerufen durch die relative Lage der Putzerkippenböschung zu den Rippenstrukturen der Abraumförderbrückenkippe. Im nördlichen Bereich wirkt sich dies als Barriere aus. Im südlichen Böschungsbereich, wo die Rippen der unterlagernden Kippe annähernd senkrecht aus der Böschung herausstreichen, sind günstigere hydraulische Wegsamkeiten gegeben (Abb. 2). Zum anderen spiegeln sich hinsichtlich der Wasserspiegelerhöhung sicher die Reaktionen des Grundwasserhaushaltes auf die Niederschlagsereignisse des Juli 1997 (128,1 mm) wider.

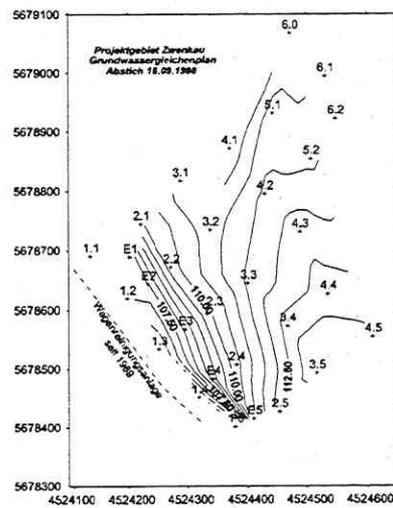


Abb. 3: Meßfeld Zwenkau: Grundwassergleichenplan Abstich 19.09.1998

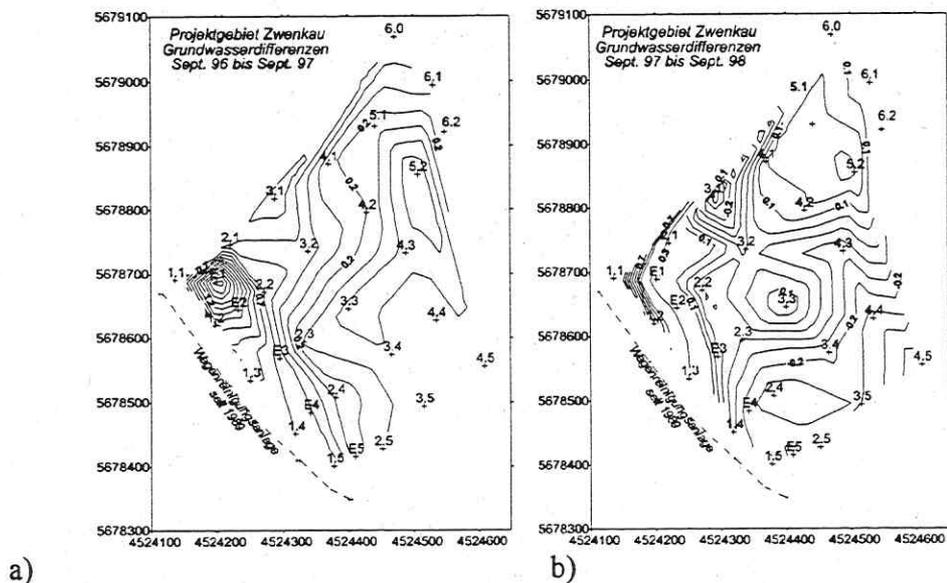


Abb. 4: Grundwasserdifferenzenpläne

a) September 1996 bis September 1997 b) September 1997 bis September 1998

Aufgrund der Heterogenität der Kippen hinsichtlich Material, Lagerungsdichte und morphologischer Gestaltung des Untergrundes treten in der Innenkippe Über- und Unterdruckbereiche auf. Dies ist sowohl durch Rückrechnung der Porenwasserdrucke auf die überlagernde Wassersäule (Abb. 5) wie auch durch Beobachtungen während der Bohrarbeiten nachgewiesen. Die Konsistenz der Kippenböden schwankt zwischen breiig und steif. Das erstgenannte Material steht unter Porenwasserüberdruck und stieg deshalb in offenen Bohrstrecken auf. Steife Böden sind oft nicht voll wassergesättigt, belegen also Porenwasserunterdruck.

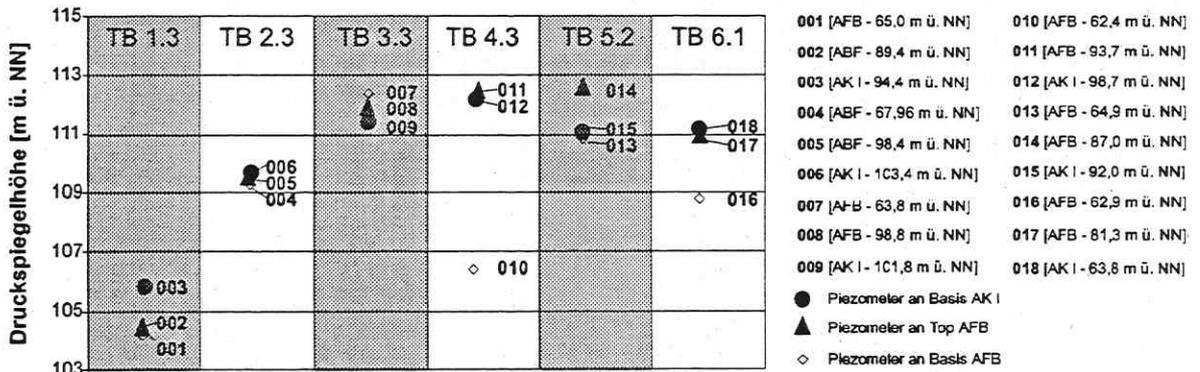


Abb. 5: Darstellung der piezometrischen Druckhöhen der Porenwasserdruckgeber bezogen auf m ü. NN (Stichtag 09.06.1997).

Eine Vielzahl weiterer Feldversuche und Messungen bestätigen den heterogenen und anisotropen Charakter vor allem der Putzer- und Absetzerkippe. Diese zeigen z.B. für gleiche Niederschlagsereignisse z.T. deutlich unterschiedliche Reaktionen. Zur Verdeutlichung sind die Grundwasserspiegelgänge der seit Juli 1997 mit automatischen Meßgeräten ausgerüsteten Pegel P 2.1, P 2.4 und P 3.4 in der Abb. 6 dargestellt.

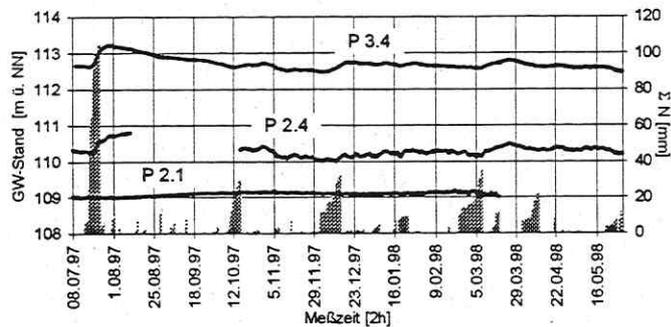


Abb. 6: Pegelgänge an den Grundwassermeßstellen P 2.1, P 3.1 und P 3.4. (Meßreihen um den Betrag der Luftdruckschwankungen mittels Differenzenbildung korrigiert).

Die Wasserspiegelerhöhungen im Bereich der Meßstellen P 2.4 und P 3.4, als Reaktion auf die Starkniederschläge im Juli 1997, liegen zwischen 50 und 60 cm WS. Der Beginn der Aufspiegelung wurde fast zeitgleich von beiden Druckaufnehmern ca. 5 Tage nach Einsatz des Niederschlags registriert. Bis zu diesem Zeitpunkt war eine Niederschlagsmenge von annähernd 30 mm zu Vorsättigung und Durchfeuchtung des Bodens notwendig, bevor eine Grundwasserneubildung einsetzt. Der Pegel P 3.4 erreicht bereits nach 10 Tagen den Maximalwert. Dieser Wert ist zu dem gleichen Zeitpunkt und auch 10 Tage später am

Geber in der Meßstelle P 2.4 noch nicht überschritten. Aufgrund eines Meßausfalls ist der weitere Verlauf unklar. Eine diametral andere Entwicklung zeigt die Meßreihe des Gebers der Meßstelle P 2.1, obwohl dieser in einem ähnlichen Niveau verfiltert ist, wie die beiden eingangs erwähnten. Zunächst ist ein stark verzögerter Einsatz gegeben, danach wird ein deutlich geringeres Signal (ca. 10 cm WS) registriert. Beim Vergleich der lithologischen Gegebenheiten im Bereich der Filterstrecken dieser Meßstellen ist auffällig, daß in P 2.4 und P 3.4 eher sandige Schichten auftreten, die gute hydraulische Wegsamkeiten bieten und damit diese Reaktionen erklären. Hingegen ist die Filterstrecke der Pegelmeßstelle P 2.1 von 4 m mächtigen Schluffen umgeben bzw. überlagert, zudem tritt im Hangenden ein 2 m mächtiger Tonhorizont auf. Das begründet die stark abgeschwächte und verzögerte Reaktion auf Niederschläge in P 2.1.

Weitere Hinweise auf Inhomogenität und Anisotropie der oberen Kippenkörper liefern die weit streuenden Durchlässigkeitsbeiwerte, welche durch verschiedene Feldversuche, z.B. slug- and bail-Tests, Auffüll- und Kurzpumpversuche (Abb. 7) sowie Laborversuche (Durchlässigkeitsversuche, Abschätzung über Kornverteilung) ermittelt wurden.

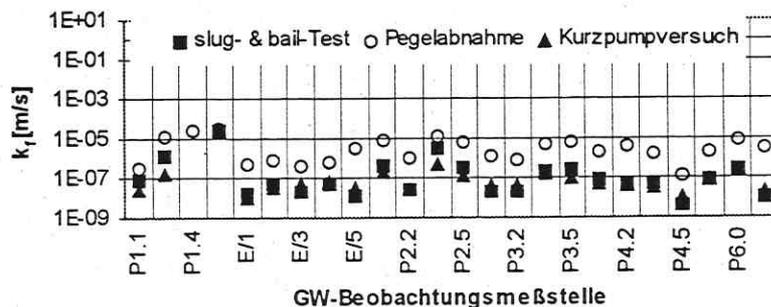


Abb. 7: Zusammenstellung der im Feld ermittelten k_f -Werte im Projektgebiet.

Aus all diesen Daten wurden zunächst für weitere Betrachtungen folgende Wertebereiche als „beste“ Schätzungen bestimmt:

PUK	5E-7 bis 5E-8 m/s
AK I	1E-7 bis 1E-9 m/s
AFB-Kippe	2E-8 m/s

Die Festlegung erfolgte für die Absetzer- und Putzerkippe unter Berücksichtigung der slug- and bail-Tests, sowie unter Einbeziehung der laborativen Parameterbestimmung an Haufwerk- und Linerproben. Letztere standen ausschließlich für die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes der relativ homogen zusammengesetzten Abraumförderbrückenkippe zur Verfügung. Die weiten Wertebereiche für die beiden jüngeren Kippenkörper weisen bereits darauf hin, daß erhebliche Schwankungen hinsichtlich des hydraulischen Verhaltens zu erwarten sind. Lamellen mit höheren k_f -Werten können als gute Grundwasserleiter wirken, sofern sie nicht von geringleitendem Material umschlossen sind. Einzelne Pegel können deshalb bei Auffüll- und Kurzpumpversuchen unterschiedliche Reaktionen zeigen. Sowohl bei der mathematischen Modellierung von Porenwasserdruckreaktionen in der Kippe, als auch bei der Simulation der Grundwasserströmungsverhältnisse in der Kippe durch FE-Methoden wurden durch Ansatz höherer Durchlässigkeiten bessere Ergebnisse erreicht. Das hydraulische Verhalten der Kippen ist demgemäß grundsätzlich durch den relativ geringen Anteil an durchlässigen Lamellen dominiert. An einem bestimmten Ort zutreffende Parameter können jedoch nicht vorhergesagt werden, auch nicht mit Methoden der ortsabhängigen Variablen (Geostatistik).

Die ausgeprägte Heterogenität der jüngeren Kippen wird durch die Ergebnisse der geophysikalischen Vermessung von 14 der 24 Grundwassermeßstellen bestätigt. Zur Erfassung des relativen Tonanteils wurden Gamma-Messungen durchgeführt. Neutron-Verfahren sollten Hinweise auf Porosität und Wassergehalt des Gebirges geben. Eine Abschätzung der Dichte der Kippenmaterialien sollte über Gamma-Gamma-Messungen ermöglicht werden (Density Log). Die Messungen lieferten gute Ergebnisse hinsichtlich des heterogenen lithologischen Aufbaus und erlaubten eine Präzisierung der Bohrprotokolle. Vor allem aber ergaben sich ergänzende Daten zu Lagerungsdichte und Wasserführung.

Die Logs der Pegelmeßstelle E 4 spiegeln die vereinfachten Ansätze der Annahme einer „quasi“ einheitlich eingestellten Druckspiegelhöhe der Innenkippe wider (Abb. 8 oben), ebenso P 1.2, E 3, P 2.4, P 2.5. Das GR-Log weist hier auf mehrere schmale Lamellen mit höheren Tongehalten hin (1,8, 4,2, 11,2, 17,8, 21,8 und 26,5 m Tiefe), die im lithologischen Log zumeist wie erwartet mit Schluffpartien zusammenfallen. Auch in überwiegend grobsandigem Material kann jedoch wie bei 11,2 m Tiefe erhöhter Tongehalt (vielleicht ein vereinzelter Tonbrocken) auftreten. Das GG-Log ergibt beträchtliche Variation der Lagerungsdichte: Sehr niedrige Dichte von Schluff im Abschnitt von 3,0 bis 6,5 m Tiefe (Porenraum luftgefüllt in Kombination mit lockerer Lagerung), mit dem Eintritt in die wassergesättigte Zone eine mittlere Dichte bis etwa 15 m Tiefe (Sande), dann ein Anstieg auf sehr hohe Dichte in Sand und Schluff. Die Schluffe von 16,5 bis 26,0 m müssen sehr stark verdichtet sein, mit geringer Porosität. Vermutlich handelt es sich hierbei um einen Schüttkern. Diese Vermutung wird gestützt durch die Position des Bohransatzpunktes hinsichtlich der Geometrie der ABF-Kippe, die aufgrund der Tieflage auf eine größere Schütthöhe hinweist und damit auf die Möglichkeit der versturztechnologisch bedingten Verdichtung. Das NN-Log zeigt anschaulich den rasch zunehmenden Wassergehalt mit Annäherung an den Ruhewasserspiegel bei 6,3 m Tiefe, mit einem schwebenden Wasserkörper in der ungesättigten Zone bei 0,5-1,5 m unter GOK.

Weniger eindeutig ist die Übereinstimmung der vollständigen Wassersättigung und den zu erwarteten Meßwerten unter dem Ruhewasserspiegel in den Beobachtungsmeßstellen P 2.1, P 3.2, P 3.5, P 4.2 und P 4.4.; beispielhaft sei hier die Pegelmeßstelle P 2.2 angeführt (Abb. 8, unten). Dort ist der Ruhewasserstand im lithologischen Profil bei 4,0 m u. GOK angegeben. Ein entsprechender Anstieg des Wassergehaltes ist im Neutron-Neutron-Log gut erkennbar. Nach einer sehr wasserarmen Lamelle bei 9,0-10,0 m Tiefe nimmt der Wasseranteil in einer Teufe von 10,0 m u. GOK noch einmal deutlich zu; dieser Betrag bleibt annähernd bis zur Endteufe konstant. Bemerkenswert ist die Koinzidenz der gering wasserführenden Schicht mit einem Mittel- bis Grobsandabschnitt im lithologischen Profil, die durch entsprechende Gamma-Werte abgesichert ist. Ähnliche Gesteine im Pegel E 4 haben höhere Wassergehalte, so daß angenommen werden muß, daß diese Schicht in P 2.2 tatsächlich nicht voll gesättigt vorliegt. Die Erklärung kann entweder eine allseits den Grobsand einhüllende tonig-schluffige Schicht sein, oder es liegt erhöhter Gasgehalt der Porenfüllung vor.

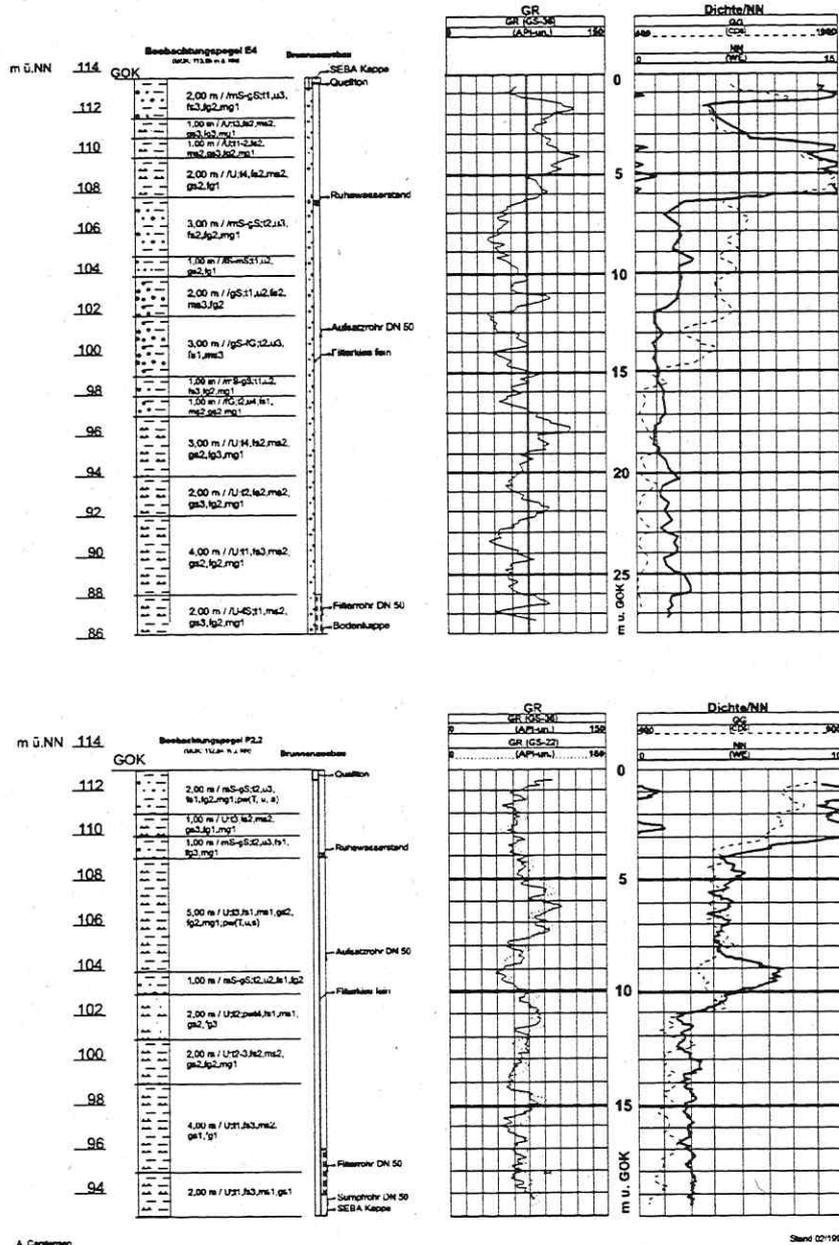


Abb. 8: Geophysikalische Bohrlochvermessung (BLM) an zwei Grundwassermeßstellen (E 4 und P 2.2), mit den entsprechenden lithologischen Bohrprofilen.

Zusammenfassung

Im engeren Arbeitsgebiet kann in erster Näherung festgestellt werden, daß das Wasser der Abraumförderbrückenkippe und der Absetzerkippe ein gemeinsames Druckniveau ausgebildet hat, darunter sind die Kippenböden wassergesättigt. Es gibt aber Teilbereiche mit Untersättigung oder mit Porenwasserüberdruck. Unter Berücksichtigung der „besten“ durchschnittlichen Durchlässigkeitsbeiwerte für die verschiedenen Kippenkörper (PUK: $k_f = 5E-07$ bis $5E-08$ m/s; AK I $k_f = 1E-07$ bis $1E-09$ m/s und AFB $k_f = 2E-08$ m/s) ergibt sich im Zentralbereich des Arbeitsgebietes eine dominant vertikale Strömungsrichtung, welche mit Annäherung an die Böschung bzw. an das Tagebauloch eine zunehmend horizontale Komponente aufweist. Die Auswertung hydrogeologischer, ingenieurgeologischer und geophysikalischer Daten erzwingt eine Präzisierung dieses schematischen Modelles, da Anisotropie und Inhomogenität der Kippenkörper hydraulische Lokaleffekte bewirken, die

dem allgemeinen Trend nicht folgen. Die detaillierten Analysen bestätigen das Modell einer extrem inhomogenen Absetzer- und Putzerkippe hinsichtlich der beteiligten Bodenarten, der Lagerungsdichte und davon abzuleitender Eigenschaften. Die internen Strukturen bzw. die einzelnen Homogenbereiche können jedoch infolge ihrer geringen Ausmaße mit wirtschaftlich tragbarem Aufwand nicht erkundet werden. Zur Behandlung weiterführender Fragen müssen deshalb für die jeweils wichtigen Eigenschaften spezifische Mittelwerte mit einem akzeptablen Varianzbereich gefunden werden.

G. CHRISTOPH

Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß der Kippe Zwenkau/Cospuden

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle,

Kurzfassung

Im vorliegenden Beitrag wird versucht, experimentelle Einzelergebnisse zur Hydraulik der Braunkohlentagebaukippe Zwenkau/Cospuden unter einem übergeordneten Aspekt zu analysieren, zu interpretieren und zu verallgemeinern.

Dazu wurden mit Hilfe der hydrodynamischen Modellierung zur Beschreibung ungesättigter und gesättigter Zonen von Porengrundwasserleitern auf der Basis der Richardsgleichung die Sensitivität folgender Einflußgrößen auf die Sättigungs- und Geschwindigkeitsverteilung getestet: K_f -Verteilung in der Kippe, Anfangssättigung, Grundwasserneubildung, Randbedingungen, Anwendbarkeit verschiedener Ortsskalen. Die Modellierungen erfolgten mit dem Simulationsprogramm FEFLOW Version 4.7.

Danach lassen sich folgende Aussagen treffen. Der Aufsättigungsprozeß der Kippe in Cospuden ist noch nicht abgeschlossen. Auch 10 Jahre nach Beginn der Flutung ist zu erwarten, daß in der Förderbrückenkippe nur die Seerandzone vollständig gesättigt ist. Die hochaufgelöste Sättigungsverteilung im Innern der Kippe wird weitgehend durch die Anordnung von gut und schlecht wasserleitenden Zonen bestimmt. Die langfristige Entwicklung der Kippenaufsättigung wird im wesentlichen durch die Grundwasserneubildung und Zuflüsse von außen, insbesondere die Flutung des Tagebaurestlochs, geregelt.

Einleitung

Die vorliegenden Modelluntersuchungen widmen sich dem Thema der Neubewertung des bisher bekannten Datenmaterials zur Hydraulik der Kippen.

Grundannahme der Modelluntersuchungen ist, daß der Auffüllprozeß der Kippen als instationärer Prozeß einer anfangs ungesättigten inhomogenen Kippe mit dränierenden Zwischenschichten aufgefaßt wird. Ein solcher Prozeß ist über hydrodynamische Gleichungen der ungesättigten Zone beschreibbar. Die Modellstudien haben das Ziel, herauszufinden, welches die wesentlichen Prozesse sind, die für die Aufsättigung der Kippen verantwortlich sind.

Geologischer und hydrogeologischer Erkenntnisstand

In Abb. 1 ist schematisch der prinzipielle Aufbau der Braunkohlentagebaukippe zwischen Cospuden und Zwenkau in einem Vertikalschnitt senkrecht zur Gleisrichtung eines Tagebauabschnittes dargestellt, wie er auch in der Modellierung (über 2 Rippen der Förderbrückenkippe) verwendet wird.

Eine geringmächtige relativ wasserundurchlässige nach dem Kohleabbau verbleibende Kohleschicht bildet die bei ca. 60 m NN die untere Schicht- und Modellgrenze. Über der Kohleschicht befinden sich Abraummassen der zuerst angelegten Förderbrückenkippe mit Rippenstrukturen einer Periodizität, die mit dem jeweiligen Abbaufortschritt (Gleisrückbreite) für die Tagebaugeräte zusammenhängt. Im betrachteten Gebiet beträgt die Länge dieser Rippen mehr als 1000 m. Die mittleren Abmessungen der Vertikalstrukturen sind aus Abb. 1 zu entnehmen.

Die Rippenstruktur selbst ist nicht homogen, sie besteht vielmehr aus vielen geringmächtigen in sich relativ homogenisierten Schichten, die im wesentlichen parallel zur Oberflächenstruktur der Förderbrückenkippe angeordnet sind.

Im allgemeinen liegen die Rippenstrukturen viele Jahre offen. Dabei können physikalische Verwitterung und chemische Reaktionen dazu führen, daß die oberflächennahe Zone Strukturveränderungen (z.B. infolge Kolmation) erfährt, die zu einer Erniedrigung des K_f -Wertes führt (SCHOLZ & KAUBISCH 1986). Über die sich so ausbildende Zwischenschicht ist wenig bekannt. In den Modellannahmen wird aus rechentechnischen Gründen eine Schichtdicke von 3 m angenommen.

Nach einer bestimmten Liegezeit der Förderbrückenkippe wird die Absetzerkippe bis zu einer Höhe von ca. 112 m NN geschüttet. Die Materialparameter der Absetzerkippe streuen stark, sind aber denen der Förderbrückenbrücke ähnlich. Abweichungen gegenüber der Förderbrückenkippe ergaben sich zum Zeitpunkt der Messung (14 Jahre nach Anlage der Förderbrückenkippe und 7 Jahre nach Anlage der Absetzerkippe) insbesondere für die Sättigung im oberen Bereich der Absetzerkippe. Dort wurden teilweise nur $s = 0,1$ gemessen. In den Modellrechnungen wird in Übereinstimmung mit den Daten der Förderbrückenkippe zu Beginn der Anlage der Absetzerkippe versuchsweise ebenfalls $s = 0,5$ angenommen. Auf der Förderbrückenkippe liegt schließlich noch eine ca. 2 m starke Bodenschicht.

Modellierung

Die hydraulische Beschreibung (DIERSCH 1998) der ungesättigten Zone incl. ihrem Grenzfall, der gesättigten Zone ($s = 1$), erfolgt über das nichtlineare Gleichungssystem Richardsgleichung (1) und Darcygleichung (2) für das hydraulische Potential h , den Darcyflußvektor q und die Sättigung s

$$\left[S_0 s(\psi) + \varepsilon \frac{\partial s(\psi)}{\partial \psi} \right] \frac{\partial h}{\partial t} + \nabla \cdot q = Q_h \quad (1)$$

$$q = -K_r(s) K_{\max} \left(\nabla h + \frac{\rho - \rho_0}{\rho} e \right) \quad (2)$$

mit	$h = z + \psi = z + p^f / \rho \cdot g$	hydraulisches Potential
	z	Vertikalkoordinate
	ψ	kapillare Druckhöhe
	p^f	Druck
	g	Erdbeschleunigung
	S_0	Speicherkompressibilität
	ε	Porosität
	Q_h	Fluß-Quelldichte
	K_{\max}	maximale hydraulische Leitfähigkeit (K_f)
	K_r	relative hydraulische Leitfähigkeit
	ρ, ρ_0	Dichte und Bezugsdichte des Wassers
	e	vertikaler Einheitsvektor

Im folgenden sollen die Abhängigkeiten der relativen hydraulischen Leitfähigkeit K_r und der kapillaren Druckhöhe ψ in der ungesättigten Zone von der effektiven Sättigung s_e

näherungsweise durch das parametrisierte van Genuchten-Mualem-Modell (DIERSCH, 1998) vorgegeben werden:

$$s_e = \begin{cases} 1 & \text{für } \psi < 0 \\ \frac{1}{[1 + (A|\psi|^n)]^m} & \text{für } \psi \geq 0 \end{cases} \quad (3)$$

$$K_r = (s_e)^{1/2} \left\{ 1 - [1 - (s_e)^{1/m}]^m \right\}^2 \quad (4)$$

mit der effektiven Sättigung

$$s_e = \frac{s - s_r}{s_s - s_r}, \quad (5)$$

wobei s die Sättigung, s_s die maximale Sättigung, s_r die residuale Sättigung und A , n , $m = 1 - 1/n$ experimentelle Anpaßparameter darstellen.

Das Gleichungssystem ist unter Vorgabe des Ziels der Modellierung, der Geometrie des jeweiligen Modellgebiets, der Rand- und Anfangsbedingungen sowie der Materialparameter zu lösen, und die Ergebnisse sind zu interpretieren.

Die Lösung erfolgte mit dem Simulationsprogramm FEFLOW Version 4.7.

Speziell wurden folgende Situationen untersucht

- Aufsättigungsprozesse der Förderbrückenkippe und der Absetzerkippe in einem vertikalen Schnitt senkrecht zu den Rippenstrukturen (Abbn. 1-2) in der Nähe einer hypothetischen Grundwasserscheide.
- Aufsättigungsprozesse der Förderbrückenkippe und der Absetzerkippe in einem vertikalen Schnitt parallel zu den Rippenstrukturen (Abb. 3) von der hypothetischen Grundwasserscheide bis zum entstehenden Tagebaurestsee.

Vertikaler Schnitt senkrecht zu den Rippenstrukturen

Geometrie

Die Annahme, daß sich der gewählte Schnitt in der Nähe der Grundwasserscheide befindet, garantiert, daß die Voraussetzung für eine vertikal-ebene Modellierung, nämlich die Vernachlässigung des Flusses senkrecht zur Modellebene, gesichert ist. Um eine hohe Auflösung von ca. 0,30 m zu gewährleisten, wurde ein Modellgebiet gewählt, das die volle Kippenhöhe aber nur 2 Rippenbreiten umfaßt. Das Modellgebiet mit den detaillierten geometrischen Abmessungen ist in Abb. 1 dargestellt. In der Diskretisierung der 12 Superelemente setzt sich die Modellfläche aus ca. 42000 Dreiecksflächenelementen zusammen, deren kleinstes eine Seitenlänge von ca. 0,30 m hat. Zusätzlich zu den in sich homogen angenommenen Großstrukturen werden in der Förderbrückenkippe zwei in sich homogene unabhängige Dränagesysteme mit einer Mächtigkeit von ca. 0,60 m betrachtet, die die kolmatisierte Zwischenschicht im Rippental durchbrechen. Das rechte System speist dabei 4 zur Rippenkontur parallele Schichten, das linke 2. Die Lage der Dränageschichten und ihre Verzweigungen sind in Abb. 1 zu erkennen. Mit diesen Schichten, die in ihren Abmessungen und Materialparametern noch hypothetisch sind, der Realität jedoch vermutlich recht gut entsprechen, sollen mögliche durch die Schüttungstechnologie erzeugte räumliche Inhomogenitäten erfaßt werden.

In der Absetzerkippe sind für Testzwecke ähnliche hydraulische Wegsamkeiten (allerdings mit weniger Symmetrie) vorgesehen.

Rand- und Anfangsbedingungen

Der Fluß durch das Liegende wird vernachlässigt. Seitliche Flüsse quer durch die Rippen sind denkbar, die hohe Symmetrie der Kippe und die Kipptechnologie regen als Näherungsannahme aber ebenfalls die Vernachlässigung des Flusses durch die rechte und linke Modellgrenze an. Die Grundwasserneubildung stellt eine Randbedingung 2. Art am oberen Rand des jeweiligen Modellgebiets dar.

Gemäß der Definition des hydraulischen Potentials läßt sich bei Kenntnis der Materialparameter für die ungesättigte Zone die Anfangsverteilung des hydraulischen Potentials festlegen, wenn man die Feuchteverteilung zu Beginn vorgibt. Diese Möglichkeit wird im folgenden genutzt.

Materialdaten

Die Eingangsmaterialdaten, die in der Ergebnisdiskussion noch variiert werden, sind

$\varepsilon = 0,55$ (0,45)	im gesamten Modellgebiet
$K_f = 10^{-7}$ m/s	ungestörter Bereich der Absetzer- und Förderbrückenkippe
$K_f = 10^{-8}$ m/s	Zwischenschicht
$K_f = 10^{-5}$ m/s	Entwässerungsschichten
$K_f = 10^{-9}$ m/s	Deckschicht
$S_o = 10^{-4}$ m ⁻¹	Speicherkompressibilität
$s_s = 1,0$	maximale Sättigung
$s_r = 0,05$	residuale Sättigung
$A = 1,2$ m ⁻¹	Parameter
$n = 3$	Parameter

Alle Abbildungen beziehen sich auf $\varepsilon = 0,55$. Mit diesem Maximalwert wurde bewußt gerechnet, um nachzuweisen, daß sich selbst bei einem derart hohen ε auch ohne Grundwasserneubildungsrate relativ hohe Wasseranstiegsraten berechnen lassen.

Die Speicherkompressibilität ist als Standardwert vom Programm FEFLOW 4.7 übernommen worden.

Für die ungesättigte Zone liegen keine Materialdaten vor, weshalb für die Parameter A und n Anpaßparameter verwendet wurden, die den Mittelwert aus entsprechenden Literaturwerten (DIERSCH, 1998) ähnlicher Materialien darstellen. Die residuale Sättigung ist rein hypothetisch, sie liegt bewußt unterhalb der niedrigsten gemessenen Sättigung von $s = 0,1$ bei $s_r = 0,05$. Der Parametersatz zur Beschreibung der ungesättigten Zone des Modellgebiets wurde wegen nicht vorhandener experimenteller Daten für alle Schichten einheitlich angenommen. Diese grobe Vereinfachung ist unter dem Aspekt zu sehen, daß die eigentliche Zielgröße der Modellstudien darin besteht, prinzipielle Aussagen über den Einfluß einzelner Modellannahmen und Parameter auf die örtliche und zeitliche Verteilung der Sättigung in den Kippen zu machen. Es geht nicht um eine detailgetreue Übereinstimmung zwischen Messung und Rechnung.

Ergebnisse: Liegezeit Förderbrückenkippe

Entsprechend den experimentellen Untersuchungen wurde die Anfangssättigungsverteilung im gesamten Gebiet Zwischenschicht und Förderbrückenkippe mit $s(t=0) = 0,5$ Sättigung

angenommen. Es gibt also zu Beginn der Entwicklung keine gesättigten Bereiche. Die (zum Modellierzeitraum noch nicht vorhandene) Absetzerkippe wurde ignoriert. Das Eindringen von Niederschlagswasser mit zeitgemittelt $0,2 \text{ m/a}$ (KNAPPE, 1998) wurde durch Randbedingungen 2. Art unmittelbar auf der Rippenoberfläche modellmäßig erfaßt.

Abb. 1 zeigt die Sättigungsverteilung 100 Tage, ein Jahr und 7 Jahre nach Beginn ($t = 0 \text{ d}$) der Ausgangssituation. Danach erfolgt die Entwässerung der bevorzugten Schichten im wesentlichen von oben nach unten, weshalb sich das Wasser demzufolge in den tiefsten Lagen dieser Zonen sammelt. Der erhöhte Grundwasserstand in der linken Hälfte hängt damit zusammen, daß in diesem Bereich die leichtdurchlässigen Gebiete mit der größeren Querschnittsfläche, die demzufolge auch mehr Wasser enthalten, hier enden.

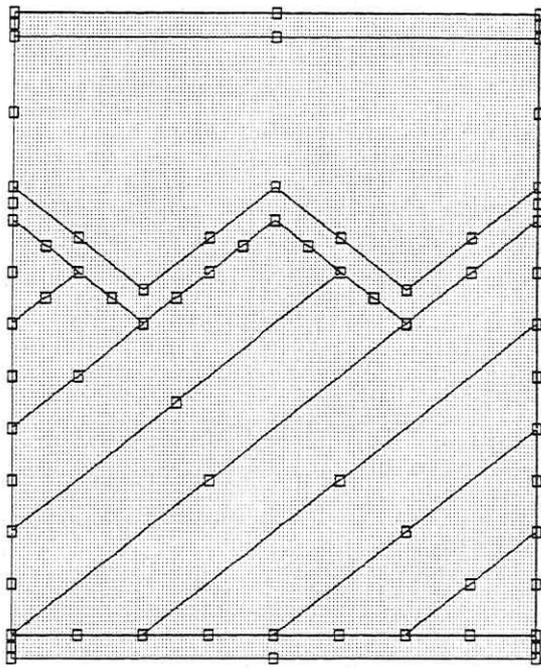
Nach 7 Jahren, dem angenommenen Zeitpunkt, an dem die freie Liegezeit der Förderbrückenkippe beendet ist, zeigt die Grundwasseroberfläche jetzt eine ausgeglichene Kontur. Der Wasserstand links ist nach wie vor höher als rechts. Der nach 7 Jahren Liegezeit erreichte Grundwasserstand beträgt im Mittel ca. $8,6 \text{ m}$ (für $\varepsilon = 0,45$ ca. $13,8 \text{ m}$), woraus sich eine mittlere Wasseranstiegsgeschwindigkeit von $1,22 \text{ m/a}$ (für $\varepsilon = 0,45$ ca. $2,05 \text{ m/a}$) berechnet. Die Wasseranstiege in den einzelnen Beobachtungspunkten zeigen eine gute Übereinstimmung mit den wenigen bekanntgewordenen Grundwasseranstiegsgeschwindigkeiten in der Förderbrückenkippe, die zwischen $1,2 \text{ m/a}$ und $1,8 \text{ m/a}$ liegen.

Um den Einfluß der mit $0,2 \text{ m/a}$ relativ hoch angesetzten Grundwasserneubildungsrate zu eliminieren, wurde eine analoge Rechnung mit einer Grundwasserneubildungsrate von 0 m/a durchgeführt. Nach 7 Jahren erhalten wir ein ähnlich strukturiertes Bild wie in Abb. 1 mit einer mittleren Anstiegsgeschwindigkeit von $0,90 \text{ m/a}$ (bzw. $1,05 \text{ m/a}$ für $\varepsilon = 0,45$). Die so bestimmte mittlere Anstiegsgeschwindigkeit ist nur geringfügig geringer als die, bei der die Grundwasserneubildungsrate ($0,2 \text{ m/a}$) berücksichtigt wurde,

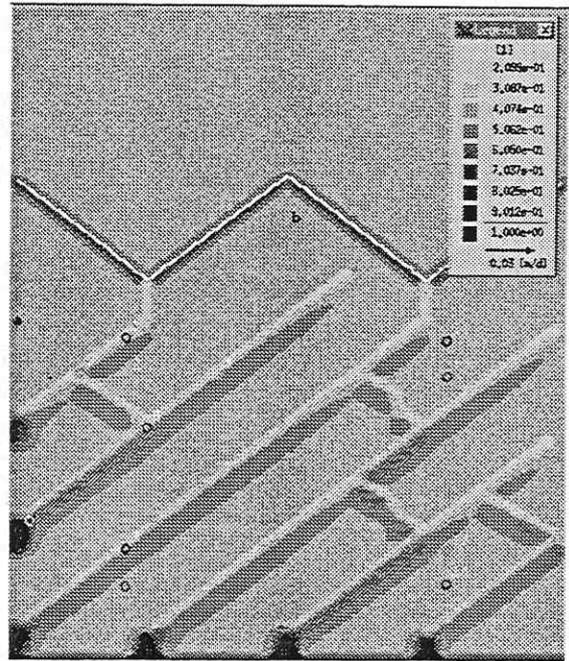
Für die Deutung des experimentell festgestellten Wasseranstieg ist demnach nicht eine bestimmte Grundwasserneubildungsrate notwendig. Der Wasseranstieg zu Beginn der Aufsättigung der Kippe läßt sich auch allein aus den Annahmen über die Geometrie von Drainagezonen, die K_f -Verteilung in der Kippe und die anfängliche Sättigungsverteilung erklären.

Um quantitative Aussagen über den Einfluß der Größen zu bekommen, die das Sättigungsverteilungsmuster in der Kippe steuern, sind gegenüber den Grundannahmen Modifikationen (vor allem über die Variation der Parameter) vorgenommen worden, mit denen analoge Rechnungen durchgeführt wurden. Insbesondere wurden Detailstudien zu folgenden Situationen (isoliert oder kombiniert) durchgeführt:

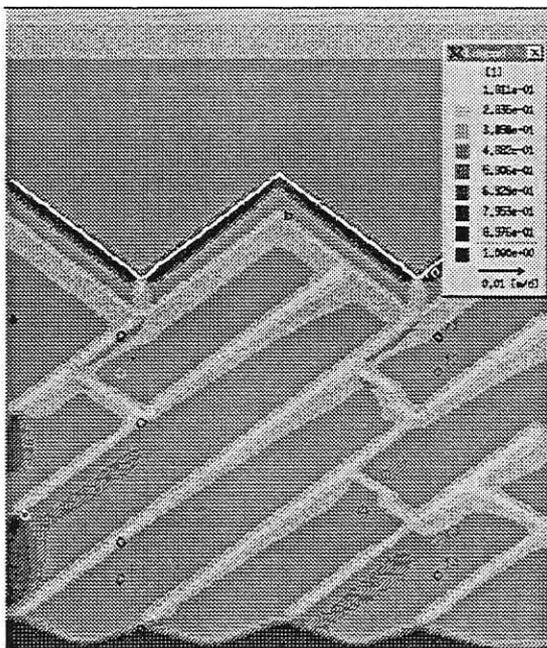
- $K_f(\text{Förderbrückenkippe}) = 10^{-9} \text{ m/s}$ (Ähnlichkeit zum Kluftgrundwasserleiter),
- $K_f(\text{Drainagezonen}) = 10^{-7} \text{ m/s}$ (die Kippe ist homogen),
- keine Grundwasserneubildung.



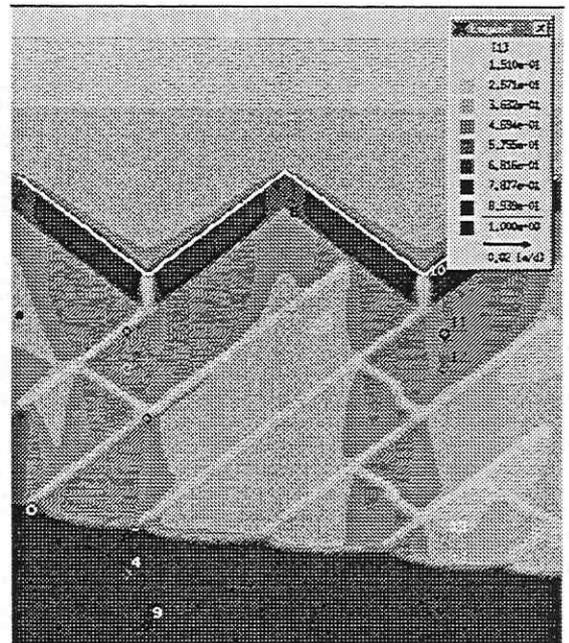
t = 10 d



t = 100 d



t = 1 a



t = 7 a

Abb. 1: Superelemente der Modellebene für die vertikal-ebene Flußmodellierung in eine Schnitt senkrecht zu den Rippen der Förderbrückenkippe Cospuden (Abmessungen: 56 m vertikal x 52 m horizontal) sowie berechnete Sättigung der Förderbrückenkippe nach 100 Tagen, einem Jahr und 7 Jahren mit dem Eingangsdatensatz und der homogenen Anfangssättigung von $s = 0,5$

Das Ergebnis der Studien unterstreicht die Bedeutung der wasserdurchlässigen Zonen in der Kippe für die Kinetik und die untergeordnete Rolle der Grundwasserneubildung in den ersten Jahren der Aufsättigung der Kippen.

Ergebnisse: Liegezeit Absetzerkippe

Nach Ablauf der Liegezeit der Förderbrückenkippe (Modellannahme $t = 7$ a) wird nun die Absetzerkippe aufgetragen. Modellmäßig gehen wir dabei von den gleichen Materialdaten und Anfangsbedingungen wie bei der Förderbrückenkippe aus. Gegenüber der Förderbrückenkippe gibt es im wesentlichen folgende Unterschiede.

Die Basis ist nicht mehr bei einer einheitlichen Teufe, sondern folgt der Rippenstruktur. Die Basisabgrenzung der Absetzerkippe ist auch nicht mehr undurchlässig, sondern wird durch die K_f -Verteilung der Zwischenschicht festgelegt. Ferner findet der Eintrag der Niederschläge nicht mehr auf der Rippenoberfläche, sondern am oberen Modellrand auf der relativ undurchlässigen Deckschicht statt. Außerdem soll die Grundwasserneubildungsrate gemäß Lysimetermessung dort mit einheitlich $0,1$ m/a (REICHEL et al. 1989, KNAPPE 1998) angenommen werden.

Im Unterschied zur Förderbrückenkippe, wo die dränierenden Zonen genau parallel und im gleichen Abstand zueinander angeordnet waren, werden nun in der Absetzerkippe 3 nicht mehr so regelmäßige Dränageschichten (jedoch mit gleicher Mächtigkeit und gleichem K_f wie in der Förderbrückenkippe) über dem rechten Rippental und nur eine Dränagezone über dem linken angenommen, womit ein schnellerer Zulauf rechts erwartet wird. Gleichzeitig werden die Wegsamkeiten der Zwischenschicht geschlossen, indem dort der K_f -Wert der durchlässigen Bereiche gleich dem K_f -Wert der Zwischenschicht gesetzt wird.

Die Modellierung mit den für die Förderbrückenkippe verwendeten Materialdaten liefert als Ergebnis, daß der Grundwasserstand der sich nach kurzer Zeit herausgebildeten gesättigten Zone in den Rippentälern bis etwa zum dritten Jahr ansteigt, um dann bis zum Jahr 7 nach Anlage der Absetzerkippe wieder abzufallen.

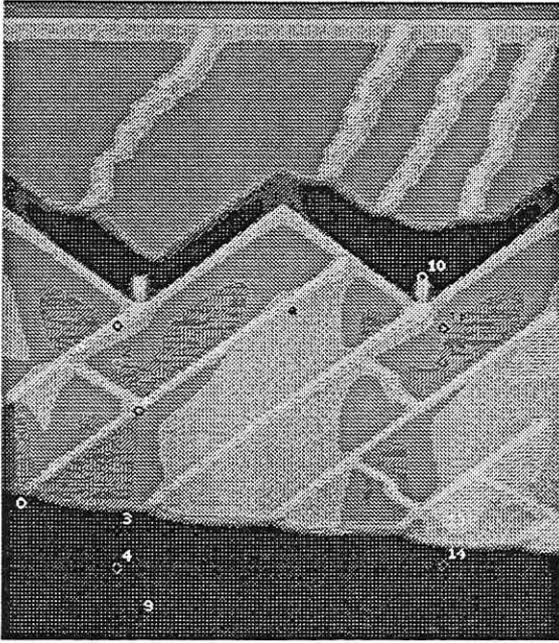
Die Ursache dafür ist der angenommene K_f -Wert der Zwischenschicht. Er ist offensichtlich nicht klein genug, um eine halbwegs wirksame Abdichtung der Absetzerkippe in den betrachteten Zeiträumen nach unten darzustellen.

Um das zu überprüfen, wurden die Rechnungen dadurch modifiziert, daß bei sonst gleichen Annahmen lediglich der K_f -Wert der Zwischenschicht eine Größenordnung niedriger angesetzt wurde, was auch noch mit experimentellen Messungen verträglich ist (Scholz & Kaubisch, 1986): $K_f = 10^{-9}$ m/s. Die entsprechenden Ergebnisse sind für verschiedene Zeiten in der Abb. 2 dargestellt. Erwartungsgemäß ist die Zwischenschicht jetzt ein effektiver Grundwasserstauer, der auch nach 7-jähriger Liegezeit der Absetzerkippe das Sickerwasser noch staut und schließlich dazu führt, daß nach Überflutung der Höhenlagen der Zwischenschicht sich ein einheitlicher Grundwasserleiter in der Absetzerkippe herausbildet.

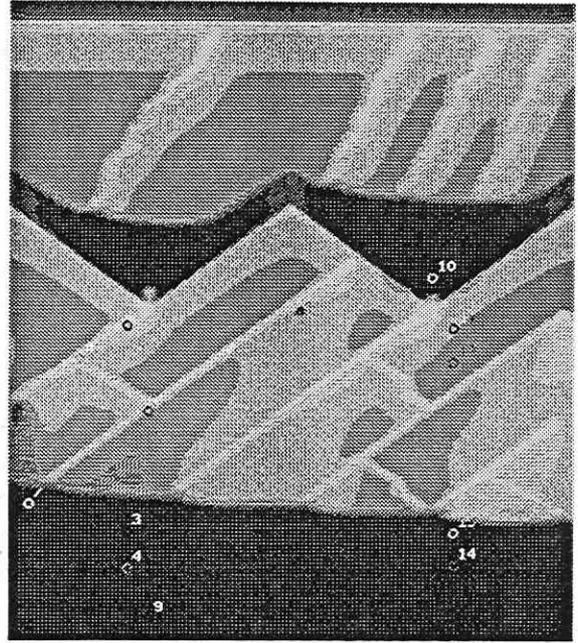
Vertikaler Schnitt parallel zu den Rippenstrukturen

Geometrie, Rand- und Anfangsbedingungen, Materialdaten

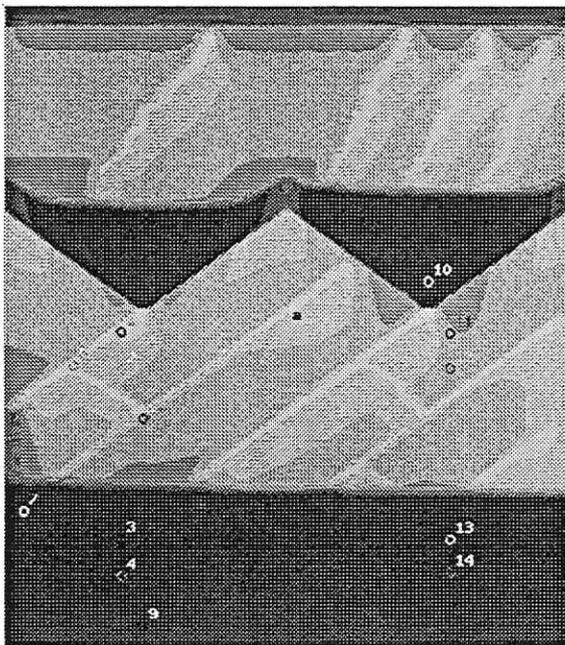
Im Gegensatz zu den Modellrechnungen in einem Kippenschnitt senkrecht zu den Rippen in der Nähe einer Grundwasserscheide, wo angenommen wurde, daß an der rechten und linken Modellgrenze der Wasserfluß zu vernachlässigen ist, steht nunmehr die Frage des Kippenabflusses in das Tagebaurestloch, das am linken Rand der Modellebene (Abb. 3) liegen soll, im Vordergrund. Das bedeutet, daß Zu- und Abflüsse am linken Modellrand zugelassen sind.



t = 1 a

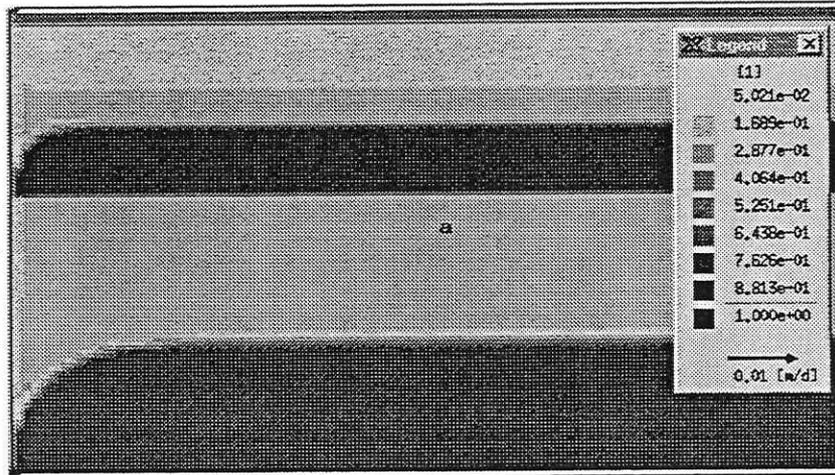


t = 3 a

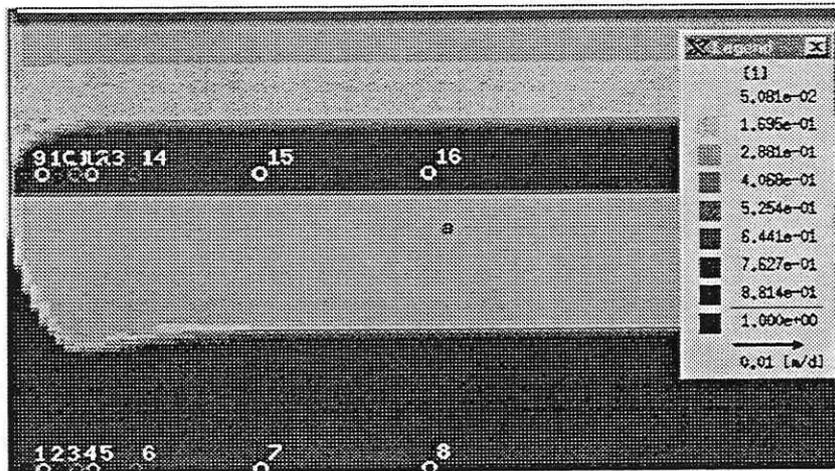


t = 7 a

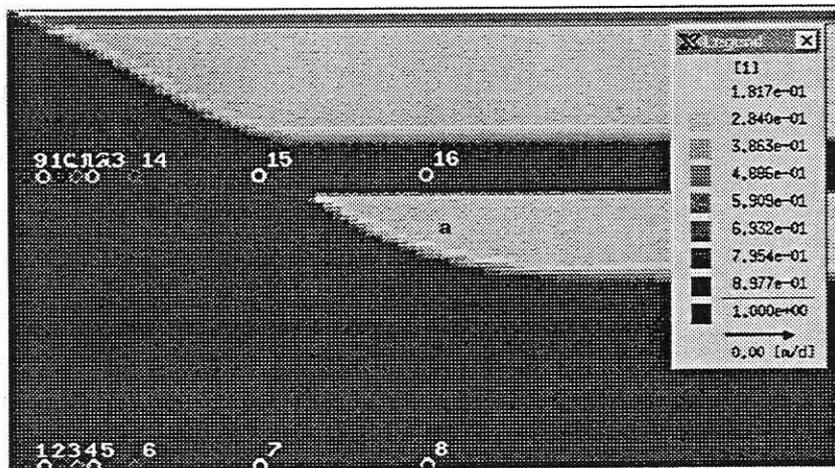
Abb. 2: Berechnete Sättigung nach einem Jahr, 3 Jahren und 7 Jahren Liegezeit der Absetzerkippe mit $K_f(\text{Zwischenschicht}) = 10^{-9} \text{ m/s}$
 (Abmessungen: 56 m vertikal x 52 m horizontal, Sättigungsskala: 8 Graustufen zwischen $s = 0,13$ und $s = 1,0$)



t = 14 a (Beginn der Flutung)



t = 19 a (5 Jahre nach Beginn der Flutung)



t = 54 a (30 Jahre nach Ende der Flutung)

Abb. 3: Sättigungen zu verschiedenen Zeitpunkten für die Flußmodellierung in einem Schnitt parallel zu den Rippen der Förderbrückenkippe (Abmessungen: 56 m vertikal x 1000 m horizontal)

Entsprechend den realen Abmessungen der Rippenstrukturen sollen Kippeneinflüsse in einem Bereich bis 1000 m vom Rand des Tagebaurestlochs modellmäßig diskutiert werden. Da keine entsprechenden interpolierbaren Messungen längs der Rippenstrukturen vorliegen, wird vereinfachend angenommen, daß die Grundwasserscheide der Kippe etwa in der Mitte der Kippe in eben 1000 m Entfernung (längs der Rippen) vom Restloch zeitunabhängig vorliegt. Das bedeutet, daß der Fluß an der rechten Modellgrenze Null ist und hat den Nebeneffekt, daß die Ergebnisse, die sich aus der Modellierung senkrecht zu den Rippen (eben an der Grundwasserscheide) ergaben, nunmehr diejenigen an der rechten Modellgrenze sein müssen, wenn man mit effektiven Parametern arbeitet, die sich aus Mittelwerten der Ergebnisse senkrecht zu den Rippenstrukturen ableiten lassen.

Analog muß bei der angestrebten Flußmodellierung längs der Rippenstrukturen (jedoch mit Mittelwerten senkrecht zu den Rippen) auch eine Modellgeometrie konstruiert werden, die dem Mittelwert über die Rippentäler und Rippenhöhen entspricht. Im Unterschied zum Schnitt senkrecht zu den Rippen liegt bei gleicher Gesamthöhe der Kippe die Hangendgrenze der 3m mächtigen Zwischenschicht nunmehr einheitlich bei 19.5 m unter Geländeoberkante. Die wasserabführenden Drainagezonen gibt es nicht mehr. Ihre Wirkungsweise wird durch die neu verwendeten effektiven K_f -Parameter erfaßt. Für die Förderbrückenkippe und die Absetzerkippe wurden einheitlich $K_f = 4 \times 10^{-7}$ m/s angenommen. Alle anderen Materialparameter sind mit den Parametern der Modellierung senkrecht zu den Rippen identisch. Auch die oberen Randbedingungen 2. Art sind gleich und wurden direkt auf der Zwischenschicht bzw. auf der Deckschicht realisiert. Als Anfangsbedingung wurde wieder $s = 0,5$ gewählt.

Da es sich bei der vorliegenden Studie nur um prinzipiell zu erwartende Größenordnungen einzelner Effekte (vor allem im Innern der Kippe) geht, wird die detaillierte Geometrie der Kippenböschung vernachlässigt: die Modellierung erfolgt in einer 56 m x 1000 m großen rechteckigen Modellfläche (Abb. 3). Diskretisiert wird über 5600 rechteckige Flächenelemente der Dimension

1 m(vertikal) x 10 m(horizontal). Bei den Darstellungen der Ergebnisse ist die vertikale Dimension 10-fach überhöht.

Ergebnisse der Modellierung

Da die Wasserhaltung während des gesamten Tagebaubetriebes so gestaltet wird, daß das Arbeitsgelände der Bagger stets wasserfrei ist, wird als linke Randbedingung (d.h. am Kippenrand) für die gesamte Zeit, in der die Wasserhaltung erfolgt, eine konstante hydraulische Höhe angenommen, die der unteren Modellgrenze entspricht.

Die Sättigungsverteilung nach 14-jähriger Liegezeit der Förderbrückenkippe und 7-jähriger Liegezeit der Absetzerkippe ist in Abb. 3 ($t = 14$ a) dargestellt. Danach liegt im größten Teil der Kippe ein einheitlicher Grundwasserstand mit vernachlässigbaren Horizontalgeschwindigkeiten in der gesättigten Zone vor. Nur in der Randzone bis ca. 90 m vom Kippenrand gibt es Abweichungen.

Analog zur vorhergegangenen Rechnung wurde dabei von einem K_f -Wert der Zwischenschicht von $K_f = 1 \times 10^{-9}$ m/s ausgegangen, der die Ausbildung eines zweiten Grundwasserleiters zuläßt.

Ab $t = 14$ a soll dann das Tagebaurestloch geflutet werden. Entsprechend dem über einen Zeitraum von 4 Jahren festgestellten mittleren zeitlich linearen Seeanstieg von ca. 5.5 m/a wurde die Rechnung ab $t = 14$ a dann mit einer zeitabhängigen linken Randbedingung bis zur Zeit $t = 24$ a weitergeführt, nach der der See um 55 m gestiegen ist. Der Seespiegel liegt dann gerade 1 m unter der oberen Modellgrenze. Dargestellt ist in Abb. 3 ($t = 19$ a) die Sättigungsverteilung 5 Jahre nach Beginn der Flutung. Man kann während der Rechnung

verfolgen, wie sich ein örtliches Minimum des Sättigungsrandes sowohl in der Förderbrückenkippe als auch in der Absetzerkippe herausbildet (der gleichzeitig die Grundwasseroberfläche repräsentiert), der mit fortschreitender Zeit ansteigt und ins Innere der Kippe wandert. Das Minimum stellt eine Grundwasserscheide in dem Sinne dar, daß das Wasser aus dem Kippeninnern und dem Kippenrand sich in der horizontalen Geschwindigkeitskomponente zu dieser Grundwasserscheide bewegt.

Bemerkenswert ist, daß das Minimum 5 Jahre nach Beginn der Flutung in der Förderbrückenkippe erst bei ca. 100 m Entfernung vom Kippenrand liegt. Mit anderen Worten: Erst 5 Jahre nach Beginn der Seeflutung kann damit gerechnet werden, daß das Seewasser in den ca. 100 m vom Kippenrand entfernten Grundwassermeßstellen nachgewiesen werden kann. Diese Aussage läßt sich durch Messungen der Isotopenzusammensetzung des Wassers der Kippe und des Tagebaurestsees überprüfen. So konnte erstmals im Mai 1999 tatsächlich Seewasser in einem Kippenpegel nachgewiesen werden (KNÖLLER, 1999).

Nach 10 Jahren ist nach den Annahmen über das Flutungsszenario das Tagebaurestloch geflutet. Der Seewasserspiegel ist von da an, dh. 24 Jahre nach Anlage der Förderbrückenkippe, konstant bei 55 m über der unteren Modellbegrenzung. Für Aussagen zur weiteren Aufsättigung der Kippe nach Ende der Flutung wird deshalb diese Höhe des Seewasserspiegels als linke Randbedingung gesetzt. In Abb. 3 ist ebenfalls die Sättigungsverteilung 30 Jahre nach Ende der Flutung (bzw. 54 Jahre nach Anlage der Förderbrückenkippe) dargestellt.

Zu diesem Zeitpunkt sind die Drainageprozesse längst abgeklungen. Der Wasseranstieg im Innern der Kippe ist nunmehr eine Folge der Grundwasserneubildung. Das Innere der Förderbrückenkippe ist aber immer noch nicht vollständig gesättigt, so daß kein Wasserfluß aus der Kippe in den See erfolgt.

Schlußfolgerungen

Bei der Analyse der Ergebnisse der Modellrechnungen und den in der Praxis tatsächlich nachgewiesenen Abweichungen gegenüber grober klastischen Kippen (etwa in der Lausitz, wo mit K_f -Werten von ca. $K_f = 5 \times 10^{-5}$ m/s gerechnet wird) stellt sich heraus, daß die Ergebnisse im wesentlichen aus folgenden Besonderheiten resultieren:

- Existenz einer hydraulisch schlechtleitenden Kippenmatrix,
- Existenz einer relativ hohen Anfangssättigung,
- Existenz von eingelagerten geringmächtigen aber gutleitenden Schichten.

In der Anfangszeit der Kippenaufsättigung ist dann die Grundwasserneubildung sekundär.

Die grobkörnigen in die Kippe eingelagerten Schichten wirken als Drainagezonen. In ihrer Umgebung entwässern sie die zwar ungesättigte, jedoch mit einem hohen Wasseranteil ausgestattete Kippenmatrix und transportieren das Wasser innerhalb der Drainagezone relativ schnell in darunterliegende Bereiche. Sind diese Bereiche nach unten durch schlecht wasserdurchlässiges Material begrenzt, so erfolgt dort ein Wasserstau (auch als „hängende Wasserkörper“) und u.U. ein Wasseranstieg.

Ist der K_f -Wert der feinkörnigen Kippenmatrix erheblich kleiner als der K_f -Wert der Drainagezonen, so erfolgt der Wasseranstieg im wesentlichen innerhalb der Drainagezonen. Dann kann sich ein gesonderter Grundwasserleiter auf der Basis kommunizierender Zonen herausbilden.

Die Lage der gesättigten Zonen und die Wasseranstiegsgeschwindigkeiten der zugehörigen Grundwasseroberflächen sind im Detail von der Geometrie und damit von der K_f -Verteilung in der Kippe abhängig.

Auf der Grundlage der verwendeten Parameter läßt sich ableiten, daß es trotz rascher Flutung des Tagebaurestlochs noch Jahrzehnte dauern kann, bis der Sättigungsprozeß der Kippe

Cospuden/Zwenkau beendet ist. Eine wesentliche Verschlechterung der Wasserqualität des Tagebaurestsees als Folge von Schadstoffeinträgen aus der Kippe wird deshalb mittelfristig nicht erwartet.

Mit den Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß die fraglichen Kippen im Südraum Leipzig weder generell gesättigt noch ungesättigt oder trocken sind, sondern sich in einem Zustand allmählicher Aufsättigung befinden, in der z.Zt. noch alle 3 Spezialfälle vorkommen und nachgewiesen werden können.

Literatur

DIERSCH, H.-J.(1998):Reference Manual FEFLOW, Part 2 Applications.- WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd., Berlin.

SCHOLZ, R.-P.,KAUBISCH, M.(1986):Zur wasserhaushaltlichen Charakterisierung von Kippenkomplexen im Bergbau.- Neue Bergbautechnik, 16.Jg. Heft12, 460-463.

KNAPPE, S.(1999): Persönliche Mitteilung

KNÖLLER, K.(1999): Persönliche Mitteilung

G. CHRISTOPH

Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß hydrogeologischer Erkundungsbohrungen in Kippen und ihre Auswirkungen auf die Hydraulik der Umgebung

UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle

Kurzfassung

Auf der Grundlage der Erkenntnisse über den Einfluß von Inhomogenitäten auf die Hydraulik und Kinetik der Aufsättigung bindiger Kippen (Christoph, dieses Heft) wird modellmäßig untersucht, welche Konsequenzen sich daraus für hydrogeologische Erkundungsbohrungen ableiten lassen.

Aus den Modelluntersuchungen folgt, daß die in den einzelnen Meßstellen gemessenen Änderungen der Fließrichtung, des hydraulischen Potentials, der Konzentration oder der Temperatur nicht mit den großräumigen Prozessen in der Kippe zusammenhängen müssen. Fehlinterpretationen lassen sich vermeiden, wenn das Bohrgut als Material zwischen zwei Dichtungen durch Material mit niedrigem K_f ersetzt wird. Wasserstandsmessungen und Einbohrloch-Tracerexperimente sollten nur in langfristig und weiträumig ungestörten Kippbereichen durchgeführt werden.

Einleitung

Mit den bisherigen Modellrechnungen (Christoph, dieses Heft) wurde der große Einfluß von betriebstechnisch bedingten Inhomogenitäten bei der Anlage der Kippen auf die Hydraulik und Kinetik der Aufsättigung bindiger Kippen, insbesondere die Auswirkungen von Drainagezonen, diskutiert. Im folgenden soll nun modellmäßig untersucht werden, welche Konsequenzen sich daraus auf hydrogeologische Erkundungsbohrungen ableiten lassen, die ja u.U. auch zusätzliche Drainagezonen in der Kippe erzeugen können.

Modellierung

Geometrie, Materialparameter und Anfangsbedingungen

Zu diesem Zweck wurde die Modellrechnung für den Aufsättigungsprozeß der Kippe Zwenkau/Cospuden (Christoph, dieses Heft) mit den Grundeinstiegsdaten und einer Sättigungsverteilung nach 7 Jahren Liegezeit der Absetzerkippe und 3 Jahren Liegezeit der Förderbrückenkippe, insgesamt also 10 Jahre nach Beginn des Aufsättigungsprozesses (Abb. 1), in der Weise modifiziert, daß an jeweils 4 verschiedenen und örtlich genügend weit voneinander gelegenen Positionen (damit keine gegenseitige Beeinflussung im interessierenden Zeitraum auftreten kann) der Filterbereich (Koordinaten x_0 , y_0) entsprechender hypothetischer Grundwasser-meßstellen in hydrogeologischen Erkundungsbohrungen positioniert wurde (Abb. 2). Mit der Wahl der Parameter, die zur Ausgangsverteilung der Abb. 1 geführt hatten, und den in der Kippe berechneten Anstiegsgeschwindigkeiten ist bekannt, welchen Einfluß die Grundwasserneubildung auf die Anstiegsgeschwindigkeit der Grundwasseroberfläche hat. Insbesondere ist 10 Jahre nach Beginn der Aufsättigung der Einfluß der Seeflutung ebenfalls noch ausgeschlossen.

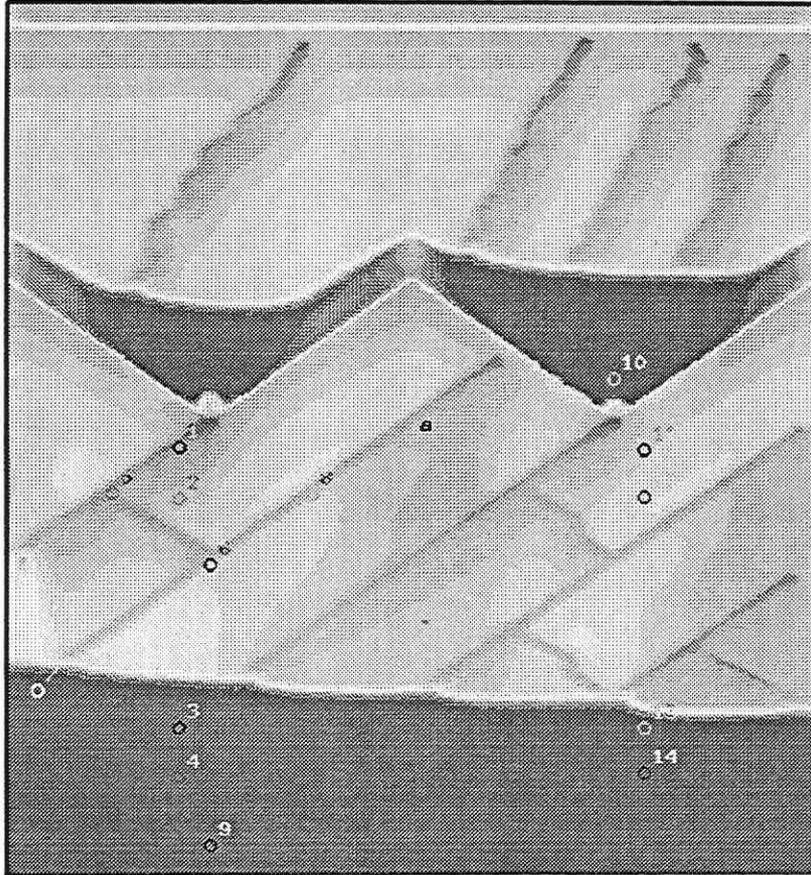


Abb. 1: Berechnete Sättigung nach 3 Jahren Liegezeit der Absetzerkippe mit $K_f(\text{Zwischenschicht}) = 10^{-9} \text{ m/s}$ (Abmessungen: 56 m vertikal x 52 m horizontal, Sättigungsskala: Graustufen zwischen $s = 0,13$ und $s = 1,0$)

Durch Neustart der Modellrechnung wurde dann die Kinetik beim Wasseranstieg in den Grundwassermeßstellen studiert und mit den entsprechenden Wasserständen ohne Grundwassermeßstellen verglichen.

Die 4 Filterpositionen beziehen sich auf die Fälle, wo sich die Filter

- in einer Dränageschicht der gesättigten Zone (GWM 9),
- im ungestörten Bereich der gesättigten Zone (GWM 14),
- im stark entwässerten Gebiet einer Drainageverzweigung (GWM 6),
- im ungestörten ungesättigten Bereich (GWM 12)

der Förderbrückenkippe befinden.

Die Erkundungsbohrungen, in denen die Meßstellen installiert sind, wurden entsprechend der praktischen Anlage gemäß Abb. 2 wie folgt approximiert: Die Gesamtlänge der Bohrung, in deren Mitte sich das eigentliche Steigrohr befindet, beträgt 10 m. Sie ist bewußt so kurz gehalten worden, um einen Schnitt mit weiteren Dränageschichten möglichst auszuschließen und damit die einzelnen örtlichen Einflüsse beim Wasseranstieg in den Grundwassermeßstellen klar auszuweisen. Der Durchmesser der Bohrung beträgt 0,40 m. Bei Berücksichtigung eines ca. 0,20 m starken durch die Bohrung u.U. verdichteten Mantels erweitert sich der nunmehr gesondert gegliederte vertikale Bereich der Bohrung in der vertikalen Modellierung auf 0,80 m Breite. Um diese Geometrie noch genügend genau im Netz der finiten Elemente zu erfassen, wurde in dem so festgelegten örtlichen Bereich eine Elementverfeinerung vorgenommen, bei der die kleinsten Dreieckselemente eine Seitenlänge von ca. 0,10 m haben.

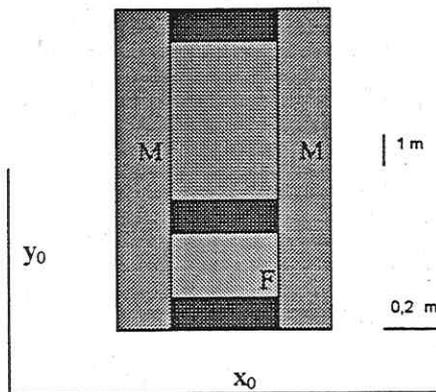


Abb. 2: Modellannahmen zu den Erkundungsbohrungen

x_0, y_0 Koordinaten des Filtermittelpunktes

B = Bohrgut	: $K_f = 10^{-6}$ m/s	, $s_0 = 0,5$
D = Dichtung	: $K_f = 10^{-10}$ m/s	, $s_0 = 0,5$
F = Filter	: $K_f = 10^{-4}$ m/s	, $s_0 = 0,1$
M = Mantel	: $K_f = 10^{-7}$ m/s	, $s_0 =$ gemäß Abb. 1
	: $K_f = 10^{-8}$ m/s	, $s_0 = 0,5$ bei Verdichtung

Die Bohrungen sind vertikal in 5 Abschnitte gegliedert. An der tiefsten Stelle befindet sich eine Tondichtung D, darüber die Filterstrecke F, dann folgen Tondichtung D, Kippenmaterial B und wiederum ein Filter. Die Filterstrecke ist 2 m lang, die jeweils 1 m starken Tondichtungen, die effektiv auch noch die feinsandigen Gegenfilter miterfassen sollen, werden durch ein $K_f = 10^{-10}$ m/s genähert. Zwischen den zwei oberen Dichtungen befindet sich das bei der Bohrung entnommene und beim Ausbau der Bohrung wiedereingebrachte nunmehr aber „gelockerte“ Kippenmaterial B mit einem etwas höheren $K_f = 10^{-6}$ m/s (gegenüber dem ursprünglich verwendeten $K_f = 10^{-7}$ m/s) und der Sättigung $s = 0,5$. Der Filterkies mit einem $K_f = 10^{-4}$ m/s, der beim Ausbau der Meßstelle in der Filterstrecke eingebracht wird, ist zu Beginn relativ „trocken“: $s = 0,1$.

Außerdem soll auch noch getestet werden, mit welchem Einfluß zu rechnen ist, wenn beim Bohrprozeß das umgebende Kippenmaterial der Bohrung in einem Mantelbereich M von ca. 0,20 m verdichtet wurde (hypothetisches $K_f = 10^{-8}$ m/s gegenüber ursprünglich $K_f = 10^{-7}$ m/s, bzw. bei den Drainagezonen $K_f = 10^{-6}$ m/s gegenüber ursprünglich $K_f = 10^{-5}$ m/s).

Untersucht wird die Sättigungsverteilung in der Kippe in der Umgebung der so genäherten Grundwassermessstellen und in der Grundwassermessstelle selbst, wenn man die in Abb. 2 dargestellte Geometrie in die Grundwassersituation der Abb. 1 an den jeweiligen Filterstrecken (Koordinaten x_0, y_0) einfügt und die zeitliche Entwicklung verfolgt. In der Diskussion stehen also insgesamt 4x2 verschiedene Fälle.

Insbesondere sind die Fragen interessant, wie schnell sich in einem Meßsystem, das sich in der gesättigten Zone befindet, ein Wasserspiegel einstellen kann, wie er von der Lage der Drainageschichten abhängt und ob sich auch in einem Meßsystem, das in der ungesättigten Zone positioniert wurde, ein Wassersiegel einstellen kann.

Ergebnisse

In den Tabellen 1 und 2 sind die Rechenergebnisse für das hydraulische Potential h und die Sättigung s vor erfolgter Bohrung ($t = 3650d$), nach dem Filterausbau ($t = 3650 d + 0 d$) sowie 1 d, 5 d, 30 d und 180 d nach Beginn der Aufsättigung der Bohrung im jeweiligen Mittelpunkt der 4 Filterstrecken an den Positionen 6, 9, 12, 14 dargestellt. Eine graphische Darstellung für die Umgebung von Position 9 und 12 erfolgt in den Abbildungen 3 und 4.

Zu Vergleichszwecken sind in den Tabellen auch noch 2 Positionen im gesättigten Bereich angegeben, die in der Nähe der Position 9 (der Punkt 4) und etwas weiter von der Position 9 (der Punkt 7) liegen. Die Zeit zwischen dem Bohrbeginn und dem Ausbau der Bohrung zur Grundwassermessstelle bleibt bei dieser Modellierung, bei der es nur um grundsätzliche Tendenzen geht, unberücksichtigt.

Aus den Tabellen ergibt sich folgender Sachverhalt. Die Grundwassermeßstellen, deren Filterstrecken im gesättigten Teil der Kippe stehen, sind innerhalb von ca. 1 Monat soweit geflutet, daß der Filterbereich gesättigt ist. Der am Beobachtungspunkt berechnete Wasserspiegel liegt selbst im ungünstigsten Fall nicht mehr als 0,26 m unter dem Wasserspiegel, der vor der Bohrung an dieser Stelle berechnet wurde.

Beobachtungspunkt	Filtermitte		vor Filtereinbau	nach Filtereinbau	aktuelle Zeit [d]				Lage des Filters
	x[m]	y[m]			t=3650 d	t=3650 d	3650+1	3650+5	
Nr.	x[m]	y[m]	t=3650 d	t=3650 d	3650+1	3650+5	3650+30	3650+180	
4 (rot)	21,00	16,40	h=21,516 s= 1,000	21,490 1,000	17,944 1,000	20,977 1,000	21,344 1,000	21,611 1,000	
9 (blau)	23,00	12,00	21,076 0,100	8,382 0,100	12,533 1,000	20,414 1,000	20,883 1,000	21,243 1,000	ges. Zone Drängebiet
6 (grün)	23,00	30,00	28,684 0,377	26,382 0,100	27,587 0,160	28,180 0,238	28,450 0,299	28,497 0,313	unges. Zone Drängebiet
12 (rot)	51,00	34,38	33,350 0,515	30,766 0,100	30,795 0,101	31,241 0,116	32,190 0,182	32,799 0,290	unges. Zone
14 (grün)	51,00	16,65	19,918 1,000	13,039 0,100	15,494 0,446	16,712 1,000	19,748 1,000	20,226 1,000	ges. Zone
7 (rosa)	12,00	21,98	22,679 1,000	22,679 1,000	22,660 1,000	22,647 1,000	22,647 1,000	22,632 1,000	

Tabelle 1: Hydraulische Potentiale h [m] und Sättigungen s für die Beobachtungspunkte 6, 9, 12, 14 (Filtermittelpunkte von Grundwassermeßstellen) incl. Vergleichspunkte 4, 7 in einem rechtwinkligen Koordinatensystem, dessen linker unterer Eckpunkt (Eckpunkt der Modellfläche) bei x=10 m, y=10 m liegt.
Die Grundwassermeßstellen liegen nicht in einer verdichteten Umgebung.

Beobachtungspunkt	Filtermitte		vor Filtereinbau	nach Filtereinbau	aktuelle Zeit [d]				Lage des Filters
	x[m]	y[m]			t=3650 d	t=3650 d	3650+1	3650+5	
Nr.	x[m]	y[m]	t=3650 d	t=3650 d	3650+1	3650+5	3650+30	3650+180	
4 (rot)	21,00	16,40	h=21,516 s= 1,000	21,490 1,000	20,440 1,000	19,758 1,000	21,375 1,000	21,688 1,000	
9 (blau)	23,00	12,00	21,076 1,000	8,382 0,100	12,246 1,000	19,859 1,000	20,814 1,000	21,192 1,000	ges. Zone Drängebiet
6 (grün)	23,00	30,00	28,684 0,377	26,382 0,100	26,659 0,108	27,779 0,179	28,384 0,282	28,694 0,382	unges. Zone Drängebiet
12 (rot)	51,00	34,38	33,350 0,515	30,766 0,100	30,769 0,100	30,839 0,102	31,422 0,124	32,132 0,176	unges. Zone
14 (grün)	51,00	16,65	19,918 1,000	13,039 0,100	14,356 0,171	15,334 0,374	19,722 1,000	20,194 1,000	ges. Zone
7 (rosa)	12,00	21,98	22,679 1,000	22,679 1,000	22,674 1,000	22,655 1,000	22,647 1,000	22,633 1,000	

Tabelle 2: Hydraulische Potentiale h [m] und Sättigungen s für die Beobachtungspunkte 6, 9, 12, 14 (Filtermittelpunkte von Grundwassermeßstellen) incl. Vergleichspunkte 4, 7 in einem rechtwinkligen Koordinatensystem, dessen linker unterer Eckpunkt (Eckpunkt der Modellfläche) bei x=10 m, y=10 m liegt.
Die Grundwassermeßstellen liegen in einer verdichteten Umgebung.

Dabei erfolgt im Punkt 9 wegen des unmittelbaren Anschlusses an die Dränageschicht eine erheblich schnellere Sättigung und auch ein eher einsetzender Wasseranstieg als an der Position 14. Die zusätzlich diskutierte Möglichkeit der Verdichtung des Materials im Mantelbereich der Bohrung hat dagegen nur einen geringen Einfluß, der sich in einer vergleichsweise nur geringfügigen Zeitverzögerung der Vorgänge gegenüber dem Fall ohne Verdichtung äußert.

Demgegenüber zeigt sich, daß bei den beiden Filterstrecken im ungesättigten Bereich der Kippe, die auch ohne Bohrung nach 180 d noch nicht geflutet wären, auch nach 180 d keine

Aufsättigung erfolgt ist, im Gegenteil ist die Sättigung jetzt geringer als im Zustand vor der Bohrung, was natürlich damit zusammenhängt, daß „trockener“ Filterkies in das Grundwassermeßsystem eingebaut wurde. Auch der Anschluß des Punktes 6 an die Drainagezone ändert an dieser Tatsache nichts.

Beide Situationen entsprechen der Praxis bei der Anlage von Grundwassermeßstellen: man positioniert dort die Filter, wo nach den Voruntersuchungen möglichst bereits Wasser ins Bohrloch fließt.

Einflüsse auf die Umgebung der Meßstellen in der gesättigten Zone

Trotz weitgehend geklärter Situation im Filterstreckenbereich soll der Flutungsvorgang im Punkt 9 detailliert über die Rechenergebnisse in der Abb. 3 diskutiert werden, weil daran sowohl die Leistungsfähigkeit der Modellrechnungen als auch ihre Anwendbarkeit bei der Interpretation praktischer Fragestellungen demonstriert werden kann.

Der Fall $t = 0$ d in Abb. 3 stellt lediglich eine Vergrößerung von Abb. 1 dar, wobei jetzt zusätzlich auch noch die Vektoren der Filtergeschwindigkeit dargestellt sind. Bemerkenswert ist dabei die geringe Erhöhung der Grundwasseroberfläche an der Stelle, wo die Drainageschicht (die den Punkt 9 berührt) die Grundwasseroberfläche schneidet. Anhand der Geschwindigkeitsvektoren ist zu erkennen, daß diese Erhöhung zwei Ursachen hat, nämlich der bevorzugte nach unten gerichtete Wasserstrom aus den Drainageschichten der ungesättigten Zone und der nach oben gerichtete Zustrom aus der gesättigten Zone, der ebenfalls bevorzugt in den Drainageschichten erfolgt.

In Abb. 3 werden die jeweiligen Sättigungsverteilungen mit dem zugehörigen Geschwindigkeitsfeld zu den Zeitpunkten 1 d, 5 d, 30 d nach Beginn der Aufsättigung der Bohrungen für den Fall dargestellt, bei dem eine Verdichtung im Mantelraum der Bohrung vorliegt. Danach ist zu sehen, welche Prozesse ablaufen. Das Filtermaterial, das Kippenmaterial zwischen den Dichtungen und die Tonsperren sättigen sich mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten auf, die mit dem jeweiligen K_f -Wert gekoppelt sind. Am schnellsten wird das „trockene“ Filtermaterial mit dem höchsten K_f -Wert aufgesättigt. Das dazu benötigte Wasser wird der Umgebung entzogen. Der Zufluß erfolgt dabei hauptsächlich über die gesättigte Drainagezone.

Daß das tatsächlich so ist, ist aus den Geschwindigkeitsvektoren bei $t = 1$ d zu ersehen. Letztendlich führt der zum Filter gerichtete Wasserstrom zu einem Wasserdefizit am Schnittpunkt der Drainagezone mit der Grundwasseroberfläche, weshalb sich an dieser Stelle im Gegensatz zum Zeitpunkt $t = 0$ d nunmehr ein Sättigungsminimum herausbildet.

Mit zunehmender Zeit ist die Sättigung des Filtermaterials soweit fortgeschritten, daß kaum noch Wasser zur weiteren Aufsättigung benötigt wird. Der Betrag der Geschwindigkeiten wird dann geringer. Schließlich ändern die Geschwindigkeitsvektoren im gesättigten Teil der Drainagezone ihre Richtung. Das Sättigungsminimum wird dann wieder aufgefüllt. Nach längerer Zeit bildet sich wieder analog zu $t = 0$ d ein Maximum aus.

- Zur Zeit $t = 5$ d fließt das Wasser noch zur Filterstrecke. Es gibt noch das Sättigungsminimum.
- Zur Zeit $t = 30$ d hat sich die Fließrichtung bereits umgekehrt. Es gibt kein Sättigungsextremum mehr.
- Zur Zeit $t = 180$ d (in Abb. 3 nicht dargestellt) ist der Ausgangszustand ($t = 0$ d) wieder weitgehend erreicht. Das Sättigungsmaximum existiert wieder. Der Einfluß der gesetzten Grundwassermeßstelle auf das Strömungsfeld in der Kippe ist überwunden.

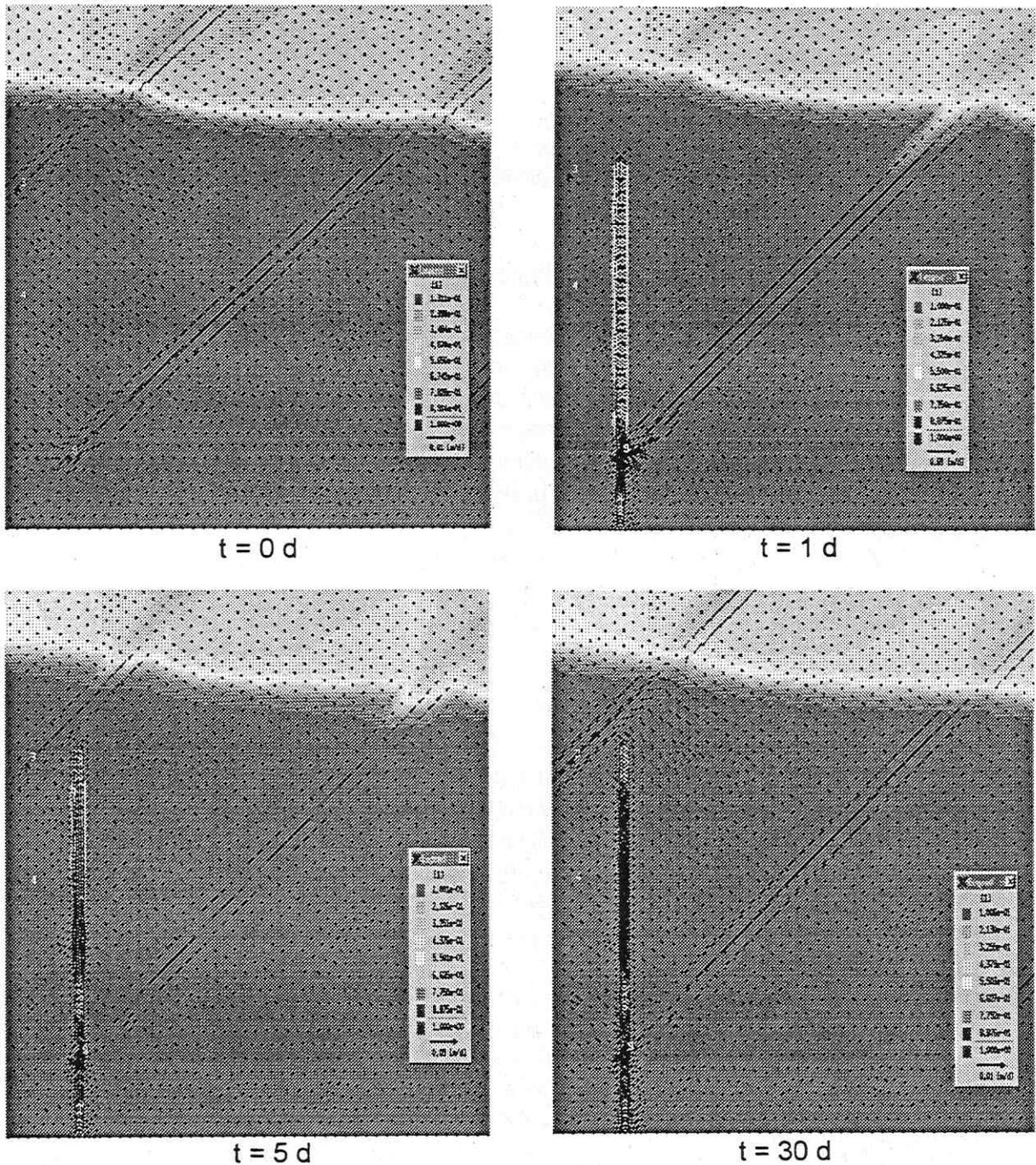


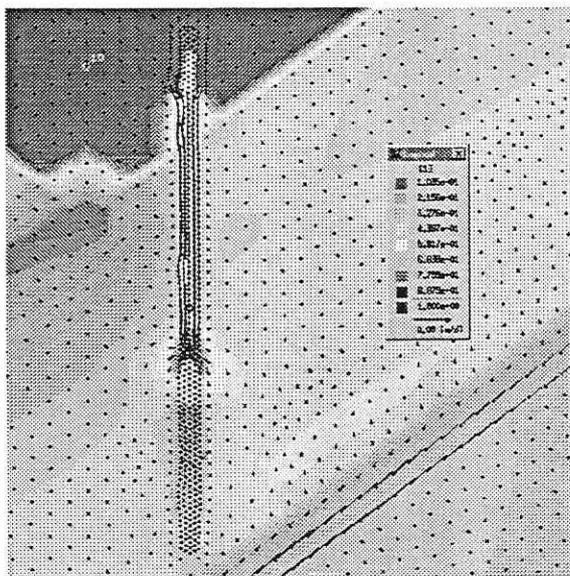
Abb. 3: Sättigungs- und Geschwindigkeitsverteilung in der Umgebung der Grundwassermeßstelle 9 (Mantelbereich der Bohrung ist verdichtet)
 $t = 0 \text{ d}$ vor Einbringen der Bohrung (Detail von Abb. 1),
 $t = 1 \text{ d}$ nach Beginn des Aufsättigungsprozesses der Bohrung,
 $t = 5 \text{ d}$ nach Beginn des Aufsättigungsprozesses der Bohrung,
 $t = 30 \text{ d}$ nach Beginn des Aufsättigungsprozesses der Bohrung

Der hier rechnerisch verfolgte Aufsättigungsprozeß des Filterbereichs einer Meßstelle in der gesättigten Zone ist phänomenologisch auch ohne Rechnung zu verstehen. Er weist aber auf einen Effekt hin, dem bisher in der hydrogeologischen Erkundungspraxis kaum Beachtung geschenkt wurde. Trotz ständig steigenden Wasserstands im Beobachtungsrohr ändert sich auch nach größeren Zeiträumen beim Flutungsprozeß einer Grundwassermeßstelle in Filternähe die Fließrichtung. Diese Änderungen könnten u. U. zu Fehlinterpretationen von Ergebnissen der Einbohrloch-Tracermethoden bei der Bestimmung von Fließrichtungen in der

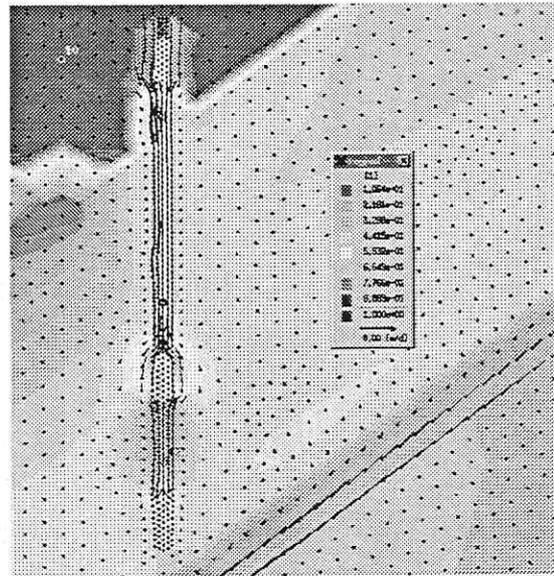
Kippe führen. Eine gemessene Richtungsänderung muß also nicht unbedingt auf geänderte großräumige Fließverhältnisse in der Kippe zurückzuführen sein. Sie kann auch eine Folge einer künstlich in der inhomogenen Kippe erzeugten instationären Situation sein, wie sie eine noch nicht lange genug existierende hydrogeologische Erkundungsbohrung während des Aufsättigungsprozesses oder kurz vorher durchgeführte Pumpmaßnahmen darstellen.

Besonderheiten an Meßstellen in der ungesättigten Zone

Als interessanter Gesichtspunkt erweist sich auch der zu Beginn der Untersuchungen vermutete Drainageeffekt, den die angenommene 5 m lange Säule B aus dem feuchten Kippenmaterial zwischen den beiden oberen Dichtungen hervorrufen kann. Das oberhalb der mittleren Filterdichtung eingelagerte Material zeigt wegen des höheren K_f gegenüber der Umgebung dann in der oberen Zone eine geringere Sättigung als die Umgebung. Die Einlagerung stellt analog den bisherigen Modellergebnissen wieder eine Drainage dar, die das Wasser aus den oberen Zonen der Kippe in die tieferen Bereiche der Kippe transportiert. Sie führt zu einer verstärkten Aufsättigung über der mittleren Tonsperre.



verdichtete Umgebung der Bohrung



unverdichtete Umgebung der Bohrung

Abb. 4: Sättigung 180 d nach Beginn der Aufsättigung einer Bohrung mit dem Filtermittelpunkt im Beobachtungspunkt 12 mit und ohne Verdichtung des Kippenmaterials

In der Abb. 4 ist dieser Sachverhalt am Beobachtungspunkt 12 in der ungesättigten Zone noch 180 Tage nach Installation der Grundwassermeßstelle zu erkennen. In Abb. 4 ist ebenfalls der Fall dargestellt, wo die Bohrung durch verdichtetes Material umgeben ist. Der vertikale Abfluß kann dann nicht mehr ungehindert erfolgen. Das führt dazu, daß das Wasser oberhalb der Tonsperren länger gehalten wird, als es ohne Verdichtung der Fall wäre. Wie bereits beim Aufsättigungsprozeß der Kippe erörtert, können sich dann je nach Ausdehnung der Drainagezonen, Anfangssättigung und K_f -Wert des verfüllten Materials der Bohrung und des verdichteten Kippenmaterials in der Mantelzone der Bohrung auch ohne Einfluß der Grundwasserneubildung vollständig gesättigte Zonen oberhalb der Tondichtungen herausbilden, wobei das entsprechende Wasser aus den darüberliegenden Zonen stammt. Aus beiden Abbildungen ist zu sehen, wie dieses Wasser die Tondichtung am Rand umfließt und in tiefere Zonen vordringt. Werden im Filterbereich oder in Nähe der Tonsperren

Sickerwassersammler positioniert, so stellen die Wasseransammlungen oberhalb der Tonsperren also eine potentielle Gefahr für Fehlinterpretationen (das Wasser stammt eigentlich aus anderen Zonen) dar, selbst für den Fall, daß die Tonsperren „dicht“ bleiben. Diese Gefahr wird ausgeschaltet, wenn beim Ausbau der Grundwassermeßstellen der Einbau von lockerem Kippenmaterial zwischen den Tonsperren vermieden wird.

Schlußfolgerungen und Empfehlungen

Aus den Modelluntersuchungen folgt, daß die in den einzelnen Meßstellen gemessenen Änderungen der Fließrichtung, des hydraulischen Potentials, der Konzentration oder der Temperatur nicht mit den großräumigen Prozessen in der Kippe zusammenhängen müssen. Fehlinterpretationen lassen sich vermeiden, wenn das Bohrgut als Zwischenfüllung durch Material mit niedrigem K_f ersetzt wird. Einflüsse eventueller Wegsamkeiten sollten über Packerexperimente ermittelt werden. Wasserstandsmessungen und Einbohrloch-Tracerexperimente sollten nur in „wochenlang“ und weiträumig ungestörten Kippenbereichen durchgeführt werden.

N. HOTH¹, H. FELDMANN², A. RINKER¹, S. BOY¹, A. KORNJAEW¹ & F. HÄFNER¹

Ansätze zum reaktiven Stofftransport und Ergebnisse zu Felduntersuchungen auf der Kippe Espenhain

TU BA Freiberg – Inst. f. Bohrtechnik und Fluidbergbau¹; Inst. f. Geologie² Akademiestraße 6, 09596 Freiberg

Kurzfassung

Die Gewinnung von Braunkohle in Tagebauen führt zu stark mineralisierten, metallhaltigen Kippengrundwässern. Eine entscheidende Frage ist dabei die Gefährdungsabschätzung für Schutzobjekte der Kippenumgebung. Dazu bedarf es zum einen der prediktiven Modellierung des Migrationsprozesses der Kippenwässer nach Einstellung stationärer Strömungsverhältnisse und zum anderen der Prognose der Beschaffenheit dieser Wässer für diesen Zeitpunkt. Vorhersagemodellierungen können dabei nur auf reaktiven Transportmodellen beruhen. Es erfolgte deshalb die Kopplung von PCGEOFIM bzw. MT3D mit PHREEQC. Für die flächenhafte hydrogeochemische Kennzeichnung des Kippenkörpers, sowie zur Prognose seiner Durchlässigkeitsbeiwerte ist die Bilanzierung der Vorfeldverhältnisse ganz wesentlich. Die Felduntersuchungen in der Absetzerkippe zeigen auf, daß die „sekundäre Verwitterungszone“ in den C_{org} reichen Substraten kaum tiefer als 5 m reicht. Die Messung der Kippengasphase in der Absetzerkippe weist hohe CO_2 Gehalte aus. Weiterhin wurden lokal stark erhöhte Methangehalte detektiert. Insgesamt ist dies als Kennzeichen für das Abfließen reduktiver Prozesse in Verbindung mit der Umsetzung der mitverstärzten C_{org} Gehalte der Kohlebegleitschichten anzusehen. Die Bedeutung liegt dabei im eventuellen Ablauf der Sulfatreduktion mit anschließender Festlegung der Metalle als Sulfide. In der weiteren Bearbeitung ist deshalb das Ausweisen von Sulfatreduktionsraten ganz wesentlich.

Vorbemerkung

Die hier vorgestellten Arbeiten und Ergebnisse resultieren zum überwiegenden Teil aus der Bearbeitung des von BMBF und LMBV geförderten Verbundprojektes „Mischbodenkippe Espenhain“. Dabei speziell aus dem Teilprojekt 1 „Experimentelle und modellgestützte Untersuchungen zum Stoffumsatz und Stofftransport im Kippenkörper“.

Fragestellung und grundlegende Prozesse

Der Prozeß der Braunkohlegewinnung in Tagebauen führt zur Exposition von im Abraum enthaltenen disulfidischen Mineralen bezüglich Sauerstoff. Dies führt zur teilweisen Verwitterung dieser Minerale. Die dabei im Kippenkörper enthaltenen Verwitterungsprodukte und die Produkte aus den Pufferungsprozessen haben eine stark aufmineralisierte Porenlösung zur Folge. Insgesamt sind die Prozesse als extremer Anschlag gegenüber dem in geologischen Zeiträumen ablaufenden und den globalen Kohlenstoff- und Schwefelkreislauf steuernden Prozessen der Disulfidbildung / Disulfidverwitterung zu verstehen. Die entscheidende Fragestellung besteht in einer Gefährdungsabschätzung für umliegende Schutzobjekte durch den Abstrom der Kippenwässer. Für die Beeinflussung des umliegenden Grundwassers, natürlicher Seen und den langfristigen Einfluß auf die Restseen, spielen dabei die Verhältnisse zum Zeitpunkt der Einstellung stationärer Strömungsverhältnisse im Kippenkörper die entscheidende Rolle. Die Aufgabe der Gefährdungsabschätzung gliedert sich in zwei große Teilaufgaben:

- a) Die Modellierung des Migrationsprozesses der Kippengrundwässer.
- b) Die Prognose der Kippengrundwasserqualität zum Zeitpunkt des Abstromes.

Hierzu sind folgende Arbeitsschritte ganz wesentlich:

Zu a)

- Die Prognose der hydraulischen Verhältnisse des Kippenkörpers
- Die Erstellung/ Nutzung eines Modelles welches die homogenen und heterogenen Wechselwirkungen beim Migrationsprozeß abbilden kann.

Zu b)

- Die Kennzeichnung des geogenen Ausgangszustandes der Abraumsedimente bezüglich ihrer Säure- und Pufferpotentiale.
- Das Prozeßverständnis und die Bilanzierung der primären und sekundären Verwitterung¹
- Das Prozeßverständnis und die Bilanzierung der Pufferungsprozesse innerhalb des Kippenkörpers mit Folge der Sekundärmineralbildung.
- Die Fragestellung des Ablaufes reduktiver Prozesse bis hin zur Sulfatreduktion/ Sulfidbildung.

Modellierung des Migrationsprozesses

Der Prozeß der Migration von im Grundwasser gelösten Stoffen läßt sich untergliedern in:

- die physikalischen Transportprozesse (Konvektion, hydrodynamische Dispersion),
- die homogenen chemischen Reaktionen innerhalb der fluiden Phase (z.B. Komplexbildung, Redoxreaktionen),
- und die heterogenen chemischen Reaktionen zwischen fluider und fester Phase (z.B. Mineralfällung und -lösung, Ionenaustausch, Oberflächenkomplexbildung etc.).

Die herkömmliche Modellierung des Migrationsprozesses mittels des Isothermenansatzes stellt lediglich eine Einkomponentenbetrachtung dar. Die beim Abstromprozeß auftretenden komplexen Wechselwirkungen sind damit nicht beschreibbar. Hieraus leitet sich die Notwendigkeit der reaktiven Stofftransportmodellierung her. Darunter ist die sequentielle Kopplung der Lösung der Transportgleichung mit einem geochemischen Modell zu verstehen.

Gl.1 zeigt die sich ergebende Transportgleichung für jede der betrachteten, migrierenden Komponente auf.

$$\operatorname{div}(D \cdot \operatorname{grad} c_k - v_D \cdot c_k) + q_k = \frac{\partial c_k}{\partial t} \quad (\text{Gl 1})$$

D	Dispersionstensor
c_k	Konzentration der Komponente k
v_D	Darcy Geschwindigkeit
q_k	Quell-/ Senkenterm der Komponente k
t	Zeit

Die sich aus dem chemischen Gleichgewichtsmodell ergebenden Konzentrationsänderungen der jeweiligen Komponente k werden durch den jeweiligen Quell-/Senkenterm berücksichtigt. Es erfolgte die Kopplung des geochemischen Gleichgewichtsmodells PHREEQC (Parkhurst 1995) mit dem Transportsimulator PCGEOFIM (Sames, 1997) sowie mit dem international bekannten Simulator MT3D (Zheng, 1990) unter der Oberfläche VISUAL MODFLOW². Die

¹ Primäre Verwitterung = Umsetzung an den temporären Stößen und infolge des beim Verströmen eingelagerten Sauerstoffes

Sekundäre Verwitterung = Umsetzung innerhalb des wasserungesättigten Kippenkörpers.

² Kopplung PCGEOFIM / PHREEQC - in Zusammenarbeit mit Dr. Sames (IBGW Leipzig) durch Hoth / Boy. Kopplung MT3D - durch Kornjaew.

genauere Vorgehensweise ist in Hoth, Boy, Häfner (1998) bzw. Hoth; Kornjaew, Häfner (1999) dargestellt. Diese Art der Kopplung entspricht der Vorgehensweise von Walter (1994) und Brand (1996). Ganz wesentlich ist die Testung der Modelle an meßtechnisch gut erfaßbaren Säulenversuchen im Labormaßstab. Dies erfolgte an einem Säulenversuch aus Krämer (1992) und wurde/ wird fortgesetzt mittels eigener Säulenversuche. Als Schwierigkeit sind dabei die Kennzeichnung der Porenwasseranfangsverhältnisse, der Austauschbelegung und die Bestimmung der geringen, aber wesentlichen Gehalte der reaktiven Mineralphasen zu sehen.

Prognose der Grundwasserbeschaffenheit und der Hydraulik des Kippenkörpers

Wie in Kap. 1 erwähnt ist die Prognose der hydraulischen Verhältnisse und der Grundwasserbeschaffenheit des Kippenkörpers zum Zeitpunkt des Beginns des Abströmens der Kippenwässer ganz entscheidend. Eine Schwierigkeit liegt dabei in der Heterogenität des Kippenkörpers. Es muß bewußt bleiben, daß die Abmessungen eines REV „Kippe“ deutlich größere Abmaße besitzen, als sie durch einen Punktaufschluß beschrieben werden. Daraus leiten sich folgende wesentliche Aussagen ab:

- Punktaufschlüsse besitzen ihre Bedeutung im Nachvollzug des Ablaufens von Prozessen.
- Zur notwendigen Bilanzierung und Beschaffenheitsprognose für die Kippenkörper ist die Rekapitulation der Vorfeldverhältnisse als ganz wesentliche Hintergrundinformation anzusehen.
- Die Kippe ist als ein Körper zu verstehen, der aus den hydraulisch und chemisch veränderten Vorfeldabraumsedimenten besteht, wobei die Technologie der Verkippung eine entscheidende Rolle spielt.
- Aus der Problematik der Heterogenität des Kippenkörpers ergibt sich die Notwendigkeit von Verfahren, die für den gesamten Körper flächenhafte/räumliche Aussagen zulassen, um mittels dieser geeignete Ansatzpunkte für Punktaufschlüsse auszuhalten. Darunter sind geophysikalische Verfahren zu verstehen, die für diese Problemstellungen qualifiziert werden müssen.

Für die Kippe Espenhain wurde/ wird eine Bilanzierung der Vorfeldverhältnisse durchgeführt. Diese umfaßt die flächenhafte Bilanzierung der Mächtigkeitsverhältnisse der ausgehaltenen, abraumrelevanten stratigraphischen Einheiten und deren Gehalte an Aciditäts- und Pufferpotentialen. Als wesentliche Datenquelle für die chemische und bodenphysikalische Kennzeichnung der Vorfeldsedimente wurden dabei die Bodengeologischen Vorfeldgutachten des Untersuchungsgebietes (Oehme 1964, 1974; Haubold, 1979 und Wünsche 1987) verwendet. Die flächenhafte Auswertung dieser Daten für das Untersuchungsgebiet Espenhain bestätigt, genau wie durchgeführte Untersuchungen in der Lausitz, die grundsätzlichen Pyritbildungsideen nach Berner (1984). Damit zeigt sich, daß ein stratigraphisch- paleogeographisches Verständnis der Sedimente ganz wesentlich zum Verständnis der Pyritgehalte ist.

Die Hydraulik des Kippenkörpers hat einen entscheidenden Einfluß auf die Gefährdungsabschätzung der Umgegend. Zum einen sind die sich einstellenden Durchlässigkeitseiwerte und zum anderen die Grundwasserneubildungsverhältnisse zu prognostizieren. Die Durchlässigkeitseiwerte der Kippe sind, um sie in großräumigen Transportmodellen zu nutzen, als Gebirgsdurchlässigkeitseiwerte zu verstehen.

Es erfolgte/ erfolgt, aufbauend auf der Methode von Kaubisch (1986), die flächenhafte Prognose der mittleren Gebirgsdurchlässigkeitseiwerte für die Absetzer- und Abraumförderbrückenkippe. Dieses Verfahren basiert auf der Bestimmung der mittleren Kornzusammensetzung der Kippenmischsubstrate. Dazu wurden die Kenntnisse aus den Vorfeldgutachten zu den Schichtmächtigkeiten der einzelnen kippenrelevanten stratigraphischen Einheiten und ihre Körnungsverhältnisse verwendet. Die sich ergebenden prognostischen Durchlässigkeitseiwerte besitzen ihren Wert vor allem in ihrem relativen Verhältnis zueinander, weniger in

ihre Körnungsverhältnisse verwendet. Die sich ergebenden prognostischen Durchlässigkeitsbeiwerte besitzen ihren Wert vor allem in ihrem relativen Verhältnis zueinander, weniger in ihren absoluten Werten. Sie sind Grundlage für die Zonierung des Kippenkörpers bei der Parameterkalibrierung des Grundwasserströmungsmodells der Kippe. Diese Kalibrierung erfolgt an Hand der gemessenen Wasserstandsganglinien der Grundwassermeßstellen der Kippe.

Ergebnisse von Felduntersuchungen auf der Kippe Espenhain

Die in diesem Kapitel präsentierten Ergebnisse konzentrieren sich auf die Untersuchung der wasserungesättigten „sekundären Verwitterungszone“ innerhalb der Absetzerkippe. Es wurden dabei Kippenbereiche untersucht, die Liegezeiten von bis zu 50 Jahren aufweisen. Ziel war die Kennzeichnung der ablaufenden Prozesse als Grundlage der Prognose der Kippenwasserbeschaffenheit zum Zeitpunkt des Abstromes aus der Kippe.

Meßmethodik

Im Folgenden sollen die Vorgehensweisen zu denen in Kap. 4 dargestellten Untersuchungsmethoden kurz dargelegt werden:

Geophysikalische Untersuchungen

Die Untersuchungen erfolgten durch HGN Torgau (Projektpartner innerhalb des Verbundprojektes). Es wurden goelektrische und elektromagnetische Kartierungen durchgeführt.

Feldeluate

In Anlehnung an den DEV S4 Aufschluß wurden 10 ml Boden mit 25 ml deionisiertem Wasser überschichtet und geschüttelt. An den Eluaten wurde dann der pH Wert und die elektrische Leitfähigkeit (ELF) gemessen. Die Einstellungszeit zwischen Eluatherstellung und Meßbeginn betrug nur 5 Minuten. Dies ist allerdings gerechtfertigt, da die gewonnenen Parameter nur als Milieuparameter zu verstehen sind. Das heißt ihre Bedeutung liegt in der teufenorientierten Aussage zueinander. Weiterhin war mit dieser Vorgehensweise eine Vielzahl von Proben bearbeitbar und es entfiel die Konservierung.

Schwefelspezies Bestimmungen am Feststoff

Die Bestimmung des Gesamtschwefels und der Schwefelspezies (Disulfid- und Sulfatgehalt) erfolgte nach DIN 51724 im Labor des Inst. f. Brennstoffgeologie. Der Gehalt an organischem Schwefel ergibt sich aus der Differenz des Gesamtschwefels minus dem anorganisch gebundenen Schwefel (Disulfid- und Sulfatgehalt).

Vorgehensweise – Ergebnisse der Feldeluat und Feststoffuntersuchungen

Es war Ziel, das Vorhandensein, den Zustand und die Tiefenlage der „sekundären Verwitterungszone“ nachzuweisen. Abb. 1 zeigt exemplarisch für die tiefste niedergebrachte Rammkernsondierung (RKS) die teufenorientierten Kurven für pH Wert und elektrische Leitfähigkeit (ELF) im Feldeluat auf.

Bei den erbohrten Substraten handelte es sich, für die tertiäre Mischbodenkippe, um nahezu durchgängig schluffige Kohlefeinsande bis sandige Kohlschluffe.

Es wird der radikale Wechsel der pH und ELF Werte zwischen den Substraten der quartären Überdeckung und der tertiären Mischbodenkippe deutlich. Im Bereich zwischen 2 und 4,5 Metern Teufe zeigt sich eine Zone mit stark erhöhten Gehalten. Zum Liegenden der RKS hin steigen die pH Werte im Feldeluat deutlich an und die Leitfähigkeiten sinken auf Werte unter 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ab.

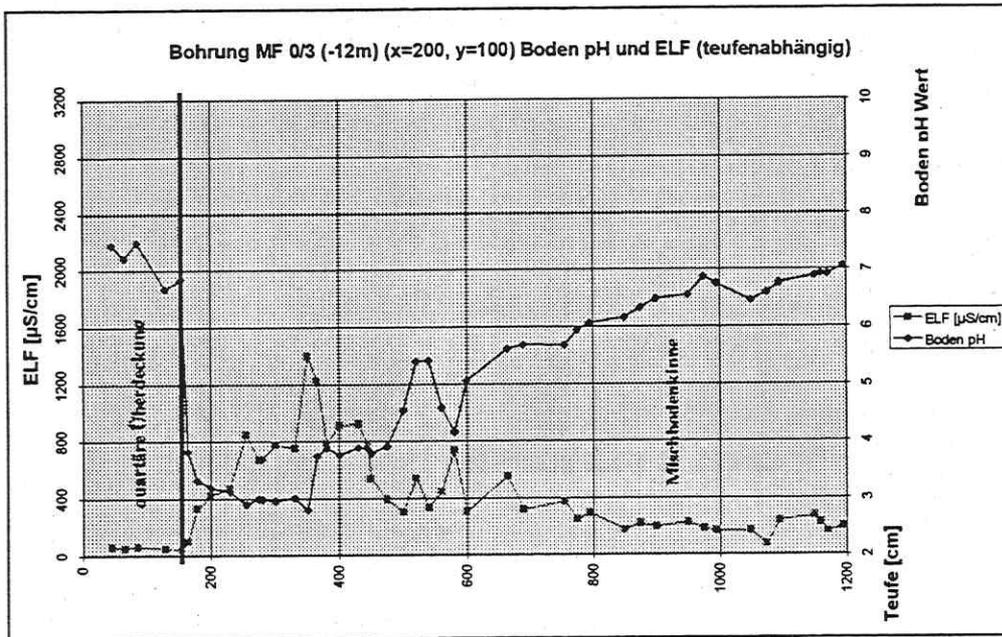


Abb. 1: pH Werte und ELF der Feldeluete – RKS „Mf 0/3“

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der Rammkernsondierungen (RKS) „Gy 2“ und „Gy 3“ aufgezeigt werden. Diesen RKS ging eine geoelektrisch / elektromagnetische Kartierung des Projektpartners HGN Torgau voraus. Abbildung 2 zeigt die Lage der Meßprofile auf. Die Arbeitshypothese bestand darin, daß die Mineralisation des Porenwassers einen deutlich größeren Einfluß als die Wassersättigung der Substrate, auf die geophysikalisch gemessenen Widerstände ausübt. Abb. 3 gibt für die Meßprofile 100E, 150E und 200E das elektromagnetische Leitfähigkeitsmodell wieder. Darauf folgend wurde in ein Leitfähigkeitsminima die RKS „Gy2“ und in ein Leitfähigkeitsmaxima die RKS „Gy3“ abgeteuft³.

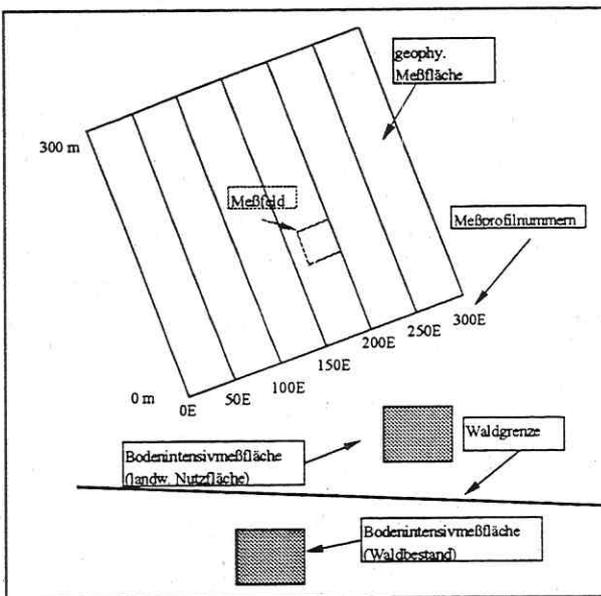


Abb. 2: Lageschema der Meßfläche

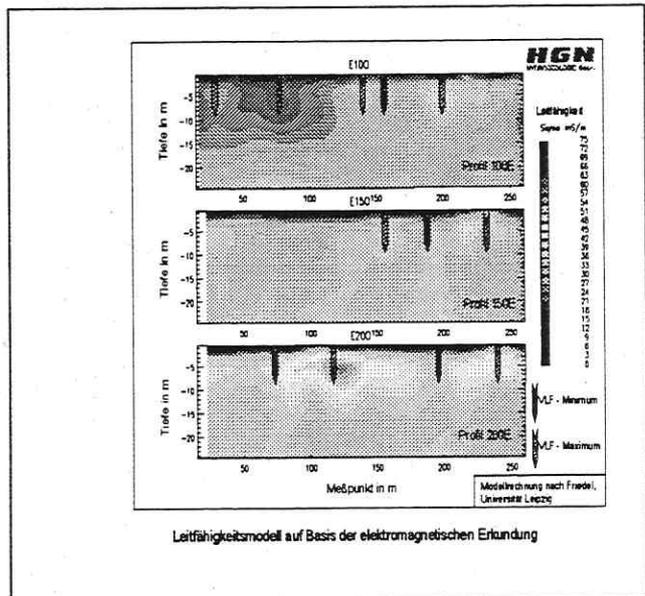


Abb. 3: Leitfähigkeitsmodell für Profile 100E, 150E, 200E

³ Leitfähigkeitsminima – „Gy 2“ bei Profil 100E , y= 75 m Leitfähigkeitsmaxima – „Gy 3“ bei Profil 200E , y= 110 m (vgl. Abb. 3)

Abb. 4 und 5 zeigen die Ergebnisse der Feldeluate dieser beiden RKS auf. Es wird deutlich, daß die ELF Werte der Sondierung „Gy3“ deutlich höher liegen, als die der Sondierung „Gy2“. Dies gilt vor allem für den Teufenbereich 2,5 bis 4,5 Metern. In diesem Teufenbereich zeichnet sich für die RKS „Gy3“ eine „sekundäre Verwitterungszone“ ab. Die Verschiedenheit der Ergebnisse der beiden RKS ist begründet durch Substratunterschiede. Während es sich bei „Gy3“ vornehmlich um kohlig, schluffige Feinsande handelt, wurden diese in der RKS „Gy2“ nur bis ca. 3 Meter erbohrt, dann folgten hell bis graubraune, stellenweise kiesige Mittelsande. Der pH Wertverlauf in der RKS „Gy3“ entspricht tendenziell dem der RKS „Mf 0/3“, die Werte steigen zum Liegenden hin bis auf pH = 6 an. In der RKS „Gy2“ zeigt sich dieser Effekt bis in eine Teufe von 3 Metern. In den folgenden stellenweise kiesigen Sanden liegen die pH Werte durchgängig zwischen 3 und 4.

Die Ergebnisse der Feldeluate werden untersetzt durch die Schwefelspeziesuntersuchungen. Die Abbildungen 6 und 7 zeigen die Ergebnisse auf. Die Substrate der RKS „Gy3“ zeichnen sich durch Gesamt Schwefelgehalte von 0,5 – 3 Ma% aus. Im Gegensatz dazu liegen die Gesamt Schwefelgehalte der RKS „Gy2“ deutlich unter 1 Ma%. Die Feststoff - Sulfatgehalte der RKS „Gy3“ erreichen zwischen 3 und 5 Meter mit 0,5 – 0,8 [Ma% S] die höchsten Werte.

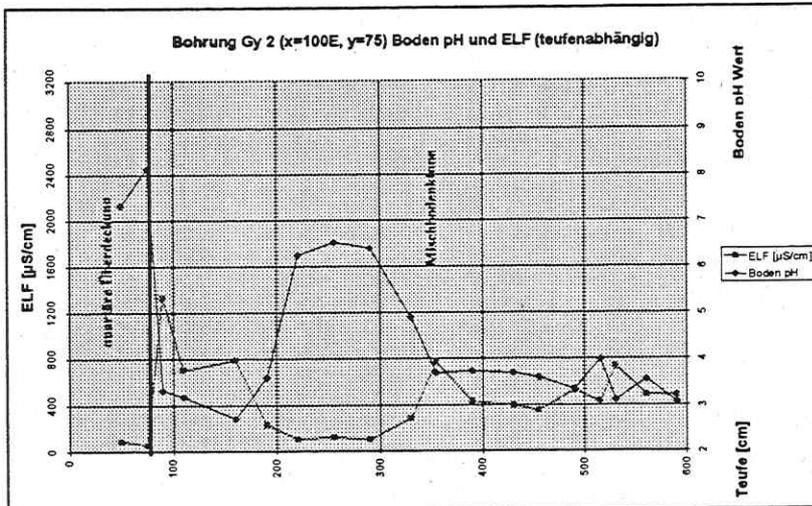


Abb. 4:
pH Wert und ELF der Felde-
luate – RKS „Gy2“ (geophy.
Minima)

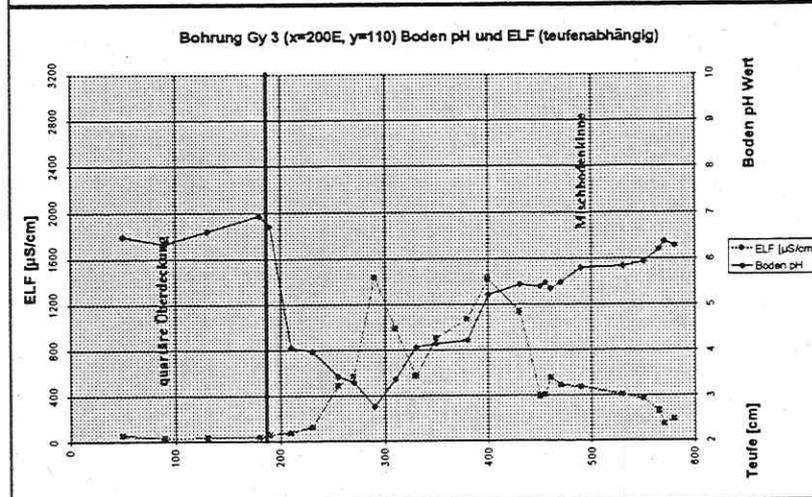


Abb. 5:
pH Wert und ELF der Felde-
luate – RKS „Gy3“ (geophy.
Maxima)

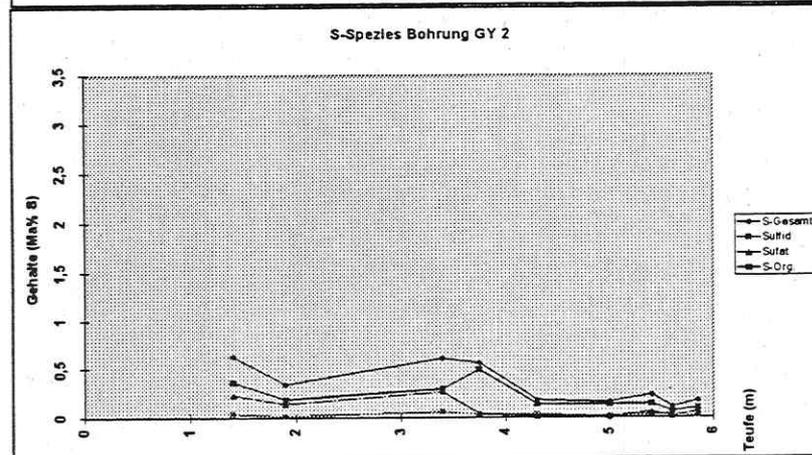


Abb. 6:
Schwefelspezies Verteilung –
RKS „Gy2“ (geophy. Minima)

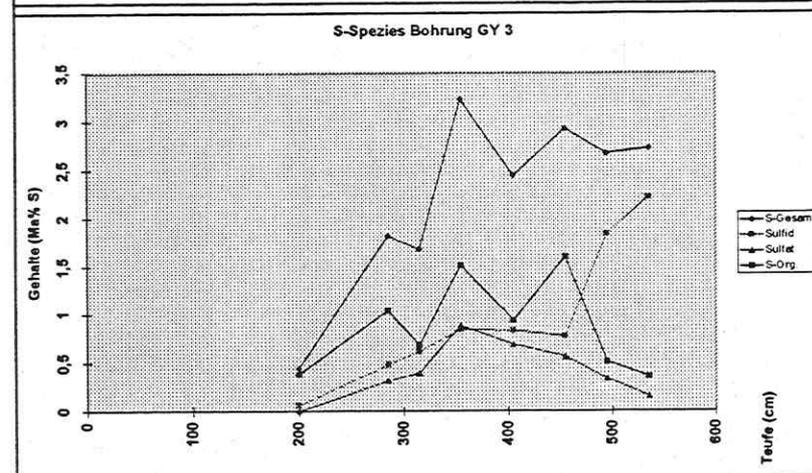


Abb. 7:
Schwefelspezies Verteilung –
RKS „Gy2“ (geophy. Minima)

Im Gegensatz dazu liegen die Feststoffsulfatgehalte der RKS „Gy2“ deutlich niedriger. Weiterhin ist anzumerken, daß innerhalb der RKS „Gy3“ im Liegenden der Großteil des Schwefels als Sulfid vorliegt. In der RKS „Gy2“ ist hingegen nur ganz geringfügig Sulfid vorhanden.

Zusammenfassend lassen sich, an Hand der hier exemplarisch dargestellten Untersuchungen der „sekundären Verwitterungszone“ der Absetzerkippe folgende Aussagen treffen:

- Die „sekundäre Verwitterungszone“ der Absetzerkippe ist nachweisbar. Sie reicht in den zumeist sehr C_{org} reichen Substraten kaum tiefer als 5 Meter.
- Mit zunehmender Teufe nehmen die pH Werte im Feldeluat deutlich zu. Ebenso liegt dann der Großteil des Schwefels als Sulfid vor.
- Die geophysikalische Kartierung ist als Tool zur Erkennung von verwitterten Sedimenten geeignet und bietet somit die Chance zu Flächenaussagen.

Gasphasenuntersuchung

Im weiteren Verlauf der Untersuchungen wurde eine teufenorientierte Beprobung der Gasphase der oberen Absetzerkippe durchgeführt. Dazu wurde eine Sonde entwickelt die kompatibel zu den verwendeten Bohrgestängen ist. Die Sonde wird in die Bohrlochsohle eingedrückt bis ihr Konus die Sohle gegen nachströmendes Gas aus dem Bohrloch abdichtet. Nach erfolgter Messung der Gasphase wird das Bohrloch um einen weiteren Meter abgeteuft. Die Beprobung der Kippengasphase erfolgte somit in Meterabständen.

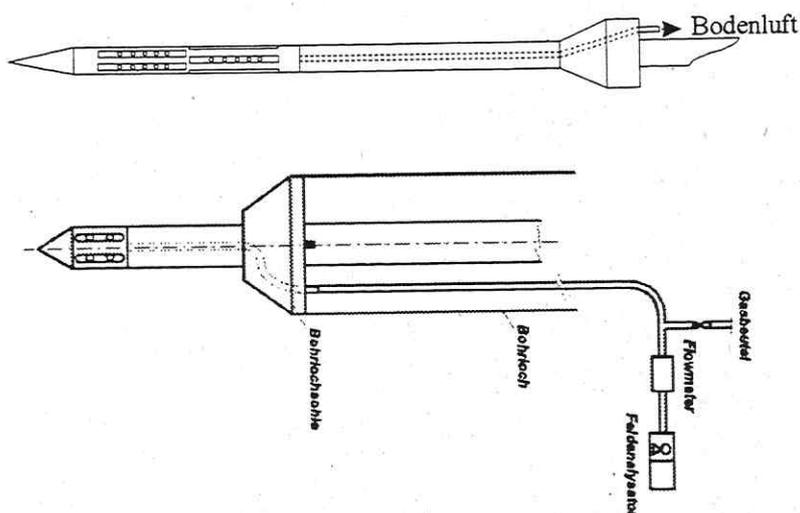


Abb. 8:
Aufbau und Wirkungsweise der entwickelten Bodengassonde

Ergebnisse 1. Meßphase

Abbildung 9 zeigt exemplarisch die Ergebnisse der Untersuchungen der RKS „Esp 6“. Es kommt zu einer deutlichen Abnahme der Sauerstoffgehalte auf Werte nahe 0 Vol %. Umgekehrt proportional steigen die CO_2 Gehalte bis auf 13 Vol% an. Die pH und ELF Werte dieser Bohrung zeigen die selben Trends wie die RKS „Mf 0/3“ und „Gy3“ (vgl. Abb. 1 und 5)

Abbildung 10 zeigt die bemerkenswerten Ergebnisse für die RKS „Esp1“ auf. Die Sauerstoffgehalte sind $< 0,5 \text{ Vol}\%$ ⁴. Die CO_2 Gehalte steigen bis $> 40 \text{ Vol}\%$ an. Zusätzlich wurde Methan bis zu ca. 20 Vol% detektiert. Diese deutliche Änderung der Gaszusammensetzung geht einher mit der deutlichen Abnahme der ELF Werte der Feldeluate.

⁴ Untergrenze des Sauerstoffmeßbereiches des Feldanalysators – 0,5 Vol%. Obergrenze des CO_2 Meßbereiches – 40 Vol%.

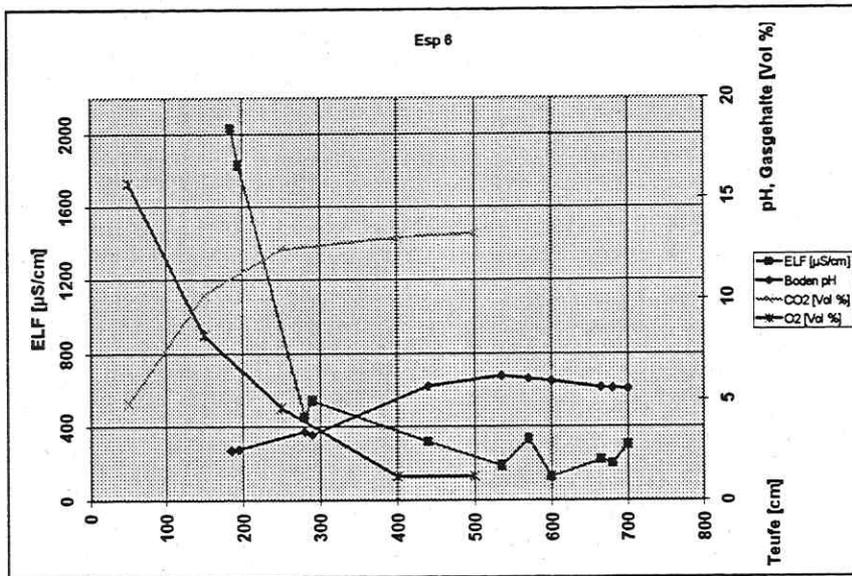


Abb. 9:
Teufenorientierte Kippengas-
beschaffenheit und Feldeluat-
kennwerte - RKS „Esp 6“

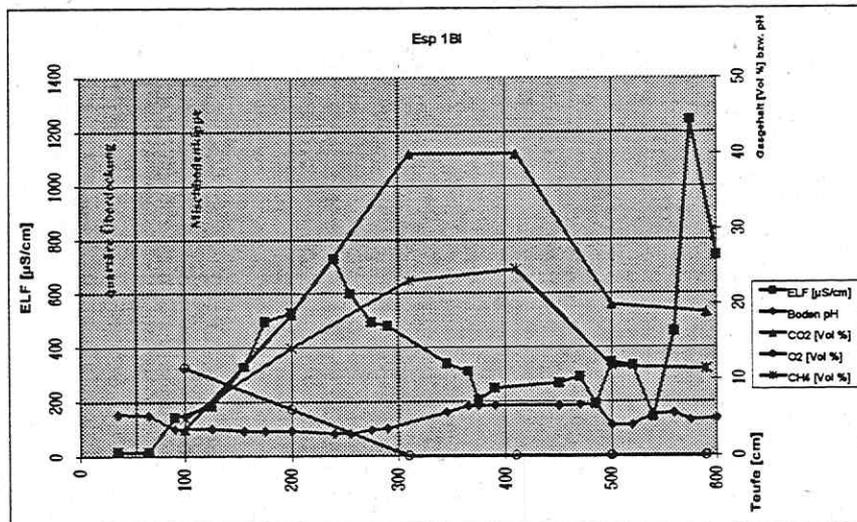


Abb. 10:
Teufenorientierte Kippen-
gasbeschaffenheit und
Feldeluatkennwerte -
RKS „Esp 1“

Es wurden folgende erste Schlußfolgerungen gezogen und Aufgaben abgeleitet:

- Das Vorhandensein von Methan ist Ausdruck stark reduzierter Bedingungen.
- Es ist die Quelle der hohen Methan und CO₂ Gehalte zu klären.
- Der Abfolge der biologischen Redoxprozesse nach, sollte einer Methanogenese die Sulfat-
reduktion vorausgehen.
- Die Sulfatreduktion hätte, bei nennenswerten Umsatzraten, Bedeutung für die Langzeit-
entwicklung der Kippengasbeschaffenheit.
- Die Fortsetzung der Untersuchungen sollte mit weiteren RKS an diesem Standort erfol-
gen. Dabei wurde das Untersuchungsprogramm auf ¹³C und ¹⁴C Analyse am CO₂ des
Kippengases, sowie die qualitative mikrobiologische Untersuchung der Substrate erwei-
tert.
- Ebenfalls wurde eine Überprüfung des Feldanalysators vorgenommen und dieser neu ka-
libriert.

Ergebnisse 2. Meßphase

Die Untersuchungen der 2. Meßphase brachten folgende Ergebnisse:

- Von den drei an diesem Standort niedergebrachten RKS wies nur eine die selben hohen CO₂ und Methangehalte auf, wie die RKS „Esp 1“. Es handelt sich dabei um die RKS „Esp 7“ (vgl. Abb.11).
- Die Isotopenwerte am CO₂ weisen daraufhin, daß dieses Gas aus der Umsetzung der mit-verstürzten organischen Substanz der Kohlebegleitschichten resultiert ($\delta^{13}C = -23$ bis $-24,8$ ‰, $\delta^{14}C = 7\%$ modern).
- Ab der Teufe von 1,70m wurden jeden Meter eine Probe auf Sulfatreduzierer untersucht. Vor allem für den Teufenbereich 4,70 m ergab sich ein Vorhandensein von Sulfatreduzierer in großer Menge.

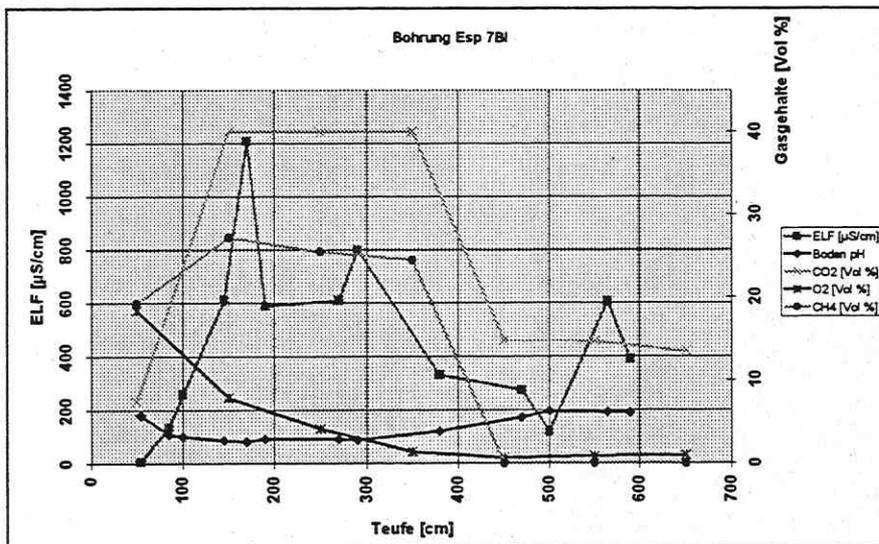


Abb. 11:
Teufenorientierte Kippengasbeschaffenheit und Feldeluatkennwerte RKS „Esp 7“

Zusammenfassung der Ergebnisse der Kippengasuntersuchungen

Bei allen RKS, an denen die Gasphase der wasserungesättigten Zone der Absetzerkippe untersucht wurde, zeigten sich mit der Teufe stark zunehmende CO₂ Gehalte, während die Sauerstoffgehalte auf nahe 0 Vol% abnahmen. Lokal wurden sogar CO₂ Gehalte von >40 Vol%, begleitet von Methangehalten bis zu ca. 20 Vol%, gemessen. Dies ist ein Ausdruck von ablaufenden stark reduktiven Prozessen. Die lokal angetroffenen hohen Gehalte sind unserer Meinung nach auf eine Ansammlung dieses Gases in einer Art „Falle“ zurückzuführen. Es zeigt sich, daß diese reduktiven Bereiche auch durch Sulfatreduzierer gekennzeichnet sind. Die Isotopenuntersuchungen am Gas weisen darauf hin, daß der zu den Reduktionsreaktionen zugehörige Oxidationsprozeß die Umsetzung der kohligen Bestandteile der tertiären Schichten ist. Wir gehen davon aus, daß die Reaktivität der im Vorfeld stratiform gelagerten kohlehaltigen Schichten durch den Abraumgewinnungsprozeß stark erhöht wird. Dies läßt sich durch das Zerschneiden und Verteilen dieser Substrate in den gesamten Kippenkörper und die damit verbundene immense Vergrößerung der Oberfläche der organischen Bestandteile erklären. Die Bedeutung der Sulfatreduktion liegt darin, daß über lange Liegezeiträume der Kippen ein Teil der Metall- und Sulfatlast über den Weg Sulfatreduktion, Sulfidbildung wieder festgelegt wird. Wesentlich ist es deshalb Sulfatreduktionsraten zu bestimmen. Die weitere Bearbeitung dieser Problematik soll deshalb mittels Schwefelisotopenuntersuchungen am Porenwasser, dem Versuch des Nachweises von sekundären Sulfiden und mikrobiologischen Untersuchungen erfolgen.

Literaturverzeichnis

- BRAND, T. (1996): „Numerische Simulation dreidimensionaler Strömungs-, Transport- und hydrogeochemischer Reaktionsprozesse im Grundwasserabstrom von Braunkohlentagebaukippen.“, Besondere Mitteilung zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch, Nr. 59, Hrsg. LUA NRW, 123 Seiten.
- HAUBOLD et.al. (1979): „Bodengeologisches Vorfeldgutachten - Espenhain- Störmthal“ GFE Freiberg.
- HOTH, N. ; BOY,S. ; HÄFNER, F. (1998): „Modelling of groundwater contamination caused by lignite mining in Eastern Germany.“ Proceedings of the IMWA Symposium, Johannesburg, part 2, pages 223 -233.
- HOTH, N.; KORNAJEV, A.; HÄFNER, F. (1999): „Reactive transport modelling with the new simulator MODCALIF-CHEM – prediction of the environmental impact of lignite dump waters.“ Akzeptiertes Paper für die „Modellcare 99“.
- KAUBISCH, M. (1986): „Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaues.“ Dissertation, TU Freiberg, 104 S., 21 Anlagen.
- KRÄMER, S. (1992). „Pyritoxidation im Tagebau Inden I und chemische Beeinflussung des Grundwassers durch Braunkohleabraumkippen“ ,Diplomarbeit Uni Bochum.
- OEHME et.al. (1964) und (1974): „Bodengeologische Vorfeldgutachten - Espenhain- West und Espenhain- Ost“, GFE Freiberg.
- PARKHURST, D.L. (1995): Users guide to PHREEQC, USGS, Water- Resources Investigations Report 95-4227; Lakewood, Colorado.
- SAMES, D. & BOY, S. (1997): Handbuch zu PCGEOFIM[®] , IBGW Leipzig.
- WALTER, A.L., FRIND, E.O. et.al. (1994a und 1994b): „Modelling of multicomponent reactive transport in groundwater.“ Water Resources Research, Vol. 30, Part1 pages 3137-3148, Part2 pages 3149-3158.
- WÜNSCHE et al. (1987): „Bodengeologische Vorfeldgutachten - Espenhain- Störmthal“ GFE Freiberg.

C.NITSCHKE, I. GUDERITZ & V. NEUMANN

Hydrochemie der Grundwässer im Bereich des Tagebaus Cospuden und Methodik der Probennahme

BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH, Meraner Str.10; 01217 Dresden

Einleitung

Die Überwachung der wasserwirtschaftlichen Sanierung im Rahmen des Abschlußbetriebsplanes für das Objekt Cospuden bildet einen Sonderbereich, der sich örtlich, zeitlich, eigentums- und verantwortungsrechtlich sowie finanziell von der ländergetragenen Umweltüberwachung abgrenzt. Im Bereich des Objektes Cospuden wurde für das Grundwassermonitoring 1995 ein Sondermeßnetz mit 20 Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen auf der Grundlage der geohydraulischen Modellierungsergebnisse errichtet. Im Rahmen der 1995 durchgeführten Erstbeprobung der Grundwassermeßstellen wurden von uns allgemeine sowie bergbauspezifische Probleme im Bereich der Entnahme, Präparation, Vor-Ort- und Laboranalyse von Grundwasserproben festgestellt, die in den nachfolgenden Routineuntersuchungen grundsätzlich gelöst werden konnten. Voraussetzung dafür war eine vertrauensvolle und konstruktive Zusammenarbeit zwischen dem Auftraggeber (LMBV mbH), vertreten durch Herrn Zeh, Herrn Herrmann sowie Herrn Pavlik bzw. Herrn Pokrandt, und uns. Die erzielten Ergebnisse konnten nachfolgend in dem:

- DVWK-Merkblatt 245/1997 "Tieferorientierte Probennahme aus Grundwassermeßstellen und
- "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV mbH

regelsetzend eingebracht werden.

Die im Rahmen des montanhydrologischen Grundwassermonitorings im Bereich des Objektes Cospuden durchgesetzten Qualitätssicherungsmaßnahmen führten zu belastbaren Ergebnissen, die eine gesicherte Prognose der erreichbaren Sanierung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse und daraus abzuleitender Maßnahmen unter wirtschaftlich optimalen Gesichtspunkten garantieren. Ausgehend von den im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV enthaltenen Festlegungen werden nachfolgend die bisherigen Ergebnisse des Grundwassermonitorings im Bereich des Objektes Cospuden exemplarisch vorgestellt und diskutiert.

Grundlagen

Die Belastbarkeit einer Grundwasseranalyse wird grundsätzlich bestimmt durch:

- den *Entnahmeraum der Grundwasserprobe* und
- die aus der Probennahme, Probenaufteilung, Probenkonservierung und Probentransport bedingten Veränderungen der Probe und der im Rahmen der Vor-Ort- und Laboranalyse erzielten Fehler, die durch *Plausibilitätskontrollen (einschl. Ionenbilanzfehlerberechnungen)* bestimmbar sind.

Die Besonderheiten der diesbezüglichen Arbeiten im Bereich des Sanierungsbergbaus sollen auf der Basis der langjährigen Erfahrungen der Bearbeiter im folgenden erläutert werden.

Entnahmeraum einer Grundwasserprobe

Grundsätzlich setzt eine repräsentative Entnahme von Grundwasserproben eine intakte Grundwassermeßstelle und die Kenntnis über die Größe und räumliche Lage des zu entnehmenden Volumenelementes voraus. Für die repräsentative Grundwasserprobe bedeutet dies zu wissen, aus welchem örtlichen Bereich des Grundwasserleiters die in Probennahmeflaschen abgefüllte Wasserprobe stammt. Das bis zur Probennahme zu verwerfende geförderte Wasservolumen ist die mobile Wassermenge der Grundwassermeßstelle und des Grundwasserleiters, die zwischen dem Entnahmesystem (z.B. Unterwassermotorpumpe) und dem zu entnehmenden Volumenelement im Grundwasserleiter ansteht. In der DIN 38 402 Teil A13 „Probennahme aus Grundwasserleitern“ wird hierzu angemerkt: „Der Zeitpunkt für die Probennahme ist erreicht, wenn das Wasser in Rohr und Ringraum sowie das im umgebenden Gestein anstehende, unter Umständen ebenfalls in seiner Beschaffenheit veränderte Grundwasser entfernt wurde“. Aus den nachfolgenden Abb. 1 - 3 wird die Notwendigkeit diese Forderung deutlich ersichtlich. Dargestellt wurde der an den Grundwassermeßstellen in Cospuden geführte Analysenvergleich von Grundwasserproben, die entsprechend der Forderung der DIN 38 402 Teil A13 (GW) und den bisher allgemein praktizierten Sachstand (nach dreimaligem Austausch des Meßstellenrohrvolumens – mit MB gekennzeichnet) entnommen wurden. Die an ausgewählten Kennwerten in Abhängigkeit der Grundwasserleiter dargestellten Quotienten aus GW:MB (in %) verdeutlichen den gravierenden Einfluß des Probennahmeraumes auf die Repräsentanz der Grundwasseranalysen (bei Quotienten von 100% = 1 stimmt das MB-Kriterium zufällig mit dem GW-Kriterium überein; vor allem bei kurzen Filterstrecken). Diese resultieren vor allem aus den in der Grundwassermeßstelle gegenüber dem Grundwasserleiter vorhandenen veränderten Milieubedingungen. Diese Unterschiede sind durch Ionenbilanzfehlerberechnungen/ Plausibilitätskontrollen an Analysenergebnissen einer Probe nicht erfassbar, da auch bei einer Schöpfprobe aus dem Meßstellenrohr das Gleichgewicht der gegensätzlichen Ladungen gegeben ist.

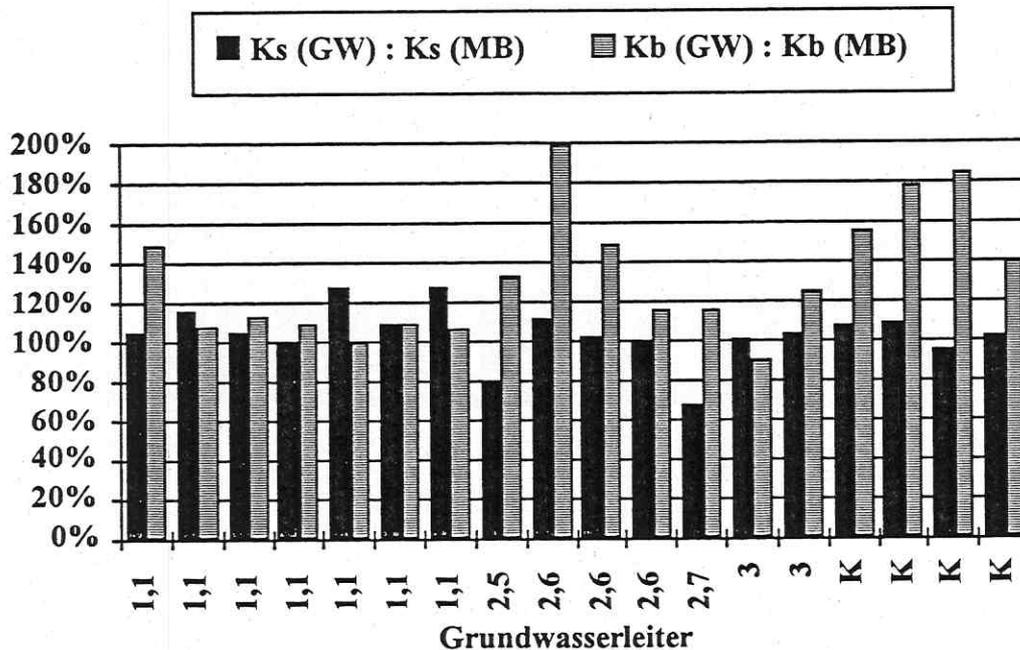


Abb. 1: Quotient aus der an Wasserproben aus dem Grundwasserbereich (GW) und Meßstellenbereich (MB) ermittelten Acidität und Alkalinität geordnet nach Grundwasserleitern

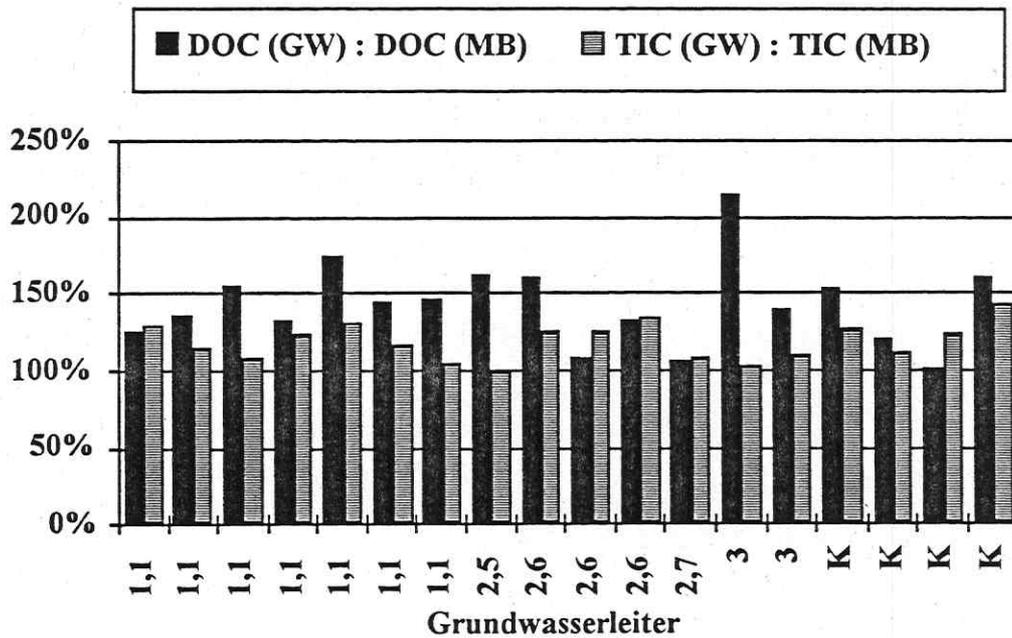


Abb. 2: Quotient aus der an Wasserproben aus dem Grundwasserbereich (GW) und Meßstellenbereich (MB) ermittelten DOC und TIC geordnet nach Grundwasserleitern

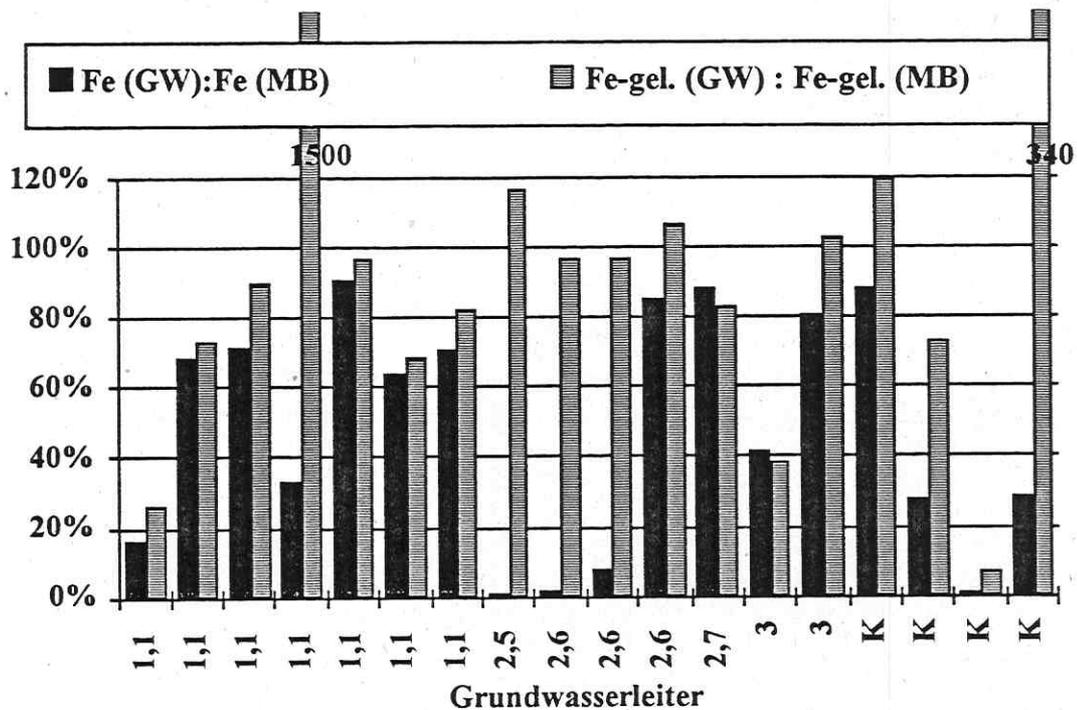


Abb. 3: Quotient aus den an Wasserproben aus dem Grundwasserbereich (GW) und Meßstellenbereich (MB) ermittelten gehalten an Fe und Fe, gel. geordnet nach Grundwasserleitern

Für die Planung einer repräsentativen Grundwasserprobennahme muß deshalb die Ausba Zeichnung der Grundwassermeßstelle vorliegen und die Lage des Probennahmesystems vorgegeben werden. Abb. 4 soll die Vorgehensweise exemplarisch veranschaulichen, wenn keine modellgestützte Begründung des Ortes des zu beprobenden Grundwassers erfolgt. Dabei wird angenommen, daß dieser geometrische Ort im Fall einer sehr kurzen Filterlänge eine Kugelschale (Abb. 4a) bzw. bei längeren Filtern eine Zylinderschale ist (Abb. 4b).

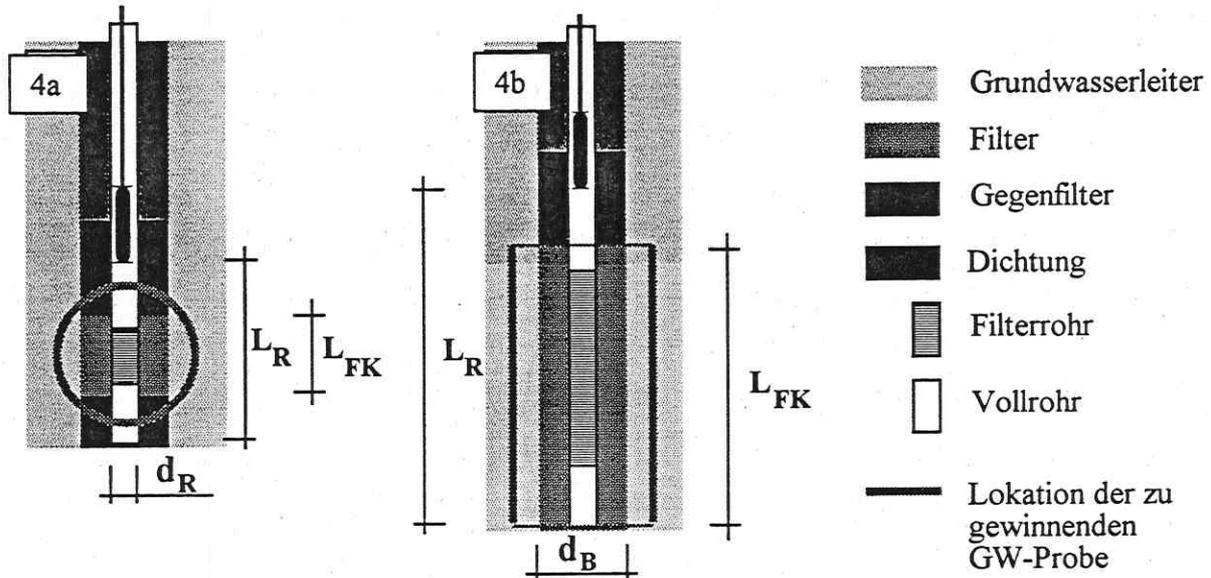


Abb. 4: Approximative Festlegung des Ortes des zu beprobenden Grundwassers im Grundwasserleiter für sehr kurze Filter (a) und lange Filter (b)

Das vor der eigentlichen Grundwasserprobennahme abzupumpende Wasservolumen wird wie folgt ermittelt:

Fall a:

$$V_w = \frac{\pi d_R^2}{4} (s + L_R) + n_{FK} \frac{\pi (d_B^2 - d_R^2)}{4} L_{FK} + n_{GWL} \left(\frac{4\pi R^3}{3} - \frac{\pi d_B^2}{4} L_{FK} \right) \quad (1a)$$

und im Fall b:

$$V_w = \frac{\pi d_R^2}{4} (s + L_R) + n_{FK} \frac{\pi (d_B^2 - d_R^2)}{4} L_{FK} + n_{GWL} \frac{\pi (4R^2 - d_B^2)}{4} L_{FK} \quad (1b)$$

- mit: V_w vor der Grundwasserprobennahme abzupumpendes Wasservolumen
 d_R Rohrdurchmesser der Grundwassermeßstelle
 s Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermeßstelle während des Abpumpens
 L_R Länge des Grundwassermeßstellenrohres bis zum Einlaufpunkt der Grundwasserprobennahmetechnik
 n_{FK} Porosität der Filterkiesschüttung
 d_B Bohrdurchmesser
 L_{FK} Länge der Filterkiesschüttung

- n_{GWL} Porosität des Grundwasserleiters
 R Radius vom Mittelpunkt des Filterrohres bis zur Kugel- bzw. Zylinderschale

Im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV wurde daher die Berechnung des abzupumpenden Filtervolumens (V_w) übereinstimmend mit DVWK 245/1997 (Tiefenorientierte Probennahme aus Grundwassermeßstellen [LMBV-Merkblatt, 1999]) praxisorientiert festgelegt (Gl.(2)). Sie ist eine Approximation der Grundgleichung 1b:

$$V_w = 1,5 \frac{\pi}{4} d_B^2 L_{\text{FK}} \quad (2)$$

V_w - abzupumpendes Filtervolumen (1,5-fache Filtergesamtvolumen)

L_{FK} - Länge der Filterschüttung in cm (s. Abb.5)

d_B - Durchmesser der Bohrung in cm

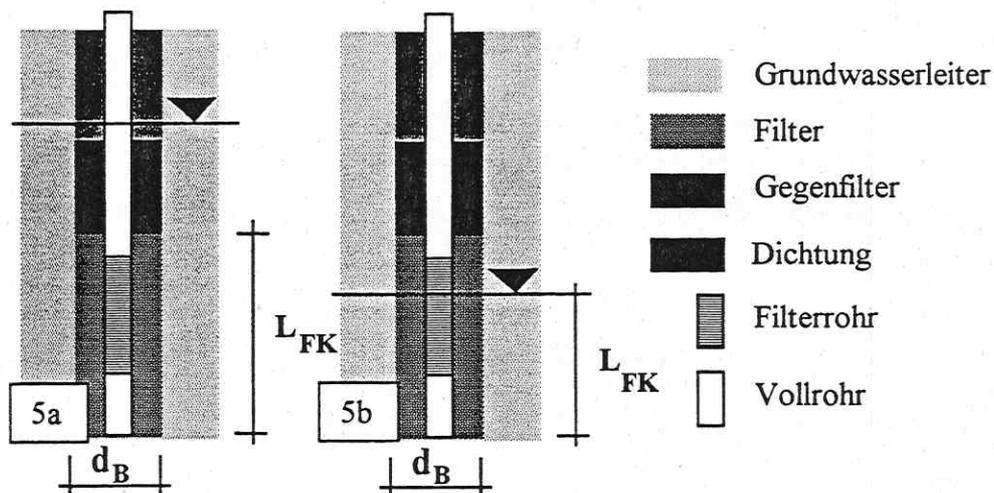


Abb. 5: Für die Berechnung des abzupumpenden Wasservolumens (Gl.(2)) zu verwendende Länge der Filterkiesschüttung, wobei der in Abb. 5b dargestellte Fall nur in Gebieten mit stark schwankenden bzw. aufgehenden Grundwasserständen sinnvoll ist.

Im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV sind für die Entnahme von Grundwasserproben folgende Festlegungen enthalten:

Prinzipiell erfolgt die **Entnahme einer Grundwasserprobe**:

- mit der selben Pumpenförderleistung wie während der vorangehenden Abpumpphase und

- **wenn nach erreichtem hydraulischen Abbruchkriterium** (1,5-facher Filtervolumenaustausch) die Leitkennwerte über 5 bzw. 10 min folgenden Schwankungsbereich nicht überschreiten:
 - elektrische Leitfähigkeit: $\pm 0,5 \%$
 - pH-Wert: $\pm 0,1$
 - Temperatur: $\pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$
 - Sauerstoff: $\pm 0,1 \text{ mg/l}$
 - Redoxspannung: $\pm 1 \text{ mV}$

Erfahrungen mit dem Ionenbilanzfehler als Plausibilitätskriterium

Die problematische Spezifik bei der Untersuchung von Grundwässern aus dem ehemaligen Bergbaugebieten besteht in:

- der breiten Diversivität der in den Grundwasserproben auftretenden Konzentrationsbereiche und
- den hohen Konzentrationen einzelner Ionen oder Gruppen, die zahlreiche matrixbedingte analytische Aufwendungen erfordern.

Auf Grund unsere nahezu 5-jährigen Erfahrungen können wir zusammenfassend feststellen, daß ohne zusätzlichen Aufwand bei der Anpassung von Analyseverfahren, ohne zügige Aufarbeitung der Grundwasserproben und ohne geeignete Probenkonservierungsmaßnahmen selbst bei einem funktionierenden Qualitätssicherungssystem im Labor keine richtigen Analysergebnisse bestimmt werden können. Um deren Richtigkeit überprüfen zu können, werden von uns nachfolgend aufgelistete Plausibilitätskontrollen durchgeführt:

Ionenbilanzfehler (speziiert) $\leq 10 \%$

$\text{O}_2 > 1 \text{ mg/l}$ $\text{S}^{2-} < 0,01$
 $\text{O}_2 < 1 - 2 \text{ mg/l}$ keine Differenz zwischen Fe (II) und Fe_{ges}
 $\text{O}_2 > 1 - 2 \text{ mg/l}$ Nitrit, Nitrat können auftreten

o-Phosphat < Gesamtphosphor

GTR > FTR

CSB > 2-3 x DOC

Sulfat \approx el. Leitfähigkeit ($\mu\text{S/cm}$) x 0,4 - 0,7

$\text{Fe}_{\text{ges}} > \text{Fe}_{\text{gel}} > \text{Fe (II)}$

zwischen $\text{pH-Wert}_{\text{Feld}}$ und $\text{pH-Wert}_{\text{Labor}}$ max. 0,5 Einheiten

Ein wesentliches Kriterium ist der Ionenbilanzfehler.

Bestimmung des Ionenbilanzfehlers

Im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV ist festgelegt, daß die Bestimmung der Ionenbilanzfehler unter Berücksichtigung der möglichen Komplexbildungen (speziiert) mit Hilfe eines geochemischen Programmes (z.B. MINTEQA2, PHREEQC oder gleichwertig) erfolgt. Dabei ist die Art und Weise der Bestimmung des Hydrogenkarbonats (aus K_S -Wert, aus TIC/ pH-Wert, ionenchromatographisch) anzugeben. Der auszuweisende Ionenbilanzfehler (ΔIB) wird aus den

Summen der Äquivalentkonzentrationen der Kationen $[\Sigma K(eq)]$ und der der Anionen $[\Sigma A(eq)]$ wie folgt berechnet:

$$\Delta IB = \frac{\{\Sigma K(eq) - \Sigma A(eq)\}}{\{\Sigma K(eq) + \Sigma A(eq)\}} 100\%$$

Eine nicht repräsentativ entnommene Grundwasserprobe (s. Pkt.2.1) ist mit dem Ionenbilanzfehler nicht nachzuweisen, da auch in dieser Probe das Gleichgewicht der gegensätzlichen Ladungen gegeben ist (Neutralisationsbedingung). Jedoch können die nachfolgend aufgelisteten Punkte mittelbar über dadurch verursachte Veränderungen der Grundwasserprobe und Analysenfehler zu einem hohen Ionenbilanzfehler führen.

Einen mittelbaren Einfluß auf den Ionenbilanzfehler haben:

- die Trübe der entnommenen und abgefüllten Grundwasserprobe,
- die Probenteilung,
- die Probenpräparation,
- die Vor-Ort-Analytik,
- der Probentransport und
- die Laboranalytik.

Zusammenhang zwischen Probentrübe und Ionenbilanzfehler

Der Zusammenhang zwischen der Probentrübe und dem Ionenbilanzfehler (Betrag) wurde in Abbildung 6 dargestellt. An den an Grundwasseranalysen nach der Erstbeprobung in Cospuden festgestellten Analysenfehlern ist der Zusammenhang zwischen erhöhter Trübe und erhöhtem Ionenbilanzfehler deutlich erkennbar. Hohe Ionenbilanzfehler bei geringer Trübe verdeutlichen die Probleme bei der Laboranalyse der Proben mit sehr hoher Acidität und daraus resultierender bzw. bedingender Matrixprobleme (z.B. hohe Eisen- und Sulfatgehalte). Diese können nur durch Anpassung der Analysenverfahren bzw. durch eine zusätzliche Bestimmung mit anderen Analysenverfahren gelöst werden.

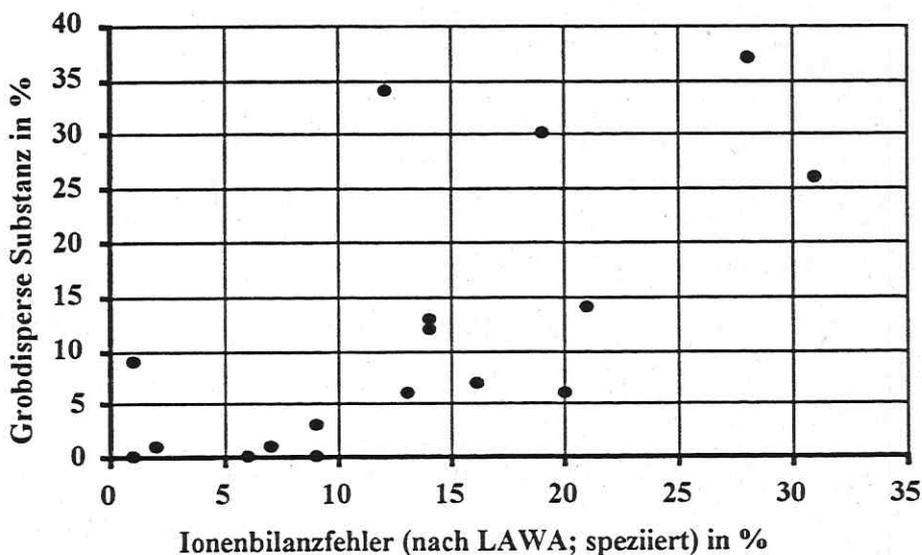


Abb. 6: Graphische Darstellung des Zusammenhanges zwischen Ionenbilanzfehler (Betrag) und der Grundwasserprobentrübe (dargestellt als grobdisperse Substanz in %)

Der Trübstoffgehalt in einer Grundwasserproben wird grundsätzlich durch zwei Faktoren bestimmt:

1. durch die aus den oxidativen Prozessen im Bereich der Grundwassermeßstelle resultierenden Partikel (z.B. Fe(III)-Hydroxide) und
2. durch den Transport des suffusionsgefährdeten Korns aus dem anstehenden Grundwasserleiter, der vor allem bei Kippen- und Tertiärgrundwasserleitern auftritt.

Die praktische Lösung der beiden Problempunkte erfordert bei der Grundwasserprobennahme die Einhaltung des hydraulischen Abbruchkriteriums (Abpumpen des 1,5-fachen Filtervolumens zur Lösung des 1. Trübefaktors) und die Einhaltung des Prinzips einer sanften Grundwasserprobennahme (zur Lösung des 2. Trübefaktors). Dabei ist zu berücksichtigen, daß sich beide Faktoren überlagern können.

In Abb. 7 wurden die Trübeveränderungen während einer Grundwasserprobennahme dargestellt (1. Trübefaktor). In der oberen Abbildung wurde der Verlauf der Leitkennwerte elektrische Leitfähigkeit und Redoxspannung als Funktion der Abpumpzeit und der dabei ausgetauschten Filtervolumen dargestellt. Weiterhin enthalten sind die Entnahmezeitpunkte der darunter in Bildern angeordneten Probengläser. Der Trübevergleich zeigt, daß mit zunehmender Abpumpzeit die Trübe in dem geförderten Grundwasser abnimmt. Bei Einhaltung des hydraulischen Abbruchkriteriums können klare Grundwasserproben entnommen werden. Ausnahmen, aus denen keine klaren Grundwasserproben entnommen werden können sind vor allem Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen, die im Tertiär und Kippenbereich ausgebaut wurden (hoher Feinstkornanteil im Grundwassergeringleiter).

Um die durch Trübstoffe einsetzende Veränderung in der entnommenen Grundwasserprobe (z.B. durch Adsorption) während der Zeit bis zur Bearbeitung im Labor auszuschließen, werden generell alle Proben sofort nach der Probennahme filtriert. Durch diese Maßnahme konnte die Qualität der Untersuchungsergebnisse wesentlich verbessert werden.

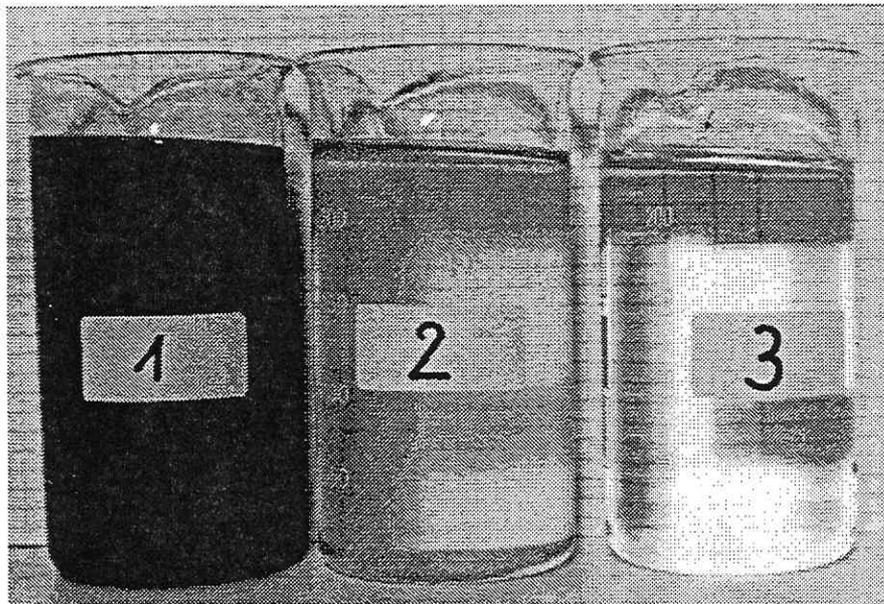
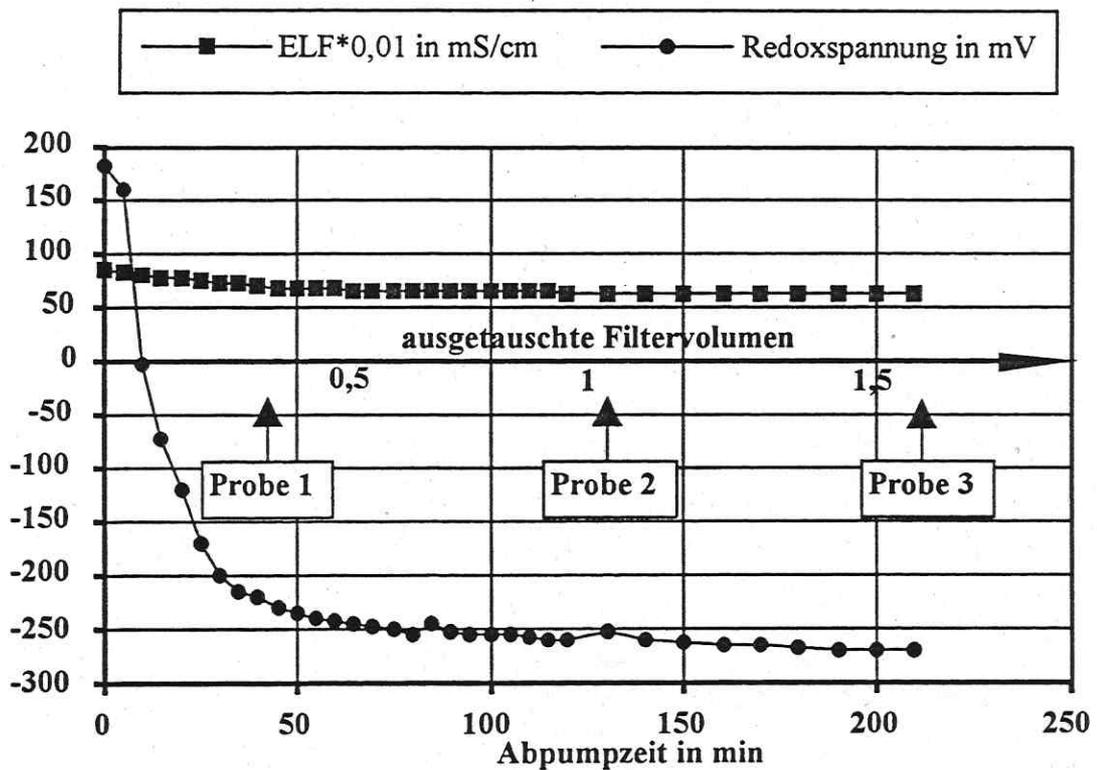


Abb. 7: Veränderung des Trübstoffgehaltes während einer Grundwasserprobennahme; oben: Verlauf der Leitkennwerte elektr. Leitfähigkeit und Redoxspannung als Funktion der Abpumpzeit und der ausgetauschten Filtervolumen; unten: zu den Zeitpunkten 1, 2 und 3 aus dem Pumpenstrom entnommene Wasserproben.

Die Einhaltung des Prinzips einer sanften Grundwasserprobennahme soll vor allem in Kippen- und Tertiärgrundwasserleitern, d.h. bei Grundwasserleitern mit hohem Feinstkornanteil und dadurch bedingter geringer hydraulischer Ergiebigkeit eine mehrfache Überschreitung der kritischen Filtergeschwindigkeit mit daran gekoppelten Feinstkorntransport vermeiden.

Hierzu ist es erforderlich, die Pumpenförderleistung vor der Probennahme so zu planen, daß die Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermeßstelle minimal ist. Von NITSCHKE und LUCKNER wurde die halbempirische Gleichung (3) entwickelt, die im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV aufgenommen wurde:

$$Q_P = s \cdot k_f \cdot L_{FR} \cdot 20 F_F \quad (3)$$

- mit: s Wasserspiegelabsenkung in der Grundwassermeßstelle
 Q_P Volumenstrom der Grundwasserprobennahmetechnik in l/ min
 k_f k_f -Wert des Grundwasserleiters (Tab.1)
 F_F Filterflächenfaktor (Tab.2)
 L_{FR} Länge des Filterrohres
 die Reichweiten- und Geometrieabhängigkeit ist in dem Faktor (20) enthalten

Tab.1: k_f -Wertabschätzung nach DIN 4220 Teil 2

Bodenart	k_f -Wert in m/s
schluffiger Sand	$2 \cdot 10^{-6} \dots 8 \cdot 10^{-6}$
Feinsand	$2 \cdot 10^{-5} \dots 8 \cdot 10^{-5}$
Mittelsand	$1 \cdot 10^{-4} \dots 8 \cdot 10^{-4}$
Grobsand	$2 \cdot 10^{-3} \dots 8 \cdot 10^{-3}$

Tab. 2: Filterflächenfaktor in Abhängigkeit der Filterart

Material	Lochungsart	Filterflächenfaktor
PVC/ PEHD	Schlitzung 0,2 bis 3,0 mm	0,08 bis 0,13
Spezialfilter	Maschenweite 0,1 bis 0,6 mm	0,07 bis 0,23
Stahl	Wickeldrahtschlitzung 0,1 bis 3,0 mm	0,35 bis 0,40
	Schlitzbrücke 1 bis 4 mm	bis 0,15
	Schlitzlochung 1 bis 4 mm	bis 0,12
Filterrohr mit Kiesbelag	Schlitzung entspr. Filterrohr	0,07 bis 0,23

Durch das Einhalten des Prinzips einer sanften Grundwasserprobennahme konnte oft auch ein dynamischer Filter im Filterringraum der Grundwassermeßstelle aufgebaut werden, der zu klaren Grundwasserproben führte. Nach der Probennahme kann dieser durch kurzes Erhöhen der Pumpenförderleistung zerstört und abgefördert werden.

Sollte eine Pumpenförderleistung von $Q_P < 1$ l/min erforderlich sein, so wurde im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV folgendes festgelegt. Die Grundwasserprobennahmetechnik auf ca. 0,5 m über der gemesse-

nen Endteufe der Grundwassermeßstelle abzusenken und die Meßstelle leer zu pumpen. Dieser Vorgang ist so oft zu wiederholen (an mehreren aufeinander folgenden Tagen), bis das insgesamt geförderte Wasservolumen dem 1,5-fachen des Filtrervolumens entspricht. Danach kann die Grundwasserprobe mit einer Förderleistung von $Q_P < 1$ l/min entnommen werden.

Zusammenhang zwischen Probenteilung und Ionenbilanzfehler

Da die Grundwasserprobennahmepumpen nicht konstant fördern und dadurch bedingt die Beschaffenheit des geförderten Grundwassers schwankt (meistens nur durch die Redoxspannungsmessung feststellbar), ist eine Homogenisierung der abzufüllenden Proben wie folgt durchzuführen:

1. direktes Abfüllen der Grundwasserteilproben, die auf drucksensitive Kennwerte im Labor zu analysieren sind, aus dem Pumpenförderstrom (z.B. TIC, Sulfid) und
2. Füllen eines 5-Liter-Glasgefäßes, aus dem dann die weiteren Teilproben zu entnehmen sind (einschl. Filtration).

Zusammenhang zwischen Probenpräparation und Ionenbilanzfehler

Um Veränderungen an den zu entnehmenden Teilproben bis zu deren Analyse weitestgehend auszuschließen, wurden im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV folgende Festlegungen getroffen.

Für die **Behandlung** und **Konservierung** der Proben ist das Labor verantwortlich. Bewährt haben sich hierbei:

unfiltriert:

1l	(gasblasenfrei)	Glasflasche mit Schliffstopfen
250 ml	zur S ²⁻ -Analyse (gasblasenfrei) mit Zn-Acetat konserviert	Flasche mit Schliffstopfen
250 ml	zur P-Analyse	Kunststoffgefäß (vorgespült)
250 ml	zur TIC-Analyse (gasblasenfrei)	Glasflasche mit Schliffstopfen

filtriert:

(Druckfiltration mit Stickstoff über ein 0,45 µm Filter nach vorheriger Spülung des Filters mit 1l Grundwasser)

1l	(gasblasenfrei)	Glasflasche mit Schliffstopfen
100 ml	zur ICP Analyse mit 0,5 ml konz. HNO ₃ konserviert	Kunststoffgefäß
100 ml	zur Fe II Analyse mit FerrousIron Reagent (HACH) und Ammonium- Acetat-Eisessig konserviert	Kunststoffgefäß

Die Proben sind gekühlt in das Labor zu transportieren und dort unverzüglich zu analysieren.

Vor Ort ist die Fe(II)-Konzentration mittels Teststäbchen zu prüfen. Wird eine Fe(II)-Konzentration im Bereich ≥ 5 mg/l festgestellt, so ist die Probe mittels Kolbenpipette und Maßkolben auf den Bereich < 5 mg/l zu verdünnen.

Zusammenhang zwischen Vor-Ort-Analytik und Ionenbilanzfehler

Acidität und Alkalinität sind Kennwerte, die sich bis zur Bestimmung im Labor verändern können und deshalb unmittelbar nach der Probennahme im Feld zu analysieren sind. Im "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans" der LMBV wurden deshalb die Festlegung getroffen, daß die Vor-Ort-Bestimmung der Säure- und Basenkapazität [$K_{S(4,3)}$ bzw. $K_{S(8,2)}$ - und $K_{B(4,3)}$ bzw. $K_{B(8,2)}$ - Wert] nach DIN 38 409/7 im Probenahmefahrzeug und in Verantwortung des Labors (Schulung des Personals) erfolgen muß. Hierfür haben sich Digitalbüretten bewährt.

Zusammenhang zwischen Probentransport, Laboranalytik und Ionenbilanzfehler

Um Veränderungen der Grundwasserproben während des Transportes weitestgehend auszuschließen, sind diese gekühlt zu transportieren und noch am selben Tag an das Labor zu übergeben.

Hohe Ionenbilanzfehler treten vor allem bei der Laboranalyse der Proben mit sehr hoher Acidität und daraus resultierender bzw. bedingender Matrixprobleme (z.B. hohe Eisen- und Sulfatgehalte) auf. Diese sollten mittels einer Eingangskontrolle (Schnellanalytik, z.B. Teststäbchen) selektiert werden. Die Analyse dieser Proben erfordert eine Anpassung der Analyseverfahren bzw. eine zusätzliche Bestimmung querempfindlicher Kennwerte mit anderen Analyseverfahren.

Ergebnisse des Grundwassermonitorings im Bereich des Objektes Cospuden

Im Bereich des Objektes Cospuden wurde 1995 für das Grundwassermonitoring ein Sondermeßnetz auf der Grundlage der geohydraulischen Modellierungsergebnisse errichtet. Da das Sondermeßnetz im Bereich des Objektes Cospuden das erste seiner Art war, gab es keine Erfahrungswerte für Beschaffenheitsänderung des Grundwassers während und nach der Flutungsphase. Dementsprechend konnte weder das Analysenprogramm noch die Probenahmeintervalle modellgestützt geplant und ausgewertet werden.

Das Sondermeßnetz Grundwasser umfaßt **20 Grundwassergütemeßstellen**, davon sind

- 9 Grundwassergütemeßstellen im Grundwasserleiter 1,
- 4 Grundwassergütemeßstellen im Grundwasserleiter 2,
- 2 Grundwassergütemeßstellen im Grundwasserleiter 3 und
- 5 Grundwassergütemeßstellen im Kippengrundwasserbereich ausgebaut

Die Lage der Meßstellen ist der Abb. 9 zu entnehmen.

Da keine modellgestützte Planung des Meßnetzbetriebes möglich war, wurden diese Meßstellen nach einem mit dem UFZ, DGFZ e.V. und der BTU Cottbus abgestimmten Standardprogramm zweimal im Jahr beprobt und analysiert (s. Tab. 3).

Tab.3: Standardanalysenprogramm

Wasserstand	DOC
pH-Wert	TIC
Elektrische Leitfähigkeit	CSB
Sauerstoff	Trockenrückstand
Redoxspannung	Filtratrückstand

Acidität [K _B (4,3); K _B (8,2)]	Aluminium
Alkalinität [K _S (4,3); K _S (8,2)]	Kalium
Eisen (II)	Natrium
Eisen, gelöst	Calcium
Eisen, gesamt	Magnesium
Sulfat	Mangan
o-Phosphat	Silizium
Phosphor, ges.	Chlorid
Nitrat	Fluorid
Nitrit	Sulfid
Ammonium	
Gesamthärte	
Carbonathärte	

Monitoringergebnisse

Die Entwicklung der Grundwasserströmung kann wie folgt zusammengefaßt werden :

- *bis März 99 infiltrieren die Grundwasserleiter 1, 2 und 3, bedingt durch die Grundwasserneubildung/ Grundwasserspeisung, in den Restseekörper und*
- *seit Oktober 98 zeigen bisher nur die Kippengrundwassermeßstellen RCO 4 und RCO 3 eine Infiltration von Restseewasser in den Kippenkörper, die im März alle weiteren Kippengrundwassermeßstellen erreicht hat.*

Die zeitliche Entwicklung ausgewählter Beschaffenheitskennwerte wurde für einzelne Grundwassermeßstellen in der Anlage 2 graphisch dargestellt. Auf jeweils einem Blatt wurden folgende Parametergruppen zusammengefaßt:

- K_B-Wert, K_S-Wert, pH-Wert, Fe(II) und Fe, gel. (wesentliche aciditätsbestimmende Parameter)
- K, Ca, Mg, Na, SO₄, elektr. Leitfähigkeit und Cl. (vor allem zunehmende Konzentrationen an Kalium und Calcium sowie Sulfat sind Anzeiger für eine nachfolgende Versauerungsfront)
- DOC, Nitrat, ortho-Phosphat, Gesamtphosphor (Nährstoffe)

Unter Beachtung der geohydraulischen Gegebenheiten können zusammenfassend folgende Aussagen getroffen werden:

- *Grundwasserleiter 1 (RCO 01, RCO 05, RCO 06, RCO 07, RCO 11, RCO 14, RCO 19a, RCO 20)*

Die Grundwassergütemeßstellen (GWMST) RCO 01, 11, 14 und 20 widerspiegeln die Grundwasserqualität in den Bereichen (süd- bis nordwestlich des Restsees) mit dem gegenwärtig höchsten Grundwasserzustrom (ca. 1/5 des gesamten Grundwasserzustromes zum Restsee). Charakteristisch sind:

- annähernd neutrale pH-Werte zwischen pH 6,3 und pH 7,1
- elektrische Leitfähigkeit zwischen 850 und 1350 µS/cm
- Sulfatkonzentration zwischen 260 und 510 mg/l
- Säurekapazität zwischen 1,4 und 2,7 mmol/l

- Basenkapazität zwischen 0,6 und 2,9 mmol/l
- Gesamthärte zwischen 3,2 und 6,0 mmol/l
- organischer Kohlenstoff (DOC) zwischen 1,3 und 4,3 mg/l
- anorganischer Stickstoff ca. 0,3 bis 0,5 mg/l und überwiegend als Ammonium vorliegend, lediglich für die RCO 01 konnten zusätzlich dazu Nitratkonzentrationen von ca. 5 mg/l festgestellt werden
- geringe o-Phosphat und Gesamtphosphor-Konzentrationen für RCO 01 und 20, erhöhte Gesamtphosphor-Konzentrationen von durchschnittlich 0,18 - 0,20 mg/l P für RCO 11/14 (häufig in eisenreichen Grundwässern).

Das aus Norden und Osten dem Restsee zugehende Grundwasser - erfaßt mit den Meßstellen RCO 5, 6, 7 und 19a - weist eine ähnliche Zusammensetzung mit insgesamt höheren Konzentrationen der maßgeblichen Anionen und Kationen auf. Für die RCO 7 werden außerdem erhöhte DOC-Konzentration (ca. 7 mg/l) nachgewiesen.

Im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1999 traten keine auffälligen Tendenzen der gemessenen Konzentrationen auf. Ausnahmen bilden die kontinuierlich abnehmende Eisenkonzentration für die RCO 5, 6, 11 und 14 sowie die im März 1999 erstmals beobachtete geringe Versauerungstendenz im Bereich der RCO 20 (belüfteter Grundwasserbereich mit geogenem Eisengehalt). Im Vergleich zu allen vorherigen Messungen wurde eine pH-Wertabnahme von pH 0,5, gestiegene Eisenkonzentrationen und eine abnehmende Hydrogenkarbonatkonzentration festgestellt.

- **Grundwasserleiter 2 (RCO 10, RCO 13, RCO 16, RCO 17)**

Die Grundwassergütemeßstellen (GWMST) RCO 10, 13, 16 und 17 widerspiegeln die Grundwasserqualität, die dem Restsee aus dem GWL 2 zuströmt. Grundsätzliche Unterschiede bestehen zwischen dem westlichen (RCO 10 und RCO 13) und dem östlichen (RCO 16 und RCO 17) Zustrombereich. Während die Zeitreihen der Analyseergebnisse für RCO 10 und RCO 13 keine signifikanten Veränderungen zeigen, sind an den Analysenreihen für RCO 16 und RCO 17 Anzeichen für eine zuströmende Versauerungsfront feststellbar:

- RCO 16: ansteigende Werte für Eisen (II) bei gering ansteigender Acidität (K_B -Wert),
- RCO 17: ansteigende Werte vor allem für die elektrische Leitfähigkeit, Sulfat, Calcium, Natrium und Sulfat, bei gering abnehmenden pH-Wert (pH 0,5)

Für alle GWMST des Grundwasserleiters 2 gilt:

- anorganischer Stickstoff ca. 0,3 bis 0,6 mg/l und überwiegend als Ammonium vorliegend
- geringe o-Phosphat und Gesamtphosphor-Konzentrationen.
- geringe DOC-Konzentrationen, ca. 1,5 bis 4 mg/l.

Im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1999 traten nur bei den Meßwerten der RCO 16 und RCO 17 auffälligen Tendenzen auf, die charakteristisch für eine zuströmende Versauerungsfront sind.

- **Grundwasserleiter 3 (RCO 08, RCO 09)**

Die Grundwassergütemeßstellen (GWMST) RCO 08 und 09 widerspiegeln die Grundwasserqualität, die dem Restsee aus dem GWL 3 zuströmt. Die Analysenwerte sind prinzipiell geringer als im GWL 1 und GWL 2. Im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1999 konnten keine signifikanten Veränderungen der Meßwerte festgestellt werden:

- neutrale pH-Werte zwischen pH 7 und pH 8
- elektrische Leitfähigkeit zwischen 550 und 850 $\mu\text{S}/\text{cm}$
- Sulfatkonzentration zwischen 25 und 150 mg/l
- Säurekapazität zwischen 4 und 7 mmol/l
- Basenkapazität zwischen 0,6 und 1,4 mmol/l
- organischer Kohlenstoff (DOC) zwischen 1 und 4,2 mg/l

Im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1999 traten keine auffälligen Tendenzen der gemessenen Konzentrationen auf. Ausnahmen bildet die an Proben der RCO 09 festgestellte gering zunehmende Nitratkonzentration.

• ***Kippengrundwasser (RCO 03, RCO 04, RCO 12, RCO 15, RCO 18)***

Die Grundwassergütemeßstellen widerspiegeln die Grundwasserqualität, die dem Restsee aus dem Kippenbereich bis ca. Okt. 98 zuströmt. Die Analysenwerte sind durch die Pyritverwitterungsprodukte geprägt. Im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1999 konnten keine signifikanten Veränderungen der Meßwerte festgestellt werden:

- nahezu neutrale pH-Werte zwischen pH 6 und pH 7 (Ausnahme RCO 03: pH 5,5)
- elektrische Leitfähigkeit zwischen 4000 und 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$
- Sulfatkonzentration zwischen 2000 und 4000 mg/l
- Eisenkonzentrationen zwischen 50 und 900 mg/l
- Säurekapazität hauptsächlich zwischen 10 und 15 mmol/l
- Basenkapazität hauptsächlich zwischen 8 und 20 mmol/l
- organischer Kohlenstoff (DOC) zwischen 2,5 und 8 mg/l

Im Untersuchungszeitraum von 1995 bis 1999 konnten keine auffälligen Tendenzen in den gemessenen Konzentrationen festgestellt werden. Nur bei den Stickstoff- und Phosphorkomponenten deutet sich eine Konzentrationsverringering an.

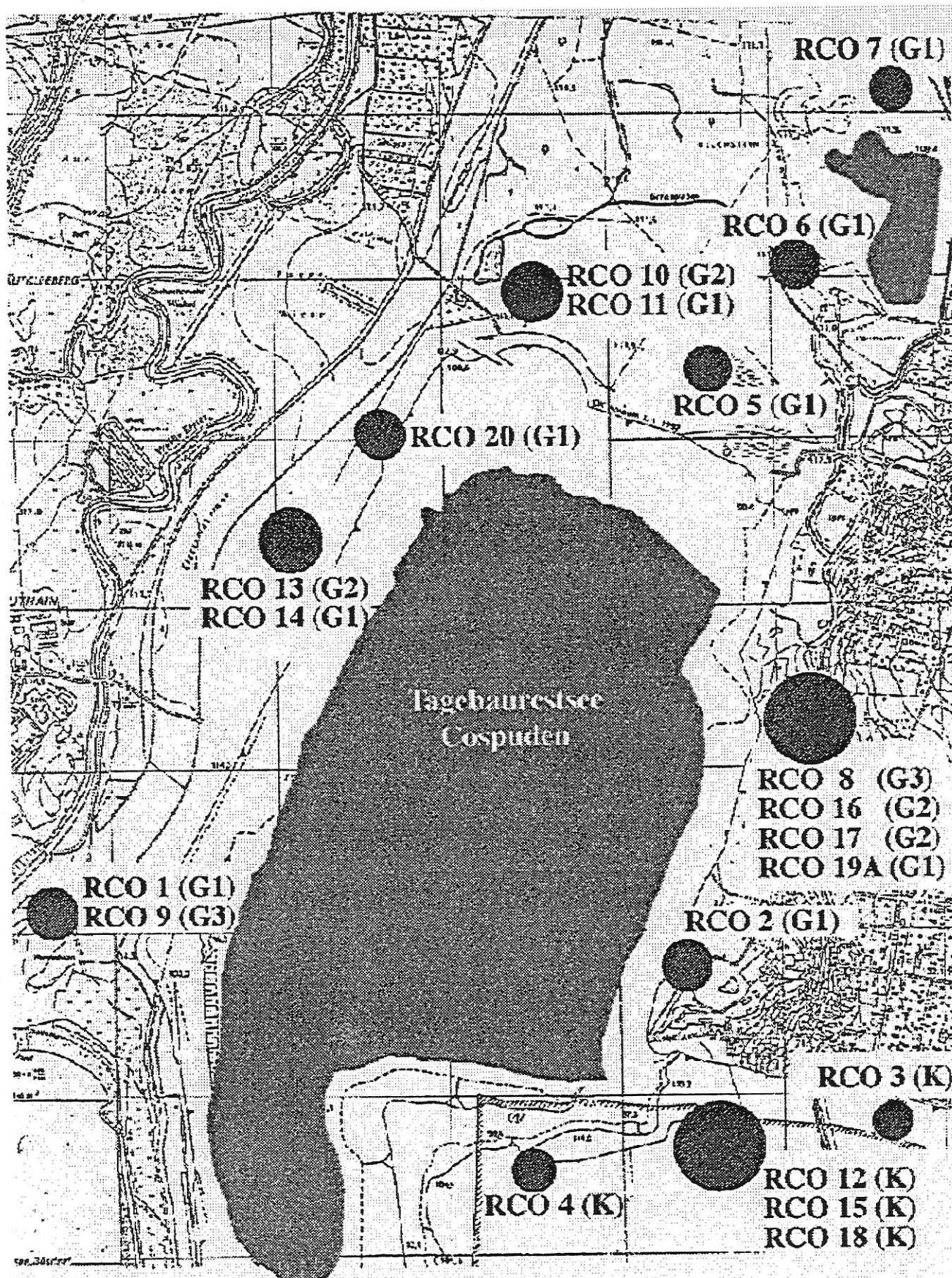
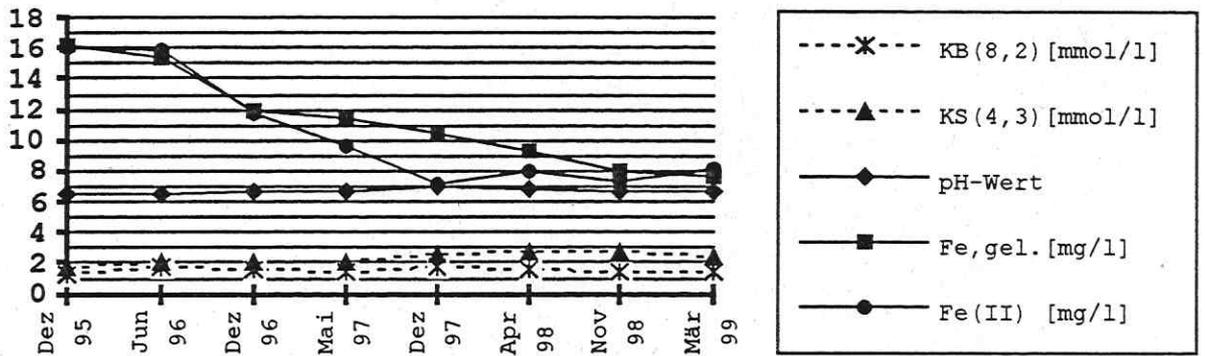
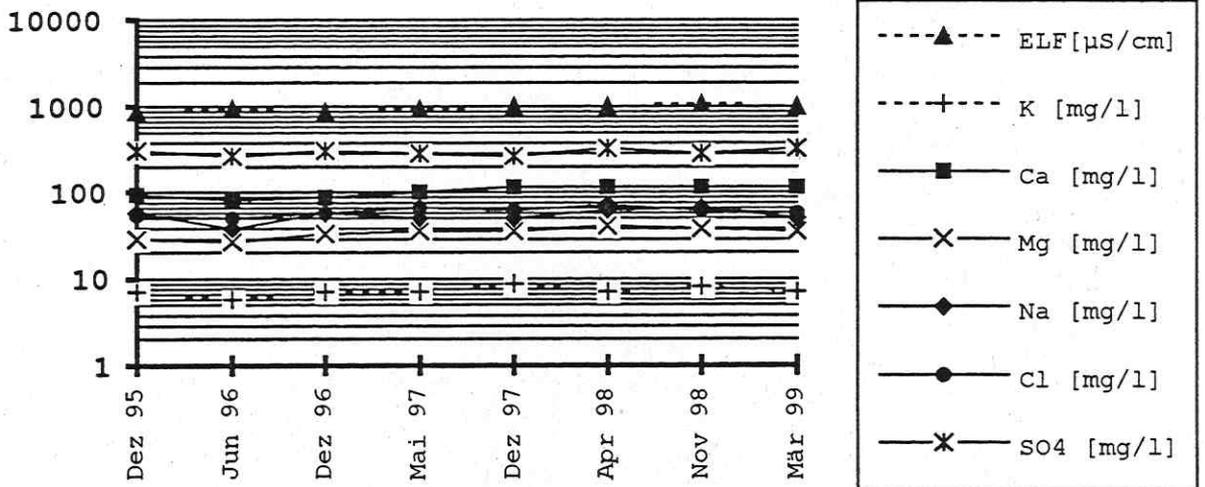


Abb. 8: Lage der Grundwasserbeschaffenheitsmeßstellen im Bereich des Objektes Cospuden

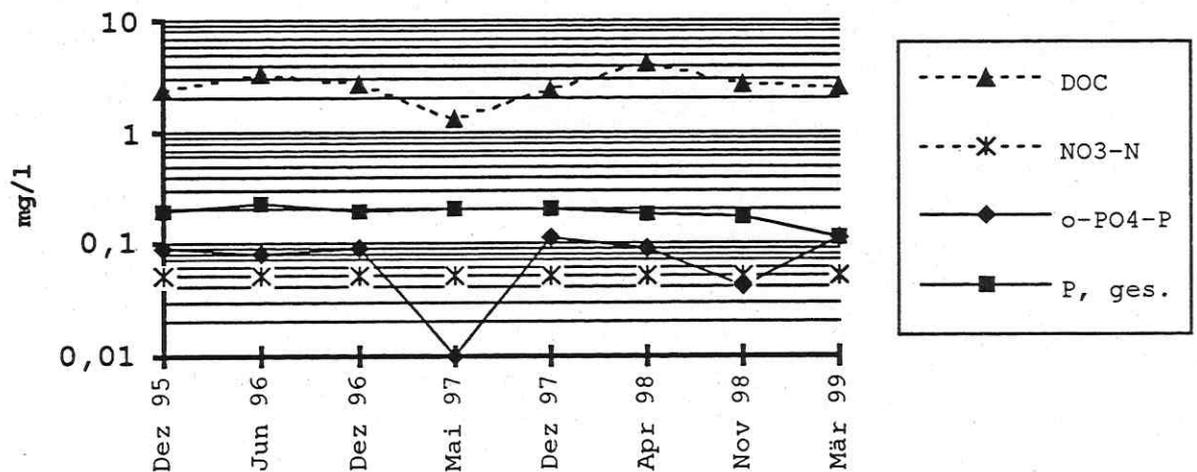
RCO-14 (GWL 1)

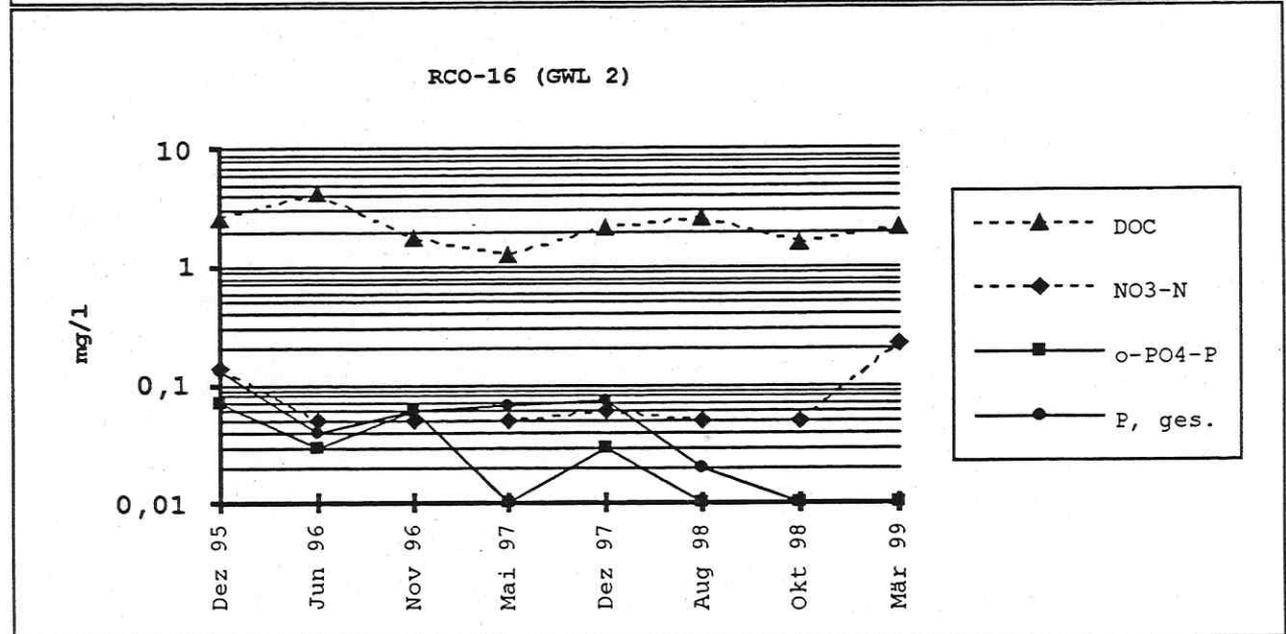
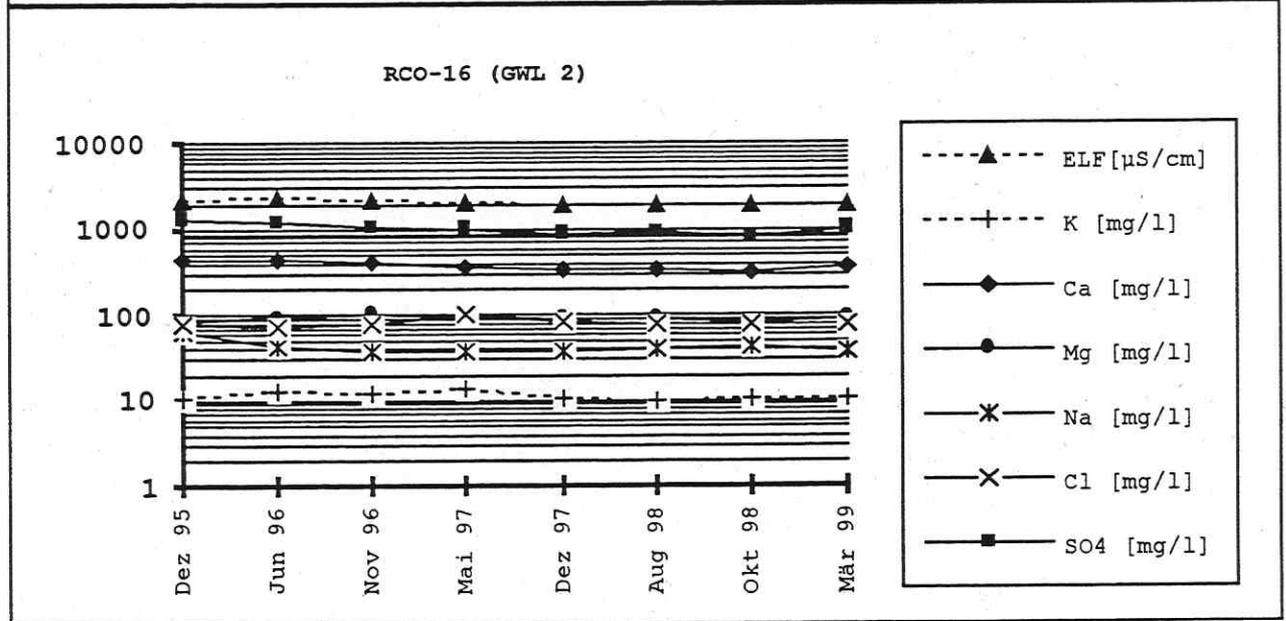
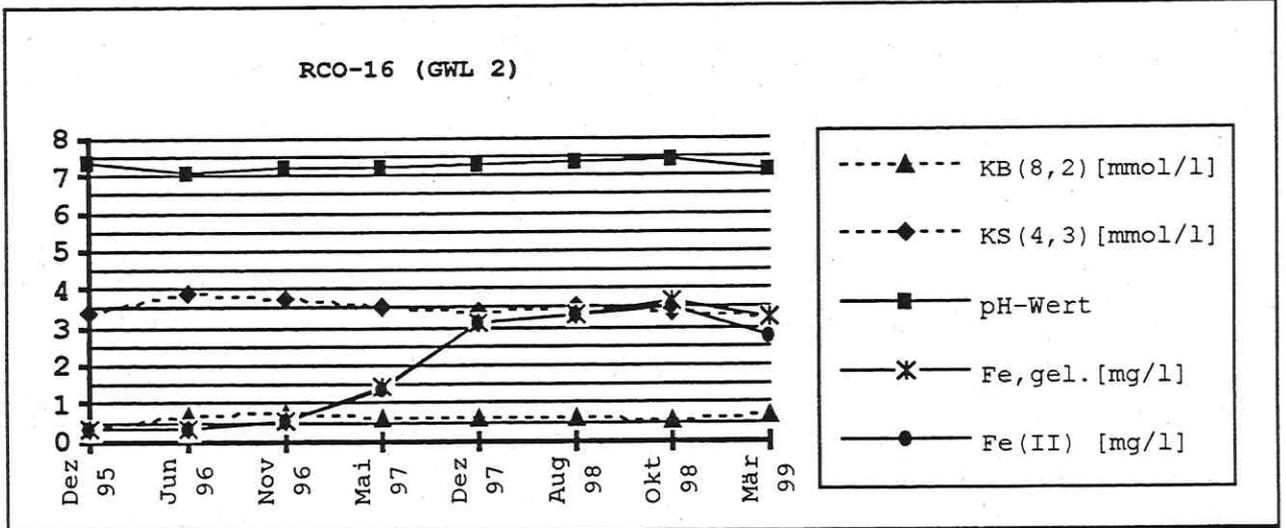


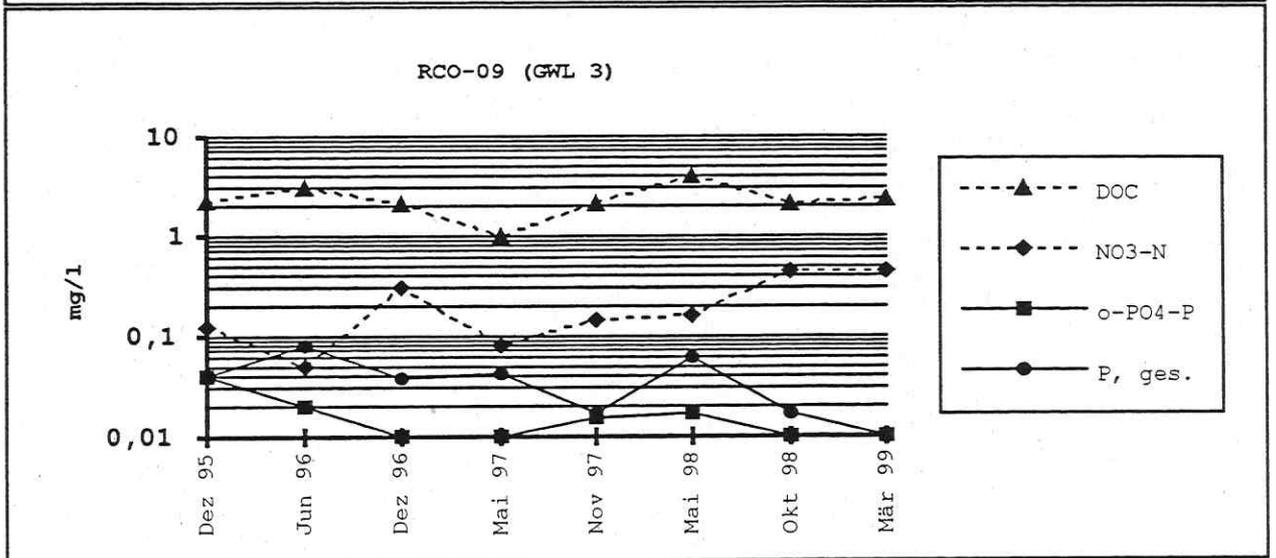
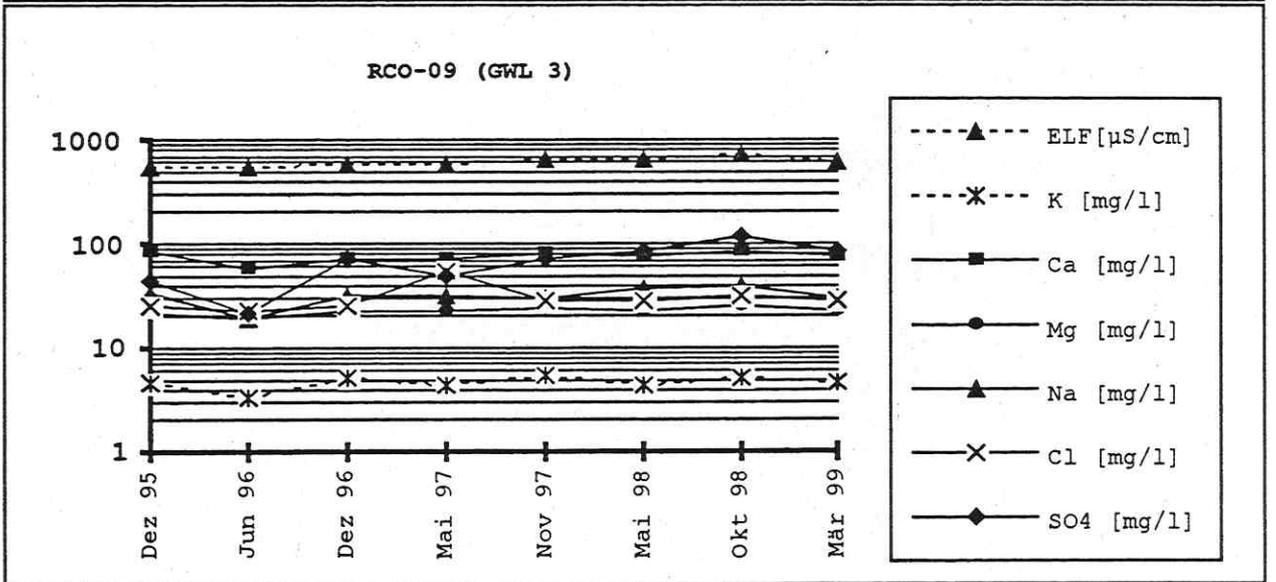
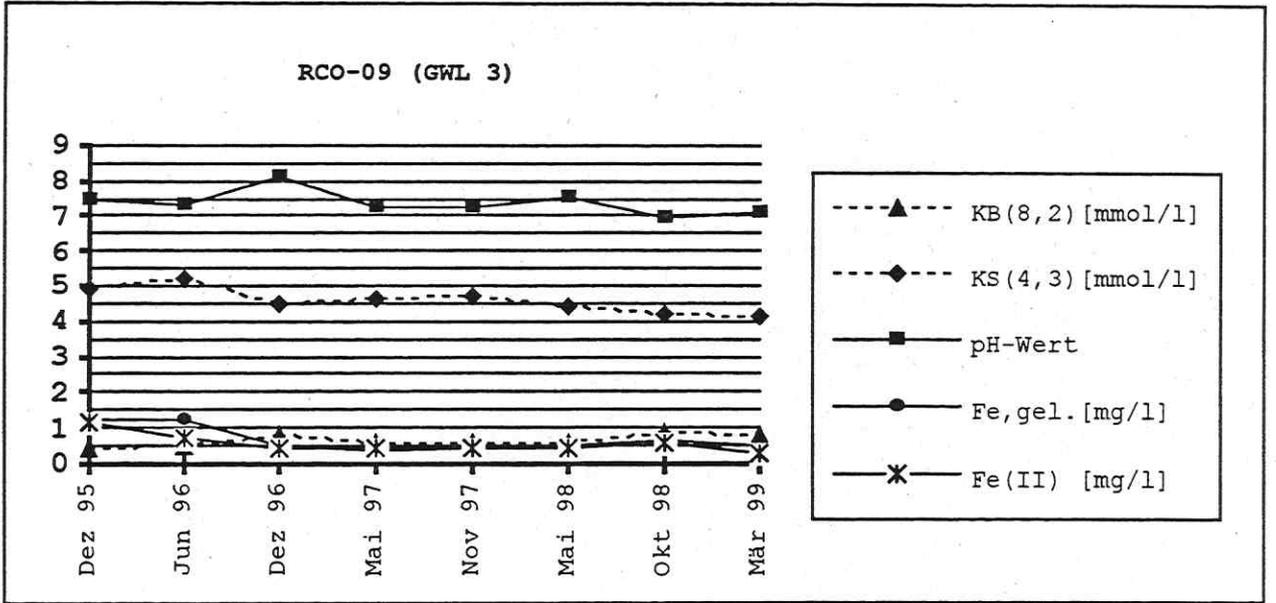
RCO-14 (GWL 1)

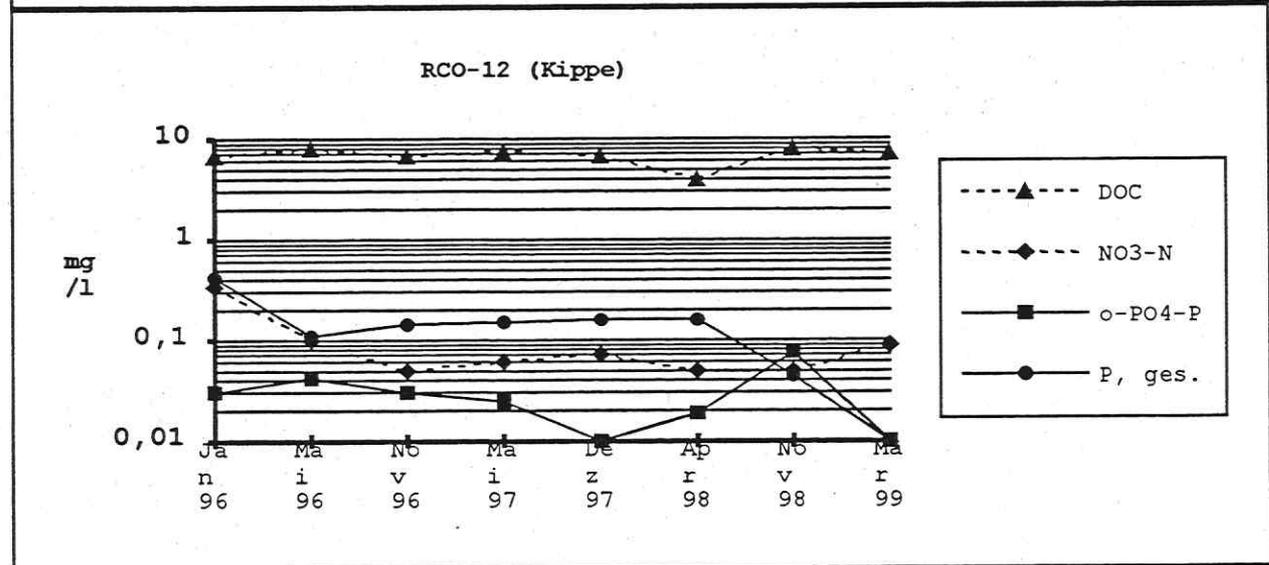
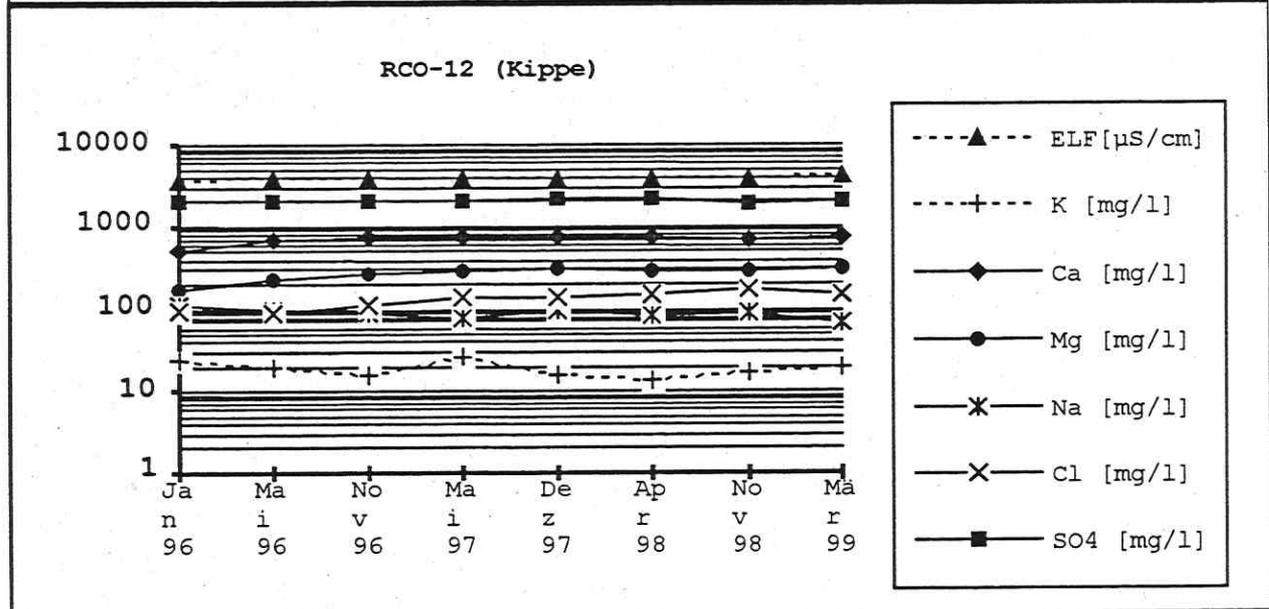
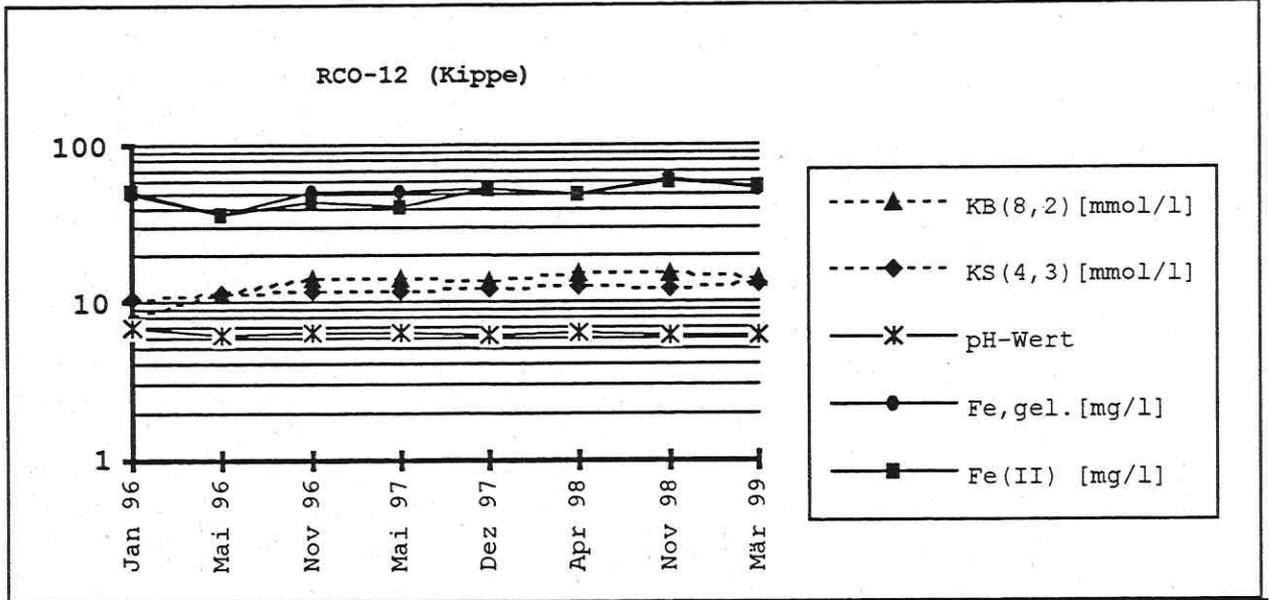


RCO-14 (GWL 1)









Literatur

- BARCZEWSKI, B.; KRITZNER, W.; NITSCHKE, C.: Tiefenorientierte Grundwasserprobennahme zur Messung der Wasserbeschaffenheit, *Wasserwirtschaft* 86 (1996), S. 9.
- KALERIS, V.: Strömung zu Grundwassermeßstellen mit langen Filterstrecken bei der Beprobung mit Hilfe von Packern; *Wasser und Boden* 44 (8), 1992, S. 497-503.
- LMBV-Merkblatt des Montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlußbetriebsplans, Stand 3/99.
- LUCKNER, L.; NITSCHKE, C.; EICHHORN, D.: Das SGM-System - eine neue Technik und Technologie zur Boden- und Grundwasserüberwachung in Deutschland; *Die Geowissenschaften* 10 (1992) 2.
- NITSCHKE, C.; LUCKNER, L.: Grundwasserprobennahme im Umfeld von Tagebaurestlöchern und -seen, *Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e.V., Fachtagung Aktuelle Arbeiten der Grundwasserforschung und -applikation, Dresden 1997*, ISN 1430-0176.
- NITSCHKE, C.; LUCKNER, L.: Forderungen an eine sachgerechte Entnahme von Grundwasserproben im Rahmen des Montanhydrologischen Monitorings, 4. Tagung des Arbeitskreises „Probenahme“ des Institut für Qualitätssicherung von Stoffsystemen Freiberg e.V., TU Bergakademie Freiberg, 1998.

Auswirkungen des Tagebaubetriebes auf die Hydrochemie des Kippenkörpers

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie

Kurzfassung

Die hydrochemische Beschaffenheitsentwicklung des Kippenwassers ist im Initialstadium der Kippe eng an technologisch bedingte und geochemisch relevante Struktureinheiten sowie an die hydraulische Entwicklung des Kippenkörpers gekoppelt.

Anhand von Sedimentuntersuchungen wird deutlich, daß die Kippe hinsichtlich ihrer geochemischen Beschaffenheit dem Schüttprozeß zuzuordnende endogene Strukturen aufweist. Durch die Bestimmung der elektrischen Bodenleitfähigkeit und des Boden-pH-Wertes läßt sich in den Hangendpartien der ASK eine rezente und der FBK eine konservierte (fossile), der Morphologie folgende Zone sekundärer Sulfidverwitterung nachweisen.

Anhand von in-situ-Untersuchungen und Laborversuchen konnten für ein begrenztes Untersuchungsgebiet unmittelbar südlich des Restsees Cospuden strukturbezogene Beschaffenheitsmuster von Kippenwässern gezeigt werden (DOHRMANN, 1999). Die Klassifikation beschreibt für den hauptsächlichen Kippenteil der FBK und ASK durch Sulfidoxidation geprägte, allerdings nichtversauerte Kippenwässer (Reaktionsraum „Kippenkörper“) und durch starke Versauerung und eine hohe Mineralisation geprägte Beschaffenheit von Kippenwässern innerhalb der Verwitterungszonen (Reaktionsraum Verwitterungszone).

Anhand von Bohrungen und Felduntersuchungen konnte weiterhin gezeigt werden, daß der Wasserfüllprozeß des Kippenkörpers auch in tieferen Schichten noch nicht abgeschlossen war. Die hydraulische Situation im Untersuchungsgebiet zeigte sich äußerst instabil. Nach der laborativen Bestimmung hydraulisch wesentlicher Sedimentparameter wie k_f -Wert, Sättigung und Porosität sowie der Grundwasserneubildung wurde mit Hilfe der hydrodynamischen Modellierung zur Beschreibung ungesättigter und gesättigter Zonen von Porengrundwasserleitern die Sensitivität dieser Einflußgrößen auf die Sättigungsentwicklung des Kippenkörpers untersucht (CHRISTOPH et al., 1999). Die Modellstudien zeigen, daß der Wasseranstieg in bindigen Mischbodenkippen primär durch schwerkraftgerichtetes bewegliches Porenwasser stattfindet. Erst nachdem dieser Vorgang nach mehreren Jahren abgeschlossen ist, gewinnen die Grundwasserneubildung und laterale Zuflüsse an Bedeutung. Inwieweit sich Beschaffenheitsmuster nach DOHRMANN (1999) und die spezielle hydraulische Situation nach CHRISTOPH et al. (1999) in der Kippenwasserbeschaffenheit der alten Kippe Zwenkau widerspiegeln wird im folgenden mittels in-situ-Messungen auf der alten Kippe Zwenkau dargestellt. Diese Darstellung liefert eine hydrochemische Übersicht einer typischen Tagebaukippe des Weißelsterbeckens. Anhand der Untersuchungen kann ein konzeptionelles Modell, das die Qualitätsentwicklung des Kippenwassers in der Phase des Wasserwiederanstiegs beschreibt, erarbeitet werden.

Dieses konzeptionelle Modell erlaubt, hydro- und isotopengeochemische Untersuchungen in Grundwassermeßstellen älterer Kippenteile zu interpretieren. Die Förderbrückenkippe zeigt im Gegensatz zur Absetzerkippe eine größere Variabilität der Menge an Pyritoxidationsprodukten und anorganischen Karbonatspezies der wässrigen Phase. Aus diesem Grund können nur für die ASK anhand von gemessenen Sulfatkonzentrationen und $\delta^{34}\text{S}$ (SO_4^{2-})-Werten modellmäßig effektive Sulfatreduktionsraten von 50 mg/l-a abgeleitet werden.

Einleitung

Angewandte Sanierungsstrategie des Bergbautreibenden im Mitteldeutschen Revier ist die Flutung des durch Massendefizit entstandenen Restloches und die folgende meist erholungsorientierte Nutzung des Areals. Im Sinne dieser Vorgehensweise sind Kippen, die im hydraulischen, geochemischen und biologischen Regime durch den intensiven Eingriff am gestörtesten zurückbleiben, als Randbedingung zu peripheren Grundwasserleitern und den entstehenden Restseen, die hydrogeologisch am schwersten abzuschätzende Einflußgröße.

Die von hydrochemischen Prozessen (Sulfidoxidation, Säurepufferreaktionen, Sulfat-reduktion) geprägte Grundwasserqualität in Tagebaukippen des Untersuchungsgebietes ist von einer Reihe anthropogener (alle bergbaulichen Einflüsse) und geogener (Mineralgehalte, Substrateigenschaften etc.) Faktoren abhängig.

Die hydrochemische Beschaffenheitsentwicklung des Kippenwassers ist im Initialstadium der Kippe eng an technologisch bedingte und geochemisch relevante Struktureinheiten sowie an die hydraulische Entwicklung des Kippenkörpers gekoppelt.

Eine Strukturaufklärung war über Boden-Lf- und -pH-Profile anhand des erbohrten Materials der Meßstellen 1, 2, 3, 4, 5 und 6 (Abb. 1) möglich. Durch die Dominanz stark verwitterter Schichten im Kippenkörper war eine erkennbare hydrochemisch relevante Zonierung des Kippenkörpers in erster Linie im Vertikalprofil zu erwarten.

Wie in Abb. 1 dargestellt ist, können anhand der erhobenen Sedimentparameter Verwitterungszonen im Hangendbereich der ASK (VWZ_{ASK}) und FBK (VWZ_{FBK}) nachgewiesen werden. Die übrigen Bereiche beider Kippenteile zeigen auf Sulfidoxidation zurückzuführende erhöhte Bodenleitfähigkeiten, sind allerdings nicht versauert.

Weiteren Aufschluß über hydrochemisch relevante Struktureinheiten in Kippen des Untersuchungsgebietes geben, unter der Annahme einer relativ homogenen Mischung des geogenen Ausgangsmaterials durch die Tagebaugeräte, Messungen des Sulfidschwefels der Kippen-sedimente. Im Untersuchungsgebiet wird die vertikale Zonierung durch geringe Sulfid-schwefelgehalte (0 bis 0,2 Gew.-%) im Bereich der Verwitterungszonen und höhere Werte (im Mittel: ASK 1,22 Gew.-%, FBK 1,11 Gew.-%) außerhalb der Verwitterungszonen bestätigt.

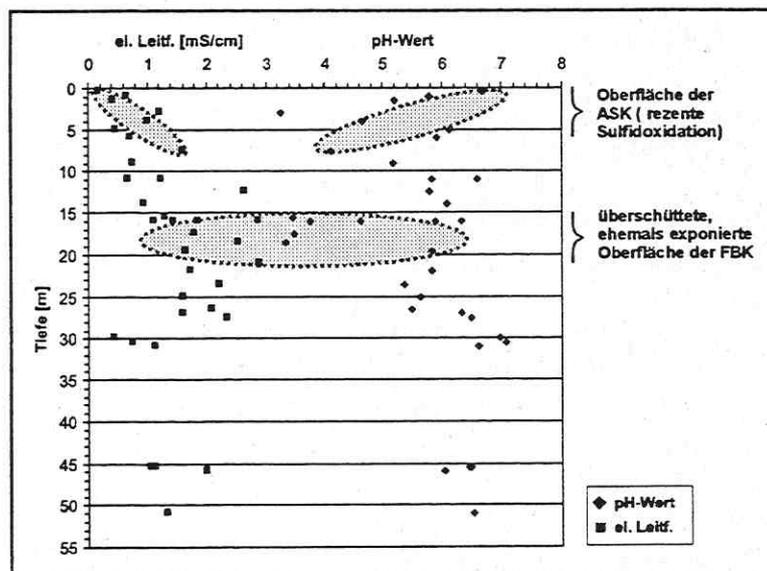


Abb. 1: pH-Werte und el. Leitfähigkeiten von Sedimenten aus 6 verschiedenen Kippenbohrungen

Aus den Sedimentuntersuchungen wird deutlich, daß die Kippe hinsichtlich ihrer geochemischen Beschaffenheit dem Schüttprozeß zuzuordnende endogene Strukturen aufweist. Durch die Bestimmung der elektrischen Bodenleitfähigkeit und des Boden-pH-Wertes läßt sich in den Hangendpartien der ASK eine rezente und der FBK eine konservierte (fossile), der Morphologie folgende Zone sekundärer Sulfidverwitterung nachweisen.

Anhand von in-situ-Untersuchungen und Laborversuchen konnten für ein begrenztes Untersuchungsgebiet unmittelbar südlich des Restsees Cospuden strukturbezogene Beschaffenheitsmuster von Kippenwässern gezeigt werden (DOHRMANN, 1999). Die Klassifikation beschreibt für den hauptsächlich Kippenteil der FBK und ASK durch Sulfidoxidation geprägte, allerdings nichtversauerte Kippenwässer (Reaktionsraum „Kippenkörper“) und durch starke Versauerung und eine hohe Mineralisation geprägte Beschaffenheit von Kippenwässern innerhalb der Verwitterungszonen (Reaktionsraum Verwitterungszone).

Anhand von Bohrungen und Felduntersuchungen konnte weiterhin gezeigt werden, daß der Wasserfüllprozeß des Kippenkörpers auch in tieferen Schichten noch nicht abgeschlossen war. Die hydraulische Situation im Untersuchungsgebiet zeigte sich äußerst instabil. Nach der laborativen Bestimmung hydraulisch wesentlicher Sedimentparameter wie k_f -Wert, Sättigung und Porosität sowie der Grundwasserneubildung wurde mit Hilfe der hydrodynamischen Modellierung zur Beschreibung ungesättigter und gesättigter Zonen von Porengrundwasserleitern die Sensitivität dieser Einflußgrößen auf die Sättigungsentwicklung des Kippenkörpers untersucht (CHRISTOPH *et al.*, 1999). Die Modellstudien zeigen, daß der Wasseranstieg in bindigen Mischbodenkippen primär durch schwerkraftgerichtetes bewegliches Porenwasser stattfindet. Erst nachdem dieser Vorgang nach mehreren Jahren abgeschlossen ist, gewinnen die Grundwasserneubildung und laterale Zuflüsse an Bedeutung. Inwieweit sich Beschaffenheitsmuster nach DOHRMANN (1999) und die spezielle hydraulische Situation nach CHRISTOPH *et al.* (1999) in der Kippenwasserbeschaffenheit der alten Kippe Zwenkau widerspiegeln, soll im folgenden, mittels in-situ-Messungen dargestellt werden. Diese Darstellung liefert eine hydrochemische Übersicht einer typischen Tagebaukippe des Weißelsterbeckens. Anhand der Untersuchungen kann ein konzeptionelles Modell, das die Qualitätsentwicklung des Kippenwassers in der Phase des Wasserwiederanstiegs beschreibt, erarbeitet werden. Weiterhin wird untersucht, inwieweit ein Sulfatabbautrend im Kippenkörper nachweisbar ist.

In Voruntersuchungen wurde in K-GWM organoleptisch H_2S -Gas nachgewiesen, wodurch belegt ist, daß Sulfatabbauprozesse im Kippenkörper stattfinden. Es wird erwartet, daß durch die Altersabhängigkeit der Untersuchungen der dissimilatorische Sulfatabbau, durch das Angebot an organischem Kohlenstoff und den Sulfatgehalten gesteuert, in vergleichbaren Kippenabschnitten mit zunehmendem Kippenalter weiter fortschreitet, und größenordnungsmäßig beschreibbar ist. Die Untersuchungen wurden mit dem Ziel gestaltet, die Relevanz, den Entwicklungstrend und die Unterschiede der getrennt geschütteten Kippenkörper (ASK und FBK) hinsichtlich der Sulfatreduktion aufzuzeigen.

Untersuchungen zur Hydrochemie und altersabhängigen Beschaffenheit Zwenkauer Kippenwässer

Im Untersuchungsgebiet (Abb. 2) ist ein einfaches Pegelmeßnetz installiert. Es besteht hauptsächlich aus 2" Mehrfachmeßstellen, wobei in der Regel in zwei Meßrohren die Bereiche der ASK und FBK verfiltert sind.

Um die Pegelmeßstellen zur Untersuchung der Grundwassergüte heranzuziehen, bedarf es sorgfältiger Prüfung des Meßstellenausbaus. Es wurden zur Gütebestimmung nur jene Meßstellen herangezogen, deren Ausbau anhand von Verzeichnissen nachvollziehbar war.

Durch diese Vorgehensweise wurde weitestgehend sichergestellt, daß die Kippengewässer der ASK und der FBK getrennt betrachtet werden konnten. Ein weiteres Selektionskriterium zur Sicherung der Repräsentanz der Grundwasserproben war die Erneuerung des Standwasservolumens. In der Regel erfolgte ein dreimaliger Austausch des Standrohrvolumens, bei gringerer Schüttung der Meßstelle wurde mindestens 3 x das Filtrervolumenequivalent ausgetauscht.

Das Schüttungsalter der Kippenteile am Ort der Probenahme ist aus Tagebaurissen bekannt. Die Niederbringung der Meßstellen erfolgte in der Regel 2 Jahre nach Abschluß der Absetzerkippschüttung. Abb. 2 zeigt die Lage der Meßstellen mit Angaben zum Schüttungsalter der jeweiligen Kippenteile (FBK und ASK).

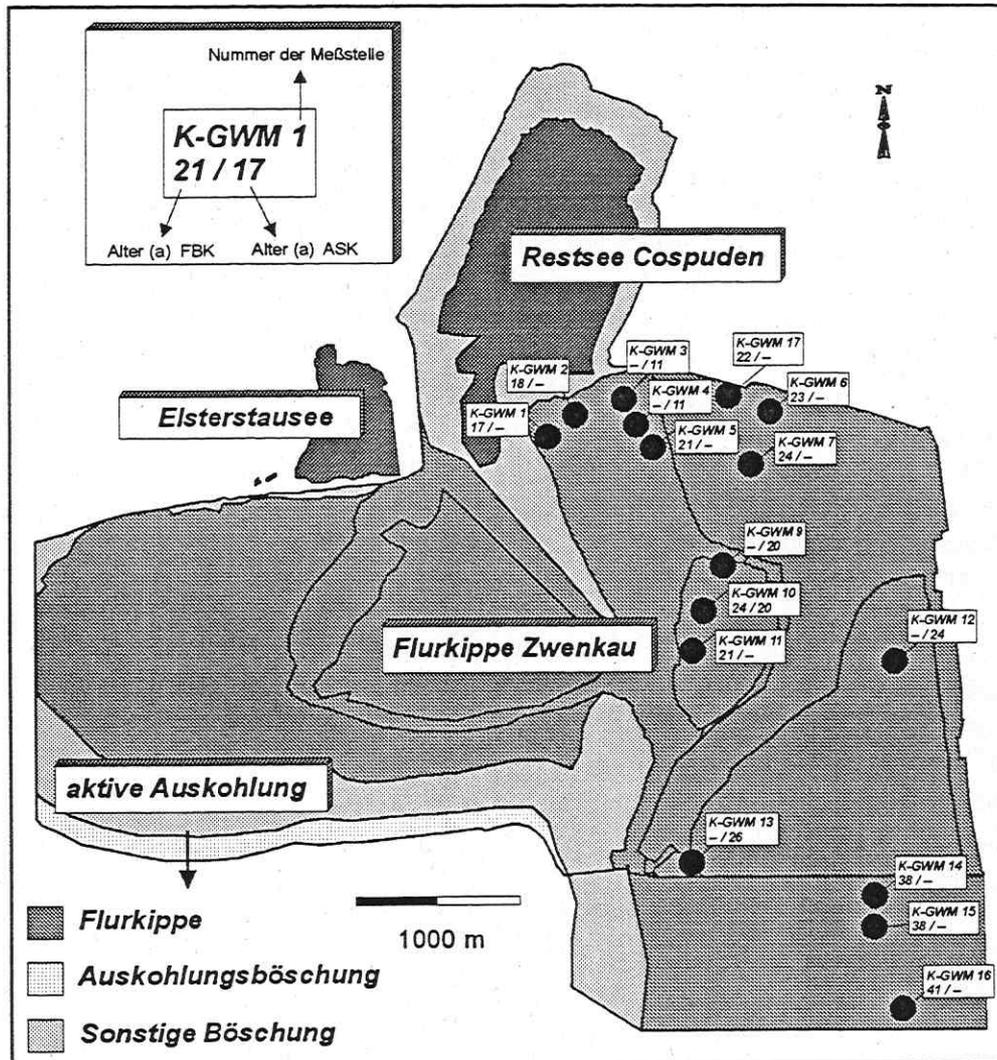


Abb. 2: Lage der Meßstellen und Altersangabe der Kippenteile (FBK und ASK) zur Zeit der Messungen (Frühjahr bis Sommer, 1997)

Die Förderung der Grundwässer erfolgt mit der Unterwassermotorpumpe GRUNDFOS® MP1. Das Abpumpen wurde durch online gemessene Milieuparameter (Redoxpotential, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Temperatur und Sauerstoffgehalt) kontrolliert. Der optimale Probenahmezeitpunkt wurde entsprechend dem Austauschvolumen bei Parameterkonstanz ermittelt. Untersucht wurden je Meßstelle, neben den o.g. Milieuparametern:

- **Kationen:** K, Na, Ca, Mg, Fe (stets: gesamt Fe, teilweise: $Fe^{2+/3+}$), Mn;
- **Anionen:** Sulfat, Chlorid, Nitrat, Bromid, Fluorid
- **Spurenelemente/Schwermetalle:** Al, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn und Ni
- **Isotopenzusammensetzungen:** $\delta^{34}S(SO_4^{2-})$

Die Beprobung fand im Zeitraum März bis Juni 1997 statt. Insgesamt wurden 17 Grundwasserproben gefördert, davon 6 ASK-Proben und 11 FBK-Proben.

Vertikal repräsentative Untersuchungen zur Zonierung in den einzelnen Kippenteilen waren aufgrund der Ausbauspezifika der Meßstellen nicht möglich. Wie bereits erwähnt, war anhand des gegebenen Ausbaus der Meßstellen eine Zuordnung der Wässer zu den Kippenbereichen ASK und FBK möglich. Für die untersuchten Wässer konnte eine maximale Liegezeit der FBK zum Zeitpunkt der Untersuchungen von 41 Jahren und der ASK von 26 Jahren ermittelt werden. Die jüngsten untersuchten Kippenabschnitte lagen 11 Jahre (ASK) bzw. 18 Jahre (FBK).

Trotz der erwarteten Heterogenität der ASK wurden in diesem Kippenteil im Gegensatz zur FBK mit zunehmendem Kippenalter abnehmende Inhaltsstoffkonzentrationen der Porenwässer nachgewiesen. Neben einem abnehmenden Trend in der ASK wird mit zunehmender Liegezeit der FBK deutlich, daß die Sulfatkonzentration stärker streut. Zeitlich abnehmende Konzentrationen sind in der ASK für die Ionen K, Na, Mg, Ca, Sulfat und Bor zu verzeichnen.

Ein einheitlicher zeitlicher Trend kann an Wässern der FBK nicht nachgewiesen werden. So wurde z.B. an dem Kippenwasser der Meßstelle 16, Liegezeit der FBK 41 Jahre, die höchste Mineralisation und einer der geringsten pH-Werte aller Kippenwasserproben nachgewiesen.

Im folgenden wird gezeigt, daß die Kippenwässer durch ein vergleichbares hydrochemisches Milieu geprägt sind, wobei die Sulfat-, Eisen- und Hydrogenkarbonatkonzentrationen der FBK mit zunehmendem Kippenalter größeren Streuungen unterliegen.

Hydrochemische Parameter und Sättigungsberechnungen

Vergleiche mit Grundwässern tertiärer Grundwasserleiter aus dem Tagebauvorfeld Cospuden, die nicht durch Sulfidoxidation infolge der Grundwasserabsenkung beeinflusst sind, ergeben, daß sämtliche analysierten Ionenkonzentrationen in Kippengrundwässern höhere Werte aufweisen.

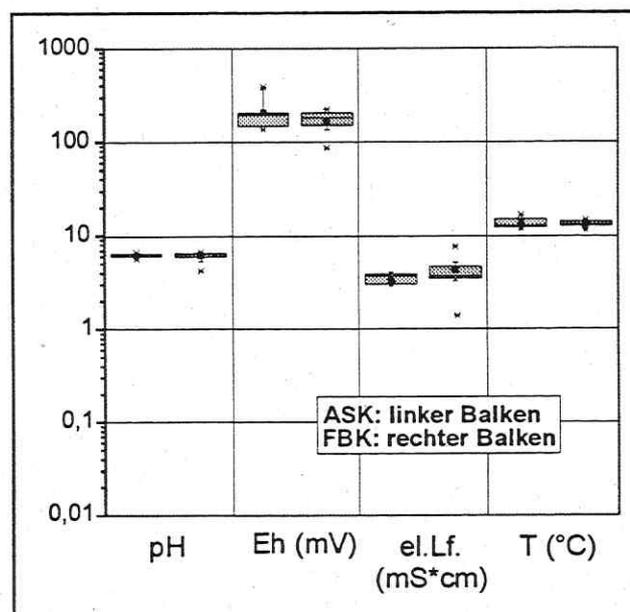


Abb. 3: Spannweiten der Milieuparameter der ASK und FBK

Am deutlichsten sind die Erhöhungen der Eisen-, Sulfat-, Kalzium-, Magnesium-, Natrium-, Chlorid- und Kaliumkonzentrationen (in aufgeführter Reihenfolge).

Die Kippengrundwässer der ASK und der FBK befinden sich ausnahmslos im anoxischen Zustand, bei positiven Redoxpotentialen (Eh-Wert) von 167 bis 206 mV. Die Grundwässer der einzelnen Kippenteile (ASK, FBK) sind gegenüber tertiären Grundwasserleitern des Tagebauvorfeldes mit pH-Werten im schwach sauren Bereich erniedrigt bzw. mit elektrischen Leitfähigkeiten von durchschnittlich 3,26 bis 4,23 erhöht (Tab. 1). Die Kippenwässer sind demnach durch eine erhöhte Mineralisation gekennzeichnet, die aufgrund der spezifischen Lösungsinhalte (Tab. 1) auf vorausgegangene Oxidation von Sulfiden zurückzuführen ist. Die größere Variabilität der elektrischen Leitfähigkeit der FBK wird in einem Spannweitendiagramm (Abb. 3) deutlich. Aufgrund der graphischen Auswertung der erhobenen Daten in Spannweitendiagrammen werden im folgenden durch Wertetabellen nur Minimum und Maximum und Mittelwert der Meßwerte angezeigt.

Tabelle 1: Spannweiten von Stoffkonzentrationen der ASK und FBK *(n: ASK/FBK)

C [mg/l]	ASK			FBK		
	MIN	MAX	MW	MIN	MAX	MW
<i>Milieuparameter</i>						
pH	5,63	6,66	6,21	4,21	6,65	6,11
el. Lf. (mS/cm)	1,42	4,02	3,26	3,26	7,58	4,23
Eh (mV)	135	383	207	85	220	167
T (°C)	11,5	16,4	13,2	11,2	14,6	12,9
<i>Hauptanionen</i>						
SO ₄ ²⁻ (6/11)*	798,15	2169,30	1597,31	575,97	12630	3057,96
Cl ⁻ (6/11)*	59,19	112,40	77,10	24,80	193,81	71,52
HCO ₃ ⁻ (6/11)*	79,35	793,52	595,14	164,80	885,08	659,84
<i>Hauptkationen</i>						
K ⁺ (6/11)*	8,53	15,16	11,92	1,00	25,38	13,71
Na ⁺ (6/11)*	18,70	106,00	54,17	20,30	156,00	49,49
Ca ⁺⁺ (6/11)*	185,50	760,00	563,25	376,00	661,00	559,89
Mg ⁺⁺ (6/11)*	49,75	244,90	158,18	133,50	443,00	232,19
Fe (ges.) (6/11)*	1,14	109,00	47,90	3,56	914,00	223,03
<i>Schwermetalle, Spurenelemente und DOC</i>						
DOC (4/7)*	3,80	26,50	10,92	3,49	19,60	8,29
Mn (6/10)*	1,28	23,03	6,64	1,71	11,51	5,58
Zn (5/8)*	0,04	0,17	0,07	0,02	0,51	0,12
Ba (5/10)*	0,01	0,03	0,02	0,01	0,03	0,02
B (6/10)*	0,06	0,80	0,39	0,06	0,56	0,27
Ni (2/5)*	0,08	0,24		0,10	0,89	0,26
P (6/9)*	0,27	0,52	0,39	0,27	2,69	0,89
Al (1/2)*		0,27		0,88	3,10	

Die Variation der Konzentration der Hauptanionen ist in Abb. 4 verdeutlicht. Wie bereits anhand der el. Leitfähigkeit als Summenparameter der Lösungskonzentration festzustellen ist, sind die mittleren Sulfatgehalte der FBK im Gegensatz zur ASK höher und variieren stärker. Starken Schwankungen unterworfen ist auch die Konzentration des Gesamteisen der FBK im Gegensatz zur ASK. Diese beiden Inhaltsstoffe stehen im direkten Zusammenhang mit der Sulfidverwitterung. Da die FBK generell eine längere Liegedauer als die ASK aufweist, und sie von der im Mittel 15 m mächtigen ASK abgedeckt wird, können die höheren Werte an

Sulfat und Eisen in der FBK keinesfalls durch eine rezente Oxidation von Eisensulfiden erklärt werden.

Die Konzentrationsspannweiten sind in Tab. 1 dargestellt. Es wird deutlich, daß die Kalzium-, Magnesium-, Chlorid- und Hydrogenkarbonationenkonzentration und nahezu alle Schwermetalle und Spurenelement in beiden Kippenteilen in vergleichbar hohem Bereich liegen. Als Ausnahme: gelöstes Zink ist in der FBK im Mittel etwa zehnfach höher als in der ASK. Die gelösten Konzentrationen der Elemente Ni und Al sind in der FBK ebenfalls erhöht. Die Ionenkonzentrationen der Kippenwässer bestätigen insgesamt die analogen hydrochemischen Verhältnisse beider Kippenteile.

Die durchschnittlichen Gehalte an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) der Kippenwässer (Tab. 1) bewegen sich größenordnungsmäßig im von SIGG & STUMM (1994) angeführten Bereich eutropher Seen und deuten damit einen hohen Anteil an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) in Kippenwässern an. Im Zuge der Bodenbildung ist bekannt, daß DOC-Konzentrationen kontinuierlich mit der Sickerwasserpassage abnehmen. So geben CRONAN & AIKEN (1985) für Porenwässer in oberen, belebten Bodenhorizonten 10-30 mg/l und in weniger oder nicht bodenbildungsbeeinflussten Horizonten 2-5 mg/l DOC-Konzentrationen an.

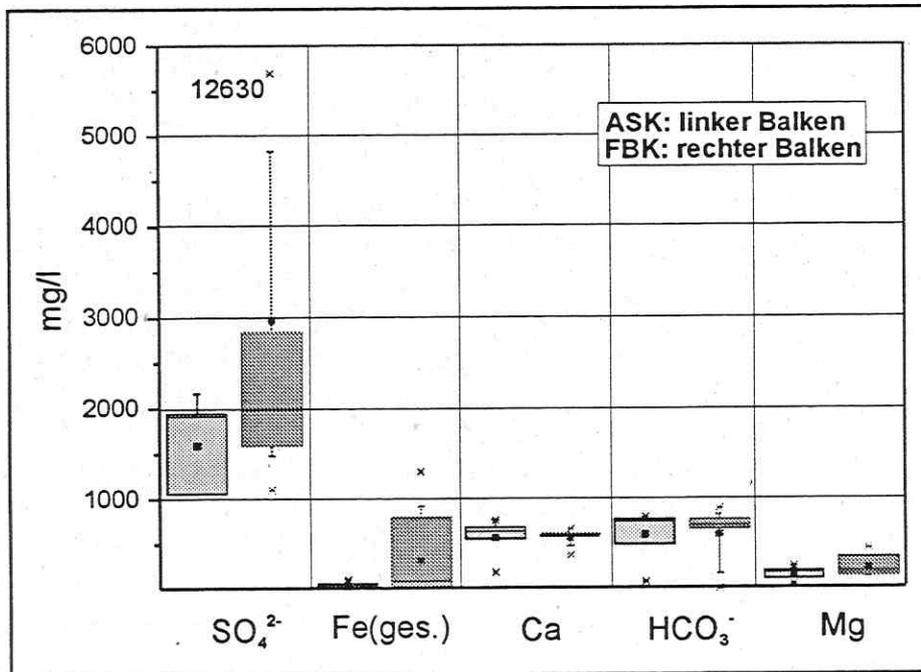


Abb. 4: Spannweiten der Konzentrationen der Hauptionen (ASK und FBK)

THURMAN (1985) findet im Grundwasser schließlich 0,1-2 mg/l DOC. Die DOC-Gehalte der Kippenwässer sind damit für Grundwässer recht hoch, im Einflußbereich von Kohleflözen aber nicht ungewöhnlich. Die leicht erhöhte DOC-Konzentration in der ASK ist auf den größeren Anteil minderwertiger Verschnittkohle zurückzuführen. Eine weitere Differenzierung des DOC wurde nicht vorgenommen, so daß keine Aussagen zur Herkunft bzw. zur biochemischen Verfügbarkeit getroffen werden können.

Anhand hydrochemischer Untersuchungen zeigt sich generell, daß die aufgrund der gemessenen bodenphysikalischen Parameter vorausgesetzte höhere Homogenität der FBK gegenüber der ASK durch hydrochemische Messungen nicht nachvollzogen werden kann. In nahezu allen im Zusammenhang mit der Sulfidoxidation stehenden Größen, variieren die Werte in der FBK stärker. Angesichts der besseren Materialmischung, die innerhalb der FBK eine bessere Parameterstreuung, also insgesamt homogenere hydraulische Kennwerte er-

kennbar werden lassen (KAUBISCH, 1986; DOHRMANN 1999) als in der ASK, sind die Ergebnisse der hydrochemischen Messungen nicht ohne weiteres aus den Ergebnissen über hydraulische Parameter abzuleiten.

Abhängigkeiten hydrochemischer Parameter und Sättigungsberechnungen

Die Sättigungsberechnungen wurden mit dem geochemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC (PARKHURST, 1995) durchgeführt.

In den Kippenwässern des Untersuchungsgebietes wird der Einfluß von Reaktionsprodukten der Sulfidverwitterung dadurch deutlich, daß mit abnehmendem pH-Wert die Sulfat-, Eisen-, Magnesium-, Mangan- und Zinkkonzentrationen steigen, während die Konzentrationen der Kalzium- und Hydrogenkarbonationen sinken. Daß insbesondere durch die freigesetzte Säure mineralisationsfördernde Folgereaktionen ausgelöst werden, führt zur Erhebung des pH-Wertes als Ordnungskriterium für Bergbauwässer.

CO₂-Partialdrücke bis zu 25%, die einerseits in den Hangendpartien der Kippen aus der säurebedingten Karbonatlösung, andererseits in tieferen, gesättigten Kippenbereichen, aus dem dissimilatorischen Sulfatabbau stammen, bestimmen den pH-Wert der Kippenwässer und damit die wesentliche milieubestimmende Komponente. Der überwiegende Teil der Kippenwässer wird durch eine pH-Wert Regulierung im Bereich von 6,4 durch die Gleichgewichtseinstellung, entsprechend der Reaktionsgleichung 5-6 bestimmt. Der pH-Wert ist die Folge des hohen CO₂-Partialdruckes im Kippenkörper, der einerseits zur Lösung geogener Karbonate (Kalzit bzw. Dolomit) über pH 6,4 und zum erhöhten HCO₃⁻ Speziesanteil bei Säureeintrag unter pH 6,4 führt.

Die Lösung von Sulfidoxidationsprodukten im Porenwasser und die ständige CO₂-Produktion in tieferen Kippenbereichen führt einerseits zur Lösung der geogenen Mineralphase Kalzit (Korrelation Ca⁺⁺ und HCO₃⁻ mit r = 0,83), andererseits, bei Überschreitung des Löslichkeitsproduktes zur Ausfällung der Sekundärmineralphase Gips. Wird die Sulfatkonzentration in Abhängigkeit der Gipssättigung betrachtet, ergibt sich für Sulfatgehalte ab etwa 1750 mg/l permanente Gipssättigung. Kalzit-Sättigungs-Berechnungen zeigen bei einem pH-Wert über 6,4 Kalzitübersättigung, unter einem pH von 6,4 nimmt die berechnete Kalzituntersättigung zu. Die Kalziumkonzentration wird unterhalb von etwa 600 mg/l durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips kontrolliert. Im Konzentrationsbereich um 600 mg/l Ca⁺⁺-Ionen sind sowohl Kalzit als auch Gips rechnerisch gesättigt

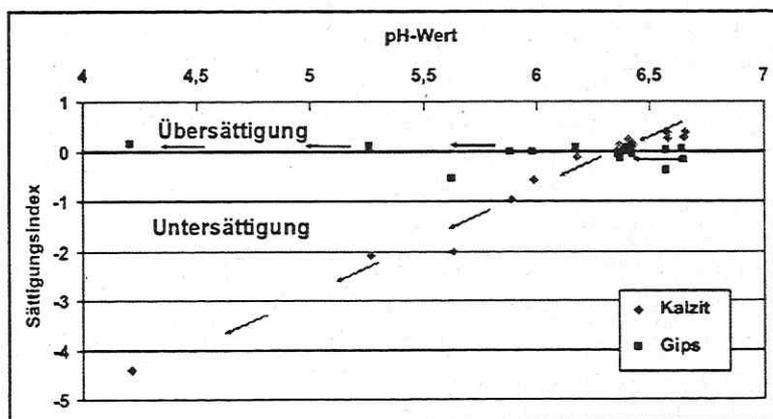


Abb. 5: Sättigungsindizes für Kalzit und Gips in Abhängigkeit vom pH-Wert

Infolge des über lange Zeit nicht abgeschlossenen Wasserfüllprozesses in den Kippenteilen, ist davon auszugehen, daß permanente Veränderungen der Ionenfracht Gleichgewichtsbedingungen entgegenwirken. Kalzium und Sulfatkonzentrationen können die errechnete

Sättigungsgrenze für Gips und Kalzit um ein vielfaches übersteigen, wodurch belegt wird, daß hydro- und geochemische Wechselwirkungen nicht im Gleichgewicht stehen und die Aussage von Gleichgewichtsprogrammen ohne konkrete Berücksichtigung der hydraulischen Situation und der betrachteten Zeiträume relativiert werden muß. Die Ergebnisse, die mit Gleichgewichtsprogrammen erzielt werden, sind daher sehr begrenzt und bieten als Minimalaussage die Erkenntnis, daß die Kippenwässer nicht im hydrogeochemischen Gleichgewicht stehen. Da dies auf das älteste untersuchte Kippenwasser zutrifft (K-GWM 16), ist davon auszugehen, daß mindestens über einen Zeitraum von 41 Jahren, in Abhängigkeit von dem Wasserfüllprozeß eine im hydrogeochemischen Gleichgewicht stehende Hydrochemie, zumindest partiell nicht zu erwarten ist.

Modellvorstellungen zur hydrochemischen Beschaffenheitsentwicklung im Gesamtsystem „Tagebaukippe“

Ausgehend von den gezeigten Messungen, aber auch anhand von Erkenntnissen aus Laborversuchen (DOHRMANN, 1999) zur Grundwasserqualität im Untersuchungsgebiet soll eine Modellvorstellung entwickelt werden, die den Kippenaufbau (Tagebautechnologie) und wesentliche Erkenntnisse aus der hydraulischen Modellstudie (CHRISTOPH *et al.* [1999]) berücksichtigt.

Tagebautechnologisch wird zuerst durch die Förderbrücke etwa zwei Drittel der Gesamtkippe im Untersuchungsgebiet in Form der FBK aus vorwiegend bindigen tertiären Sedimenten zum Teil auch aus quartären Sanden und Kiesen geschüttet.

Infolge des hohen Pyritgehaltes der marinen tertiären Sedimente und der relativ langen Expositionszeit bis zur Schüttung der ASK bildet sich in der Hangendpartie der FBK eine sekundäre Verwitterungszone (VWZ_{FBK}) heraus. Bereits nach kurzer Zeit (12 Monate) besitzt diese Verwitterungszone mindestens 2 m Mächtigkeit.

Gleichzeitig erfolgt, wie in Kapitel 3 beschrieben, ein initialer Wasseranstieg durch schwerkraftgetriebenes, bewegliches Porenwasser. Dieser Prozeß erfolgt unabhängig von lateralen Zuflüssen und bevorzugt in hydraulisch gut leitenden Drainageschichten. Bereiche der FBK bleiben längere Zeit ungesättigt.

Im Kippenkörper wird der durch den Schüttungsprozeß eingeschlossene Luftsauerstoff infolge der primären Sulfidoxidation verbraucht. Aufgrund der begrenzten Sauerstoffnachlieferung in tiefe Kippenbereiche ist die Mineralisation des Porenwassers relativ gering. Freigesetzte Säure wird durch karbonatische Festphasen unter initialer CO₂-Freisetzung gepuffert.

Bereits kurz nach dem Kippenaufbau setzen an der Oberfläche der FBK Erosions-, Kolmations- und Verkrustungsvorgänge ein, die einer GWN entgegenwirken. Es bildet sich eine Kolmationsschicht heraus, die durch geringere k_f -Werte als der Kippenkörper gekennzeichnet ist. Diese Kolmationsschicht kann sowohl die GWN als auch, in Abhängigkeit des Wassergehaltes, die Nachlieferung von Luftsauerstoff einschränken.

Aufgrund der dunklen Färbung der FBK-Sedimente ist eine höhere Absorption der kurzwelligen Strahlung zu erwarten, wodurch die Evaporation verstärkt wird. Die eher begrenzte GWN in der FBK führt zur Anreicherung von verwitterungsbedingten Sekundärmineralen, vor allem Gips und Jarosit in der Hangendpartie der FBK.

Der eigentliche wasserqualitätsprägende Prozeß in der FBK findet dadurch statt, daß das nach der Absetzerschüttung an der Kippenbasis der ASK akkumulierte Porenwasser geringer Mineralisation unter Elution der VWZ_{FBK} in ungesättigte Bereiche der FBK drängt. Dieser Vorgang ist einerseits von bevorzugten Fließwegen in der ASK, andererseits von der Durchlässigkeit der Kolmationsschicht abhängig. Die durch diesen Prozeß stattfindende Aufmineralisation des Porenwassers in Abhängigkeit von der k_f -Verteilung der Kolmationsschicht erklärt auch die größere Streuung der Hydrochemie und die scheinbar

zeitunabhängigen Mineralisationszustände in der FBK. Das pH-Puffervermögen der FBK-Sedimente, abhängig von der Verteilung und Konzentration geogener Karbonate (Korpusverteilung des Muschelschills) und anderer puffernd wirkender Sedimentbestandteile sowie der Lösungsspezies, entscheidet über den sich einstellenden pH-Wert und damit über die Löslichkeit von Schwermetallen.

In gesättigten Bereichen der FBK bilden sich nach Verbrauch des während der Verkipfung eingetragenen Luftsauerstoffs sulfatreduzierende Bereiche aus, die zur weiteren Erhöhung des CO_2 -Partialdrucks im Kippenkörper führen.

Während des initialen Wasseranstiegs in der ASK bildet sich in der Hangendpartie eine rezente Verwitterungszone aus. Die freigesetzten Verwitterungsprodukte werden mit dem neugebildeten Grundwasser unter Aufsättigung des Kippenkörpers in tiefere Bereiche eingetragen. Hier erfolgt eine Mischung höher mineralisierten Sickerwassers (sekundäre Sulfidoxidation) mit Porenwässern (beeinflusst durch primäre Sulfidoxidation).

Die Aufmineralisation des Sickerwassers in der ASK ist davon abhängig, wieviel Sulfidoxidationsprodukte durch die sekundäre Verwitterung entstehen und durch die Grundwasserneubildung in die Tiefe transportiert werden können.

An Säulenversuchen mit ungestörtem Kippenmaterial des ersten Meters unter der Deckschicht aus Lehm wurden unter anaerober Durchströmung mit künstlichem Niederschlagswasser abnehmende Sulfatkonzentrationen des Sickerwassers beobachtet (DOHRMANN, 1999). Die initialen Sulfatkonzentrationen lagen im Bereich um 2500 mg/l. Es ist davon auszugehen, daß dieser Wert der Aufmineralisation des Niederschlagswassers bei Durchströmung der sekundären Verwitterungszone entspricht.

Da die verkippten Sedimente auch in den oberen Metern noch bedeutende Mengen an Sulfiden enthalten (Kippen-GWM 1 = 0,4 Gew-% in 1-2 m Teufe), führt die sekundäre Verwitterung so lange zu einer Aufmineralisation des Sickerwassers, bis sich ein einheitlicher Grundwasserspiegel (GWS) bis zu pyritfreien Sedimenten eingestellt hat oder die Oxidationsfront den GWS erreicht.

In tieferen Zonen der ASK finden unter Abwesenheit von Oxidanzien (O_2 , NO_3^-), vorwiegend in gesättigten Bereichen, Sulfatreduktionsprozesse statt.

Die hydrochemisch prägenden Prozesse in der ASK, d.h. Verwitterungs- und GWN-Rate sowie zunehmende Sulfatreduktionszonen, sollten über die gesamte Kippe betrachtet relativ einheitlich sein. Aus diesem Grund können sich in der ASK aus hydrochemischer Sicht homogenere Bedingungen abbilden.

In Abb. 6 sind schematisch die wichtigsten, im Initialstadium der Kippe die Grundwasserqualität beeinflussenden Prozesse in bindigen Mischbodenkippen des Untersuchungsgebietes dargestellt.

Die Prägung der Grundwasserchemie beider Kippenteile findet nach dem beschriebenen Schema (Abb. 6) solange statt, bis die Aufsättigung beider Kippenteile abgeschlossen ist oder ein hydraulisches Druckpotential in der Peripherie der Kippe, zum Beispiel durch eine schnelle Seeflutung, die Strömungsverhältnisse verändert. Bis zur vollständigen Aufsättigung des gesamten Kippenkörpers kann die Hydrochemie des Kippenwassers durch eine Auslenkung des hydro-geochemischen Gleichgewichtes geprägt sein.

Die beschriebene Entwicklung der hydrochemischen Beschaffenheit im Initialstadium der Kippe ist hauptsächlich davon abhängig, in welchem Maße die VWZ_{FBK} durchströmt, d.h. eluiert wird. In diesem Zusammenhang muß für eine Prognose der Beschaffenheitsentwicklung die Durchlässigkeit der Kolmationszone umfassender untersucht werden. Zur weitgehenden Verhinderung der Elution der VWZ_{FBK} ist bei noch offenliegenden FBK, vor der ASK-Schüttung eine Abdichtung der FBK, beispielsweise durch eine Montanwachsaufgabe, zu untersuchen.

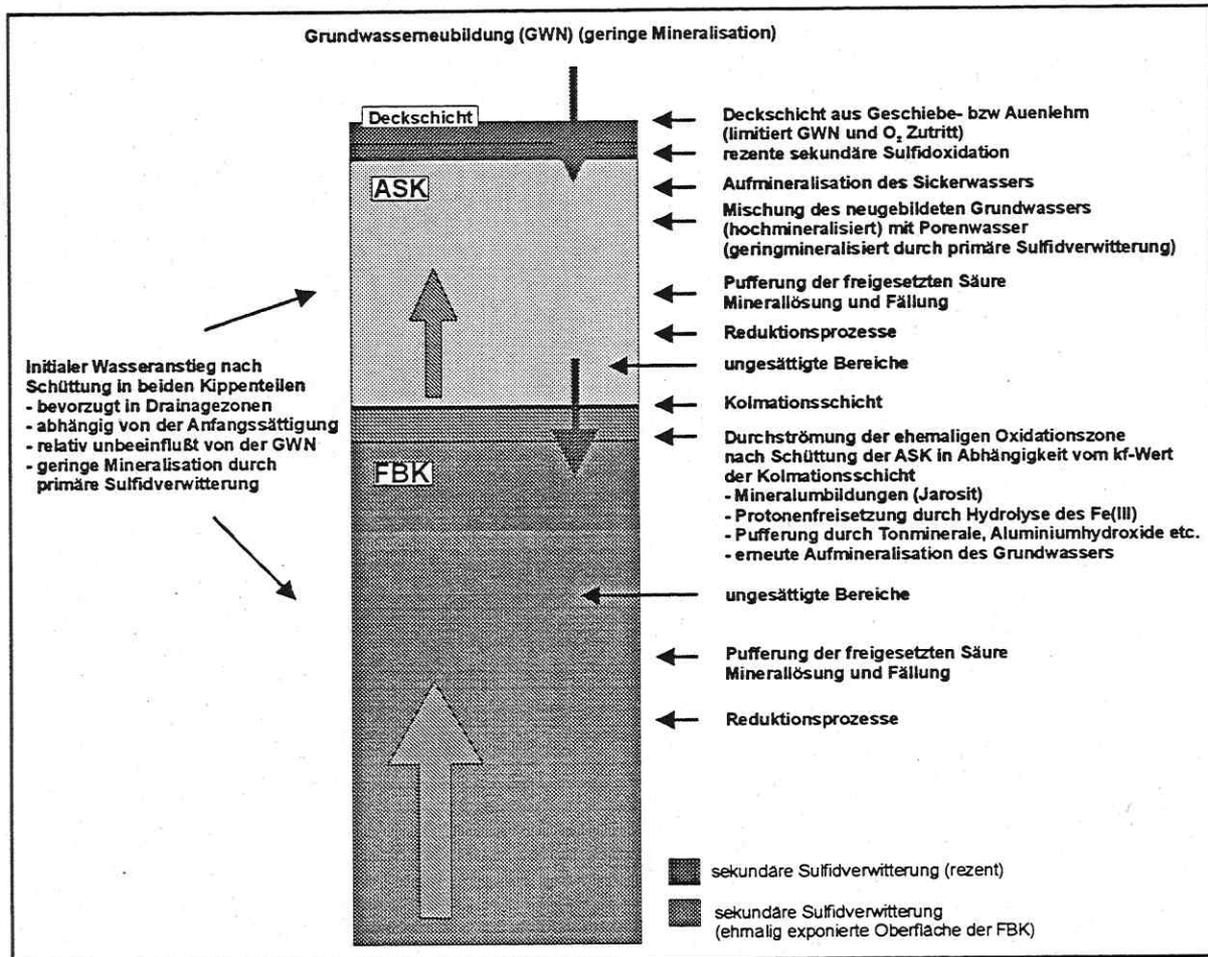


Abb. 6: Übersicht über die wichtigsten beschaffenheitsprägenden Prozesse in Kippenwässern des Untersuchungsgebietes

Untersuchungen zur Sulfatreduktion im Kippenkörper

Sulfatreduktionsprozesse, die die maßgebende Rolle im Sulfatabbau und damit für die natürliche Regeneration der Kippenwässer spielen, lassen sich mittels Schwefelisotopenuntersuchungen in geeigneter Weise charakterisieren. Deshalb wurden sowohl $\delta^{34}\text{S}$ -Werte als auch SO_4 -Gehalte herangezogen, um herauszufinden,

- 1) welche Relevanz die Sulfatreduktion im Kippenwasser besitzt,
- 2) ob sich ein zeitlicher Entwicklungstrend feststellen läßt und
- 3) ob und welche Unterschiede zwischen Absetzer- und Förderbrückenkippe bestehen.

Zunächst wurde versucht, eine modellhafte Konzeption zur erstellen, mit der sich die Sulfatabbauprozesse in der Kippe hinreichend beschreiben lassen.

Der dissimilatorische Abbau von Sulfat ist ein mikrobiell gesteuerter Prozeß, der von einer Fraktionierung der Schwefelisotope begleitet wird. Dabei kommt es mit fortschreitender Reduktion zu einer zunehmenden Anreicherung von ^{34}S im verbleibenden Sulfat. Die Entwicklung der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte verläuft nach dem Gesetz der Rayleigh-Fraktionierung. Der sich nach einer bestimmten Zeit einstellende $\delta^{34}\text{S}$ -Wert läßt sich demzufolge mit einer modifizierten Rayleigh-Gleichung (Gl. 1) berechnen.

$$\delta^{34}\text{S}_t = \left[(\delta^{34}\text{S}_0 + 1000) f_t^{(1-\alpha)} \right] - 1000 \quad \text{Gl. 1}$$

$\delta^{34}\text{S}_t$: Schwefelisotopenwert zum Zeitpunkt t

$\delta^{34}\text{S}_0$: initialer Schwefelisotopenwert

f_t : Fraktion des verbleibenden Sulfats zum Zeitpunkt t

α : $\alpha(\text{SO}_4\text{-H}_2\text{S})$, Fraktionierungsfaktor zwischen Sulfat und Schwefelwasserstoff

Da sowohl in der Absetzer- als auch in der Förderbrückenkippe eine ständige Nachlieferung von Sulfat aus den Verwitterungszonen erfolgt, setzt sich die Fraktion des verbleibenden Sulfats aus dem Residualsulfat der Sulfatreduktion und dem Sulfateintrag aus der Verwitterungszone zusammen. Die durch Grundwasserneubildung eingetragene atmosphärische Sulfatkomponente kann aufgrund ihrer relativen Geringfügigkeit vernachlässigt werden. Die verbleibende Sulfatfraktion läßt sich mittels Gleichung 2 bestimmen.

$$f_t = 1 - \frac{C_A}{C_0} t \quad \text{Gl. 2}$$

C_0 : initiale Sulfatkonzentration

C_A : effektive jährliche Sulfatabbaurrate

t: Dauer der Sulfatreduktion in Jahren

Die effektive Abbaurrate wird einerseits durch die Absolutgröße des dissimilatorischen Sulfatabbaus, andererseits durch die Menge des aus den Verwitterungszonen eingetragenen Sulfats bestimmt. Die durch diesen Eintrag verursachte Sulfatkonzentrationsänderung im Kippenwasser wird mit fortschreitender Liegezeit der Kippe abnehmen, weil sich das Verhältnis von Kippenwasservolumen zu Volumen der jährlichen Zuflußmenge aus den Verwitterungszonen ständig vergrößert. Dies geschieht unter der Voraussetzung, daß die Zuflußkomponente weit größer ist als die Abflußkomponente. Angesichts des fortschreitenden Aufsättigungsprozesses der Kippe, der nicht zuletzt durch ständig steigende Pegelstände ausgedrückt wird, scheint diese Voraussetzung erfüllt.

In der Modellberechnung wird aber die zeitliche Änderung der Inputgröße nicht berücksichtigt, da sich die absoluten Volumina der Bilanzglieder nicht erfassen lassen. Als wesentliche Annahme des Modells ergibt sich demzufolge eine konstante jährliche effektive Sulfatabbaurrate.

Weiterhin wird angenommen, daß die isotopische Fraktionierung des Schwefels beim Sulfatabbau eine räumliche und zeitliche Konstanz im Kippenkörper besitzt. Die Größe des Fraktionierungsfaktors $\alpha(\text{SO}_4\text{-H}_2\text{S})$ kann in Abhängigkeit vom hydrogeochemischen Umfeld sehr variabel sein und Werte von 1.006 bis 1.072 einnehmen (z.B. ASMUSSEN & STRAUCH, 1998; CLARK & FRITZ, 1997; SAKAI, 1968; THODE, 1991). Messungen der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte der sulfidischen und sulfatischen Komponente in Durchlaufsäulenexperimenten ergaben einen Fraktionierungsfaktor von 1.015. Aufgrund der relativen Konstanz des für die Sulfatreduktion relevanten hydrogeochemischen Umfelds in der Kippe (hohes Sulfatangebot, einheitliche DOC-Gehalte) wird dieser Fraktionierungsfaktor auf den gesamten Kippenkörper bezogen.

Sulfatreduktion in der Absetzerkippe

Die Korrelation und zeitliche Entwicklung der Sulfatgehalte und der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte in Wässern der ASK sind in den Abbildungen 7 und 8 dargestellt. In allen drei Diagrammen läßt sich ein ausgeprägter Trend der korrelierten Parameter erkennen. Die Sulfatgehalte nehmen mit zunehmendem Kippenalter ab, während die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte steigen. Im Plot $\delta^{34}\text{S}$ gegen $\lg(\text{SO}_4)$ (Abb. 7) zeigt sich der für die bakterielle Reduktion von Sulfat typische negativ lineare Zusammenhang.

Aufgrund der ausgeprägten Korrelation kann für die Absetzerkippe mit Hilfe des Modells eine effektive Sulfatabbaurrate ermittelt werden. Als initiale Konzentration wird ein einheitlicher Wert von 2500mg/l vorausgesetzt. Der durch Sedimentuntersuchungen bestimmte mittlere $\delta^{34}\text{S}$ -Wert der pyritischen Ausgangssubstanz beträgt -16‰ (CDT). Da bei der Oxidation von Pyrit keine Fraktionierung der Schwefelisotope erfolgt, kann dieser Wert als initialer $\delta^{34}\text{S}$ -Wert des Kippenwassers und als $\delta^{34}\text{S}$ -Wert der Zuflußkomponente angenommen werden. Entsprechend dem Modell ergibt sich für das Sulfat in der Absetzerkippe in der Kippe Zwenkau/Cospuden eine effektive Abbaurrate von 50mg/(l*a).

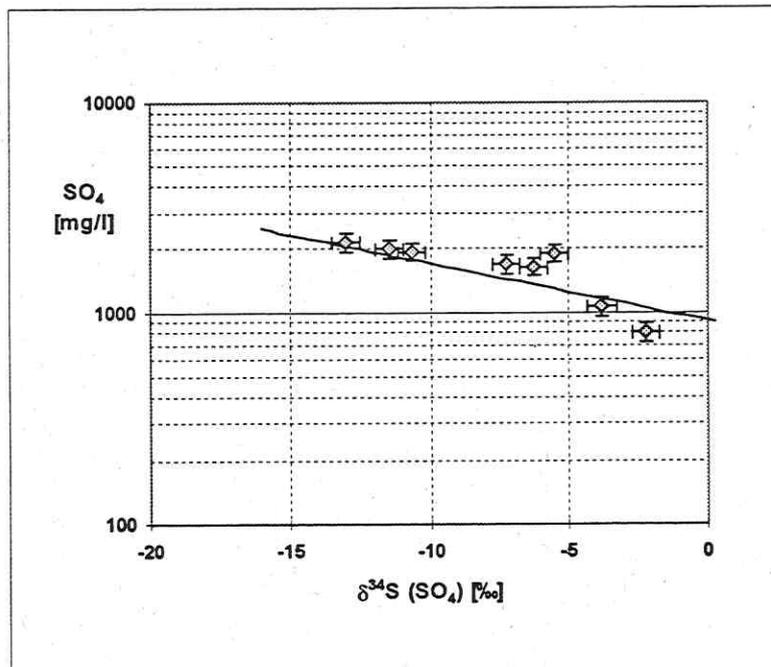


Abb. 7: Meßwerte und errechnete Korrelation zwischen $\delta^{34}\text{S}$ -Werten und korrespondierenden Sulfatgehalten in Kippenwässern der Absetzerkippe. Die Berechnung erfolgte anhand der im Text erläuterten Annahmen.

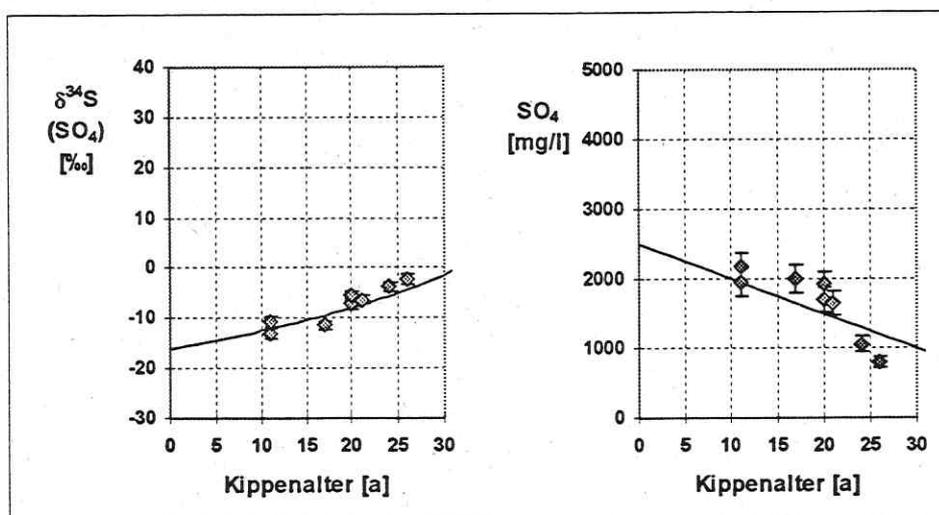


Abb. 8: Meßwerte und berechnete zeitliche Entwicklung der Sulfatgehalten und der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte des gelösten Sulfats in Kippenwässern der Absetzerkippe. Die Berechnung erfolgte anhand der im Text erläuterten Annahmen.

Sulfatreduktion in der Förderbrückenkippe

Bergtechnologisch bedingt ist die Materialverteilung der Förderbrückenkippe wesentlich homogener als die der ASK. Dies ließe zunächst den Schluß zu, daß hydrogeochemische Entwicklungsprozesse in der FBK gleichmäßiger verlaufen und einem einheitlichen Trend folgen. Die Abbildungen 9 und 10 zeigen, daß zumindest für die Sulfatreduktion kein Trend über den gesamten Bereich der FBK feststellbar ist.

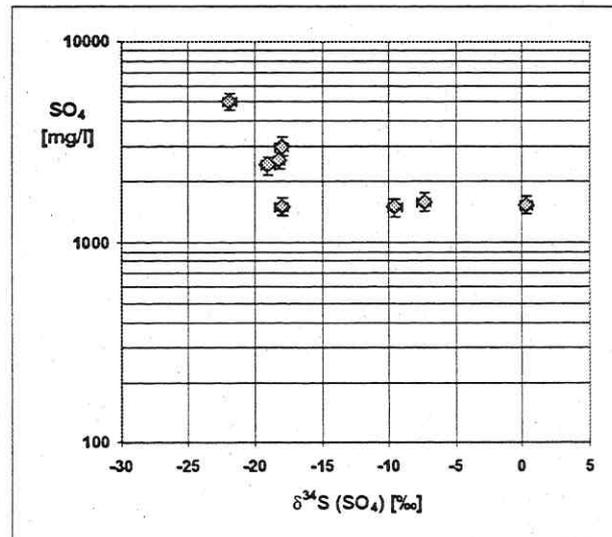


Abb. 9: $\delta^{34}\text{S}$ -Werte und Sulfatgehalte in Wässern der Förderbrückenkippe

Der $\delta^{34}\text{S}$ -Wert der pyritischen Komponente in den Sedimenten der FBK und damit der initiale Kippenwasserwert ist wenig variabel und liegt bei -25‰ (CDT). Da alle $\delta^{34}\text{S}$ -Meßwerte höher als der initiale Wert sind, muß man davon ausgehen, daß Sulfatreduktion auch in der FBK eine entscheidende Rolle spielt. Die Ursache für das Fehlen eines einheitlichen Trends sind in der erhöhten Variabilität der Zuflußkomponente in den einzelnen Bereichen der FBK zu vermuten. Diese Variabilität umfaßt einerseits Menge bzw. Stofffracht der Zuflußkomponente, die maßgeblich durch die Fließdynamik an der Grenze FBK-ASK bestimmt wird, andererseits kann auch der Eintrag isotopisch differenten Sulfats aus der aufliegenden Absetzerkippe die initiale Signatur und damit den Reduktionstrend überlagern.

Aufgrund der fehlenden Korrelation zwischen Sulfatgehalt und $\delta^{34}\text{S}$ -Werten kann die modellhafte Bestimmung einer effektiven Sulfatabbaurrate für Wässern der FBK nicht erfolgen.

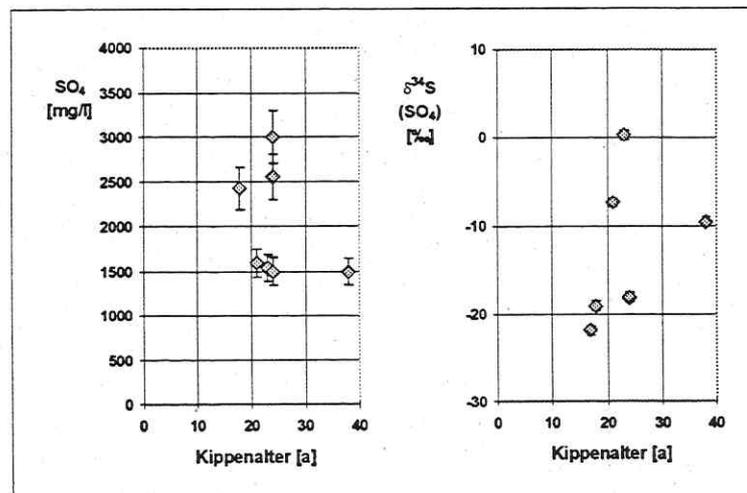


Abb. 10: Zeitliche Entwicklung der Sulfatgehalte und $\delta^{34}\text{S}$ -Werte in Wässern der FBK

Schlußfolgerungen

Verwitterungszonen, die jeweils im Hangendbereich der Förderbrückenkippe und in der Absetzerkippe ausgebildet sind, bestimmen in der Phase der Aufsättigung des Kippenkörpers die Hydrochemie der Kippenwässer. Die hydrochemische Entwicklung der Wässer in der Förderbrückenkippe wird während des Aufsättigungsprozesses stark durch die Intensität der Durchströmung der Verwitterungszone (FBK) bestimmt. Aus diesem Grund unterliegen die mit der Sulfidverwitterung im Zusammenhang stehenden Wasserinhaltsstoffe in der FBK, bis zu einem Zeitraum von mindestens 41 Jahren, größeren Schwankungen als die Lösungskonzentrationen in der ASK. In diesem Zusammenhang bilden sich in der ASK hydrochemisch homogenere Verhältnisse als in der FBK ab, wodurch für diesen Kippenteil modellmäßig eine Sulfatabbaurrate von rund 50 mg/l*a beschreibbar ist. Generell sind die Kippenwässer beider Kippenteile vergleichbar, wobei die Sulfatkonzentration durch die Gleichgewichtseinstellung zur Mineralphase Gips kontrolliert wird.

Dank

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des SPP „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sicker- und Grundwasser“ und dem Sächsischen Ministerium für Wissenschaft und Kunst gefördert. Wir möchten uns für die gute Zusammenarbeit bei der LMBV bedanken.

Literatur

- ASMUSSEN, G. & G. STRAUCH (1998): Sulfate reduction in a lake and the groundwater of a former lignite mining area studied by stable sulfur and carbon isotopes. - RMZ-Materials and Geoenvironment, Vol 45, No. 1-2, S.217.
- CHRISTOPH, G.; DOHRMANN, H. & W. GLÄßER (1999): Modellstudien zum Aufsättigungsprozeß von Braunkohlentagebaukippen im Südraum Leipzig.- Eingereicht in „Grundwasser“, Springer-Verlag Berlin
- CLARK, I.D. & P. FRITZ (1997): Environmental Isotopes in Hydrogeology. - 1.Auflage, Lewis Publishers, New York, 328 S.
- CRONAN, C. S. & G. R. AIKEN (1985): Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack Park.- Geochim Cosmochim Acta 49, S. 1697-1705
- DOHRMANN, H. (1999): Untersuchungen zu hydraulischen und hydrochemischen Prozessen im Initialstadium bindiger Mischbodenkippen des Mitteldeutschen Braunkohlenreviers; Beispiel Flurkippe Cospuden/Zwenkau.- Inauguraldissertation, eingereicht an der Univ.-Leipzig, Inst. für Physik und Geowissenschaften
- KAUBISCH (1986): Zur indirekten Ermittlung hydrogeologischer Kennwerte von Kippenkomplexen, dargestellt am Beispiel des Braunkohlenbergbaus. TU-Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht
- SAKAI, H. (1968): Isotopic properties of sulphur compounds in hydrothermal processes. - Geochemical Journal 2, S. 29-49.
- SIGG, L. & W.STUMM (1996): Aquatische Chemie. 4. durchgesehene Auflage, 498 S., Hochschulverlag Zürich
- THODE, H.G. (1991): Sulphur Isotopes in Nature and the Environment: An Overview. - In: Krouse, H.R. & Grinenko, V.A. (Hrsg.), Stable Isotopes: Natural and Anthropogenic Sulphur in the Environment. SCOPE 43, John Wiley & Sons, Chichester, S.1 - 26.
- TURMANN, E. M. (1985): Organic geochemistry of natural waters. Publishers: Nijhoff / Junk, Dordrecht Boston Lancaster, 497 S.

K. BRÜSCHKE, A. PLEBOW, M. KITTEINER & H. HEINRICH

Herkunft und Lösungsverhalten von Spurenelementen in Sicker- und Porenwässern im Tagebaubereich Zwenkau/Cospuden

Geochemisches Institut der Universität Göttingen, Goldschmidtstr. 1, 37077 Göttingen

Kurzfassung

Wässer und Feststoffproben aus dem Gebiet der Tagebaue Zwenkau und Cospuden wurden hinsichtlich ihrer Mineralogie und Chemie untersucht. Dabei konnte festgestellt werden, daß das gelöste Inventar an Spurenelementen in den Sicker- und Porenwässern nicht alleine aus dem verwitterten Pyrit stammt, sondern offensichtlich durch die gebildete Säure auch andere Mineralphasen angegriffen wurden. Um die Bindungsformen der gelösten Stoffe zu untersuchen, wurde ein Speziationsschema entwickelt. Es zeigt sich, daß hohe Sulfatkonzentrationen geringe Auswirkungen auf die Transportformen haben, daß diese aber sehr viel drastischer von gelösten organischen Komplexbildnern beeinflusst werden.

Einführung

Die Tagebaue Zwenkau und Cospuden befinden sich im Mitteldeutschen Braunkohlerevier unmittelbar südlich der Leipziger Stadtgrenze. Während die Förderung in Zwenkau in der nächsten Zukunft eingestellt werden wird, wurde in Cospuden bereits mit der Umgestaltung in ein Naherholungsgebiet begonnen (LMBV 1997); die Flutung des Restlochs ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nahezu abgeschlossen.

Trotzdem beschränken sich die Folgen des jahrhundertelangen Tagebaus nicht allein auf die landschaftliche Umgestaltung. Durch die Bewegung großer Erdmassen - allein in Cospuden fast 1,5 Milliarden t über den gesamten Zeitraum der Nutzung (MIBRAG 1996) - wurden pyrithaltige Sedimente an die Oberfläche befördert oder kamen durch die Absenkung des Grundwasserspiegels mit Luftsauerstoff in Kontakt. Das Problem der Pyritverwitterung und der daraus resultierenden Freisetzung vieler Haupt- und Spurenelemente ist Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Angesichts der hohen Pyritgehalte in Proben aus dem Tagebau Zwenkau (zwischen 3 und 8 Massen-% (PLEBOW 1999)) sind auch im Gebiet Zwenkau-Cospuden Konsequenzen für die Wasserqualität zu befürchten.

Die Verwitterung des Pyrits und die damit einhergehende Säurebildung führen dazu, daß aus dem Pyrit Haupt- und Spurenelemente freigesetzt werden (MATTHESS 1961, NORDSTROM 1982, GUTT u. REICHEL 1991, HÄHNE 1992, KÖLLING u. SCHULZ 1993, WISOTZKY 1994, ALPERS u. BLOWES 1994, JAMBOR u. BLOWES 1994). Sie sammeln sich in den Sicker- und Porenwässern im Kippenbereich; von uns gemessene Proben wiesen Elementgehalte von bis zu 1,3 g/l Fe, 350 mg/l Al, 18 mg/l Sr, 3,1 mg/l Ce, 1 mg/l La, 880 µg/l Nd, 200 µg/l Sm, 110 µg/l Gd, 190 µg/l As, 130 µg/l Ba, 100 µg/l U, 89 µg/l Dy, 56 µg/l Pr, 43 µg/l Eu, 38 µg/l Er, 32 µg/l Yb, 21 µg/l Ho und 17 µg/l Tb auf, um nur Beispiele zu nennen (PLEBOW 1999). Unklar ist der langfristige Verbleib dieser Stoffe: Teilweise kommt es zur Neubildung von Sekundärmineralen, die als temporäre oder permanente Speicher dienen (CESNOVAR u. PENTINGHAUS 1997); durch die Flutung des Restlochs und Aufsättigung des Kippenkörpers können aber auch diese Mineralphasen wieder in Lösung gehen (BIGHAM et al. 1996, BIGHAM u. MURAD 1997). Je nach den strukturellen und hydrogeologischen Voraussetzungen besteht die Gefahr, daß die belasteten Wässer aus der Kippe an der Oberfläche austreten oder mit dem Grundwasser in Kontakt kommen (GLÄBER 1995). Die Kippe des Tagebaus Cospuden weist

aufgrund der Fördertechnik eine Rippenstruktur mit großen Inhomogenitäten hinsichtlich der Chemie, aber auch hydrogeologischer Parameter auf (WOHNLICH et al. 1997). Dies erschwert Voraussagen über das Verhalten des Sicker- und Porenwassers in der Zukunft.

Unser Arbeitskreis untersucht Wässer und Feststoffproben aus Cospuden und Zwenkau unter drei Gesichtspunkten:

1. Woher stammen die gefundenen gelösten Stoffe? Mit welchen Mengen an verfügbaren Stoffen ist bei fortschreitender Pyritverwitterung zu rechnen?
2. In welcher Form liegen die gelösten Stoffe in den Wässern vor? Ist ihre Mobilität durch Komplexbildung erhöht?
3. Wo verbleiben die gelösten Stoffe? Kommt es zu Aus- oder Mitfällungen oder zur Bildung von Sekundärmineralen, oder wird dies durch Komplexbildner verhindert? Welche Rolle spielt die Adsorption an Mineralphasen im Kippenkörper?

Herkunft

Aus dem Bereich des noch aktiven Tagebaus Zwenkau wurden die unverritzten Sedimente von Kittsteiner untersucht (KITSTEINER 1998). Es handelt sich dabei um Lockersedimente aus den sogenannten Böhlener Schichten. Darin sind die Proben den drei mächtigsten Schichten zuzuordnen (BELLMANN u. STARKE 1990).

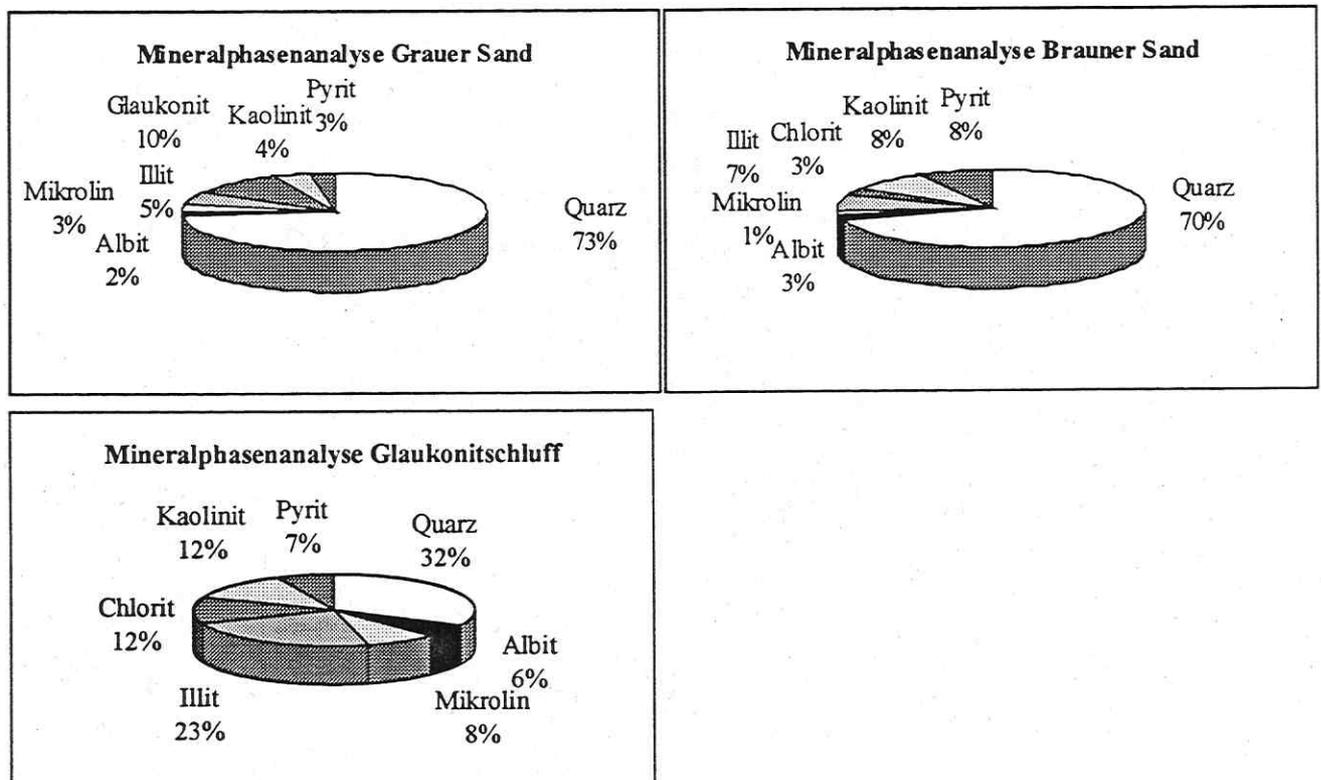


Abb.1: Mineralphasenanalysen von Proben aus dem Tagebau Zwenkau (Massen-%, auf 100 % normiert)

Während der Graue und der Braune Sand mit ca. 70 % Massenanteil vom Quarz dominiert werden, ist der Glaukonitschluff stärker von Tonmineralen geprägt - sie machen mit 47 % fast die Hälfte der Masse aus. Der Pyritgehalt beträgt im Grauen Sand nur 3 %, im Braunen Sand und im Glaukonitschluff dagegen 7 - 8 %.

Für die Ermittlung des Versauerungspotentials der Kippe und andere Berechnungen wurde davon ausgegangen, daß sich das Kippenmaterial zu je einem Drittel aus den untersuchten Sedimenten zusammensetzt. Wichtig wird die mineralogische Zusammensetzung der Kippe außerdem vor allem bei Untersuchungen zur Adsorption der gelösten Substanzen.

Chemisch ergeben sich nur für wenige Elemente wie S>Mo>C>As>Cd>Sb nennenswerte Anreicherungen gegenüber der kontinentalen Oberkruste (WEDEPOHL 1995). Die z. T. quarzreichen Sedimente stellen kein auffälliges Spurenelementreservoir dar.

Für die wichtigsten Sedimente wurden außer der mineralogischen Phasenanalyse auch Elementmassenbilanzen aufgestellt (KITSTEINER 1998).

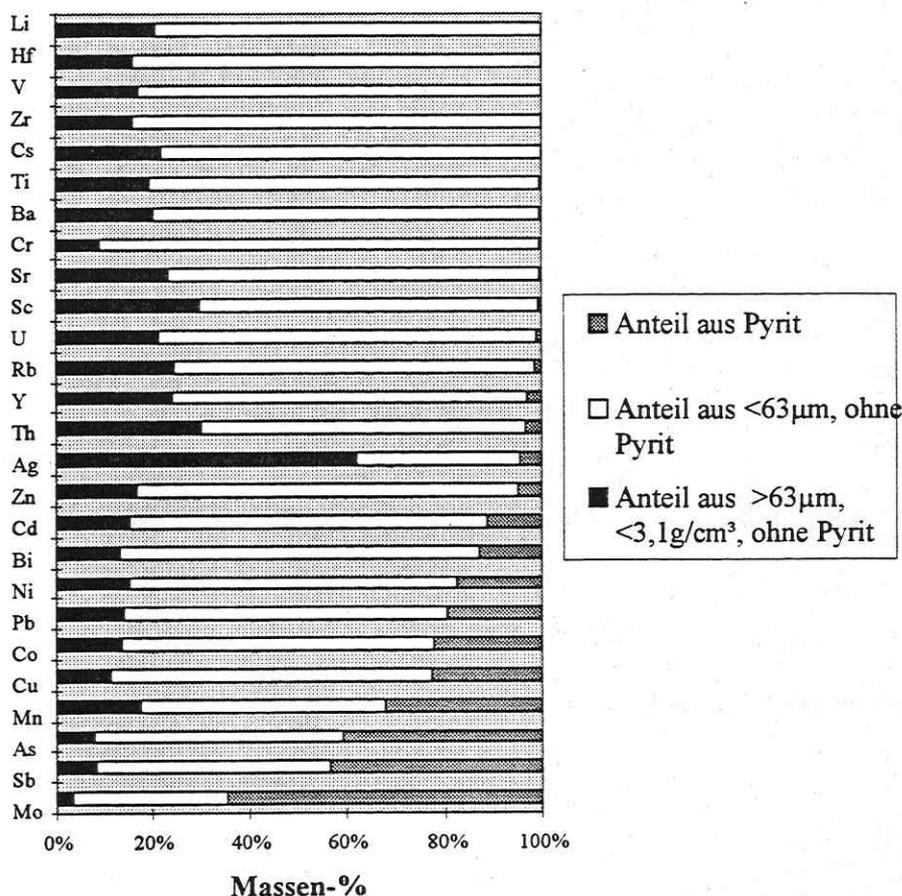


Abb.2: Elementmassenbilanz am Beispiel des Glaukonitschluffs

Die Elementmassenbilanz des Glaukonitschluffs zeigt exemplarisch, daß der Pyrit im Verhältnis zu seinem Massenanteil von 7,8 % einige Elemente in überproportionalen Anteilen enthält: So stammen mehr als 30 Massen-% des Gesamtgehalts der Probe an Mo, Sb, As und Mn aus dem Pyrit. Außerdem enthält er um 20 Massen-% des Gesamtgehalts an Cu, Co, Pb und Ni. Dagegen kamen Sc, Sr, Cr, Ba, Ti, Cs, Zr, V, Hf und Li zu weniger als 1 Massen-% im Pyrit vor. Der Braune Sand und der Graue Sand zeigen vergleichbare Elementmassenbilanzen. Auch hier sind Mo, As, Sb und Mn im Pyrit stärker angereichert.

Vergleicht man die Zusammensetzung des in den Proben enthaltenen Pyrits mit den Elementverhältnissen in den Sicker- und Porenwässern, so zeigt sich, daß die gelösten Elemente nicht allein aus dem Pyrit stammen können. Während für As, Mn, Mo und Sb der

Pyrit wegen der schnellen Verwitterung im oberflächennahen Abraum möglicherweise als wichtigste Quelle anzusehen ist, spielt er für die Herkunft von Ag, Co, Cu, Cr, Ni, Pb und diverse andere Elemente eine untergeordnete Rolle. Offensichtlich greift die gebildete Schwefelsäure auch andere Mineralphasen an und führt dazu, daß aus ihnen Spurenelemente freigesetzt werden.

Darauf weist auch der Vergleich der in Sickerwässern gemessenen Werte mit berechneten Konzentrationen hin.

In früheren Arbeiten (KITTEINER 1998) wurde der Stand der Pyritverwitterung und die daraus theoretisch resultierenden Elementkonzentrationen über den pH-Wert berechnet. Allerdings kann der pH-Wert durch Neutralisationsreaktionen beeinflußt werden.

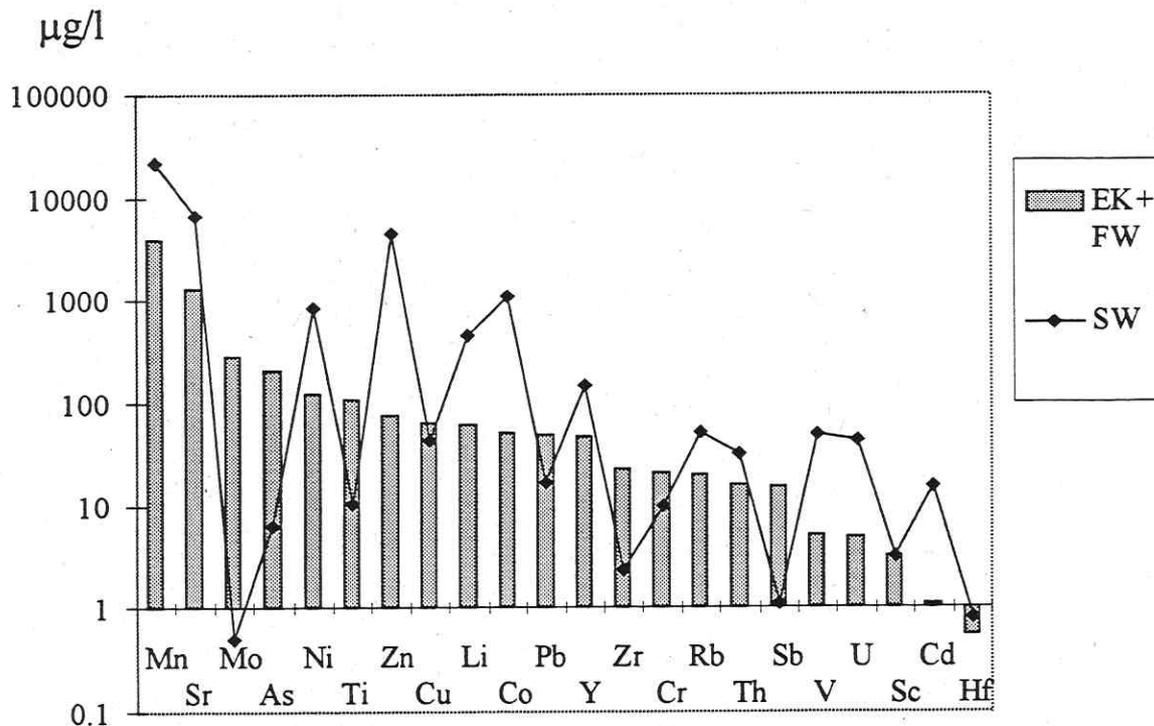


Abb. 3: Über den Sulfatgehalt berechnete theoretische Elementkonzentration aus Pyrit bei kongruenter Auflösung unter Berücksichtigung des Untergrunds aus dem Flutungswasser (EK+FW) und gemessene Elementkonzentrationen in Sickerwässern (SW)

Alternativ wurde daher der Sulfatwert in den Sickerwässern als Grundlage genommen. Er liegt durchschnittlich bei 2,5 g/l. Unter Berücksichtigung des Untergrundes aus dem Flutungswasser von 0,8 g/l bleiben 1,7 g/l Sulfat, die aus der Pyritverwitterung stammen. Bei einem Gesamtwasserdefizit von $1,6 \cdot 10^{12}$ l liegen im gesamten Kippenkörper $2,83 \cdot 10^{10}$ mol Sulfat vor. Das entspricht einer Menge von $1,68 \cdot 10^{12}$ g verwittertem Pyrit, d.h. 2,00 % der gesamten Pyritmenge.

In Abb. 3 ist das Kontaminationspotential dieser Pyritmenge unter Berücksichtigung des Untergrundes (Addition der Elementkonzentrationen im Flutungswasser (PLEBOW 1999) zu den theoretischen Elementkonzentrationen aus Pyrit) für eine Auswahl von Elementen aufgetragen. Die Linie darüber markiert die in den Sickerwässern gefundenen durchschnittlichen Elementkonzentrationen.

Für Cu, Pb, Cr und Sc erhält man recht gute Übereinstimmungen zwischen berechneten und gemessenen Werten. Mo, As, Zr und Sb liegen dagegen niedriger als berechnet, im Falle von Mo sogar niedriger als die Konzentration in unbelasteten Grundwässern. Die Konzentrationen von Mn, Sr, Ni, Zn, Li, Co, Y, Rb, Th, V, U, und Cd übersteigen dagegen die aus der

Pyritverwitterung erwarteten Werte z.T. beträchtlich. Diese Elemente können also keinesfalls nur aus dem Pyrit stammen, sondern wurden durch die Säureeinwirkung aus anderen Mineralphasen gelöst.

Betrachtet man den Pyrit als einzige relevante Eisenquelle, ergibt sich für diesen Verwitterungszustand eine theoretische Fe-Konzentration von 488 mg/l. In den Sickerwässern wurden 418 mg/l gefunden. Dieser Wert korreliert recht gut mit dem angenommenen Verwitterungszustand. Es kann davon ausgegangen werden, daß Teile des gelösten Eisens bereits wieder in Form von z.B. Oxihydroxiden oder Hydroxosulfaten ausgefällt wurden.

Speziationsschema

Für die Untersuchung der gelösten Spezies erwiesen sich die meisten literaturbekanntesten Speziationsschemata (FLORENCE u. BATLEY 1980, BUFFLE 1981, SCHWEDT 1981, BUFFLE 1988, SAUER 1990, SAUER u. LIESER 1994, MACH et al 1996, SCHWEDT 1997) als ungeeignet - teils wegen der benötigten Probenmengen, teils, weil Adsorptionsprozesse an Filtern etc. nur ungenügend berücksichtigt waren. In unserem Arbeitskreis wurde daher ein eigenes dreiteiliges Schema entwickelt. Die Wasserproben werden zunächst durch einen 450 nm-Filter filtriert bzw. aus dem Sediment gepreßt. Dann werden die Proben parallel einer Ultrafiltration über 1 kd-Membranen, einem Anionenaustausch bzw. einem Kationenaustausch mit Sartobind-Austauschereinheiten Q 100 und S 100 unterzogen. Anschließend werden die erhaltenen Lösungen mit Hilfe der ICPOES und der ICPMS analysiert und ihr Gehalt an DOC („dissolved organic carbon“) ermittelt. Begleitend werden die Sedimente mineralogisch untersucht.

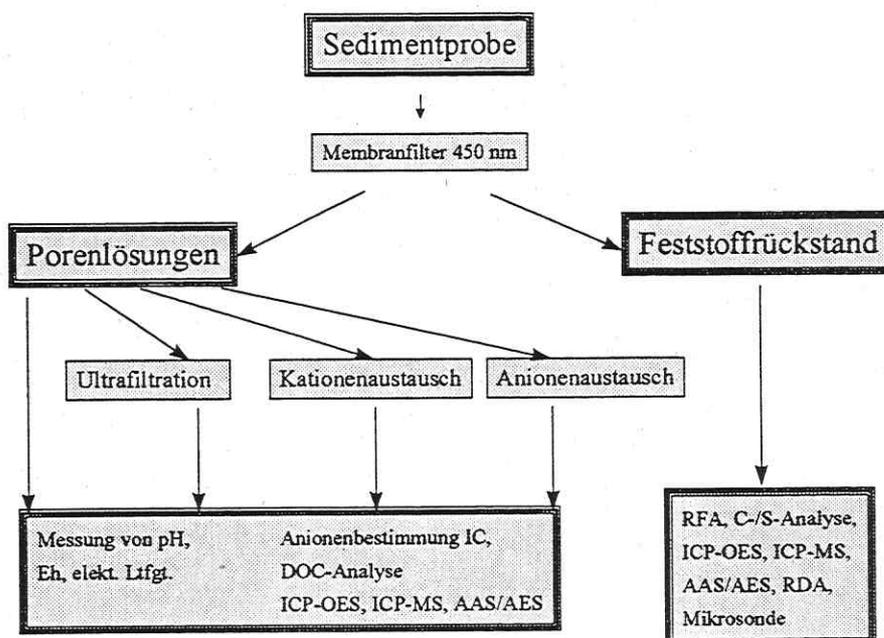


Abb.4: Speziationsschema nach Pleßow (1999)

Sulfat als Komplexbildner

Der am meisten ins Auge fallende, in großen Mengen vorhandene Komplexbildner in den Wässern des ehemaligen Tagebaus ist das Sulfat; seine Gehalte reichen in den von uns untersuchten Wässern bis zu 5,6 g/l. Eine synthetische Lösung, die sich in ihrer

Zusammensetzung an den untersuchten Wässern orientierte, wurde daher mit und ohne Sulfatzusatz dem Speziationsschema unterworfen (PLEBOW 1999). Dabei zeigte sich, daß ein Sulfatgehalt von 0,05 mol/l (\approx 4,8 g/l Sulfat) noch keine nennenswerten Auswirkungen hat. Bei 0,16 mol/l (\approx 15,4 g/l) jedoch zeigten sich deutliche Effekte: Bei der Ultrafiltration wurden viele Elemente vermehrt zurückgehalten; während Ag, Cd, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu und Hf ohne Sulfatzusatz die Membran nahezu ungehindert passierten (91-100 % im Durchlauf), fanden sich in Anwesenheit von Sulfat nur 79 - 84 % im Durchlauf. In ähnlichen Größenordnungen lagen die Auswirkungen auf die sonstigen Haupt- und Nebengruppenelemente.

Am Kationenaustauscher kam es zu einem erhöhten Durchlauf zahlreicher Elemente. Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ge und Ta passierten den Austauscher zu 26-34 %; in Abwesenheit von Sulfat wurden sie vollständig ausgetauscht. Am gravierendsten war der Unterschied bei Zr und Bi, die ebenfalls ohne Sulfatzusatz vollständig auf dem Kationenaustauscher verblieben, mit Sulfat aber zu 92 bzw. 100 % im Durchlauf zu finden waren. Auf das Verhalten der Lanthanoide hatte der Sulfatzusatz allerdings keine Auswirkungen. Anscheinend werden hier keine Komplexe gebildet, die stabil genug sind, um den Austauscher zu passieren. Am Anionenaustauscher wurden dagegen viele Elemente verstärkt zurückgehalten, wenn auch hier die Auswirkungen weit weniger drastisch waren; bei den Lanthanoiden La, Pr, Nd, Sm, Eu, Tb und Yb gingen die Konzentrationen im Durchlauf von 100 auf 92 - 95 % zurück. Etwas stärker war der Effekt auf Li, Be, Mg, Al, Ca, Sc, Co, Zn, Rb, Sr, Y, Cd und Sb; hier passierten statt 100% nur 90 - 94 % den Ionenaustauscher. Es kommt offensichtlich bei hohen Sulfatgehalten mit zahlreichen gelösten Kationen zur Bildung neutraler und anionischer Komplexe.

Organische Komplexbildner

Der wichtigste Komplexbildner in natürlichen Wässern sind die gelösten organischen Substanzen, deren Gehalt in der Größe DOC zusammengefaßt wird. Er erreicht in den untersuchten Proben bis zu 100 mg/l. Der DOC entzieht sich aufgrund seiner komplexen Zusammensetzung aus zahlreichen Fulvosäuren und Huminstoffen weitgehend einer differenzierteren Analytik. Nach der Isolierung lassen sich allerdings Summenparameter ermitteln (ABBT-BRAUN *et al.* 1990). Das Verhalten des DOC an verschiedenen Probenahmestellen unseres Untersuchungsgebietes ist sehr unterschiedlich; für jede Probe wäre also eine eigene Untersuchung des DOC nötig. Dem steht entgegen, daß in der Regel keine ausreichenden Probenmengen für die Isolierung des DOC verfügbar sind.

Um trotzdem einen Eindruck von den Auswirkungen der gelösten organischen Stoffe als Komplexbildner und der Bedeutung unterschiedlicher funktioneller Gruppen zu gewinnen, wurden Untersuchungen mit definierten organischen Substanzen sowie natürlichen Fulvosäuren aus einem Hochmoor und Huminstoffen durchgeführt (PLEBOW 1999, BRÜSCHKE unveröffentlicht). Dabei zeigte sich, daß die Fulvosäuren und Huminstoffe einen starken Einfluß auf das Verhalten der gelösten Spurenelemente hatten.

Bei der Ultrafiltration wurden ohne Zusätze nur Au (92 %), Tl (85 %), Pd (54 %) und Ta (45 %) in nennenswertem Umfang zurückgehalten. In Anwesenheit der Fulvosäure dagegen wurden die Elemente Ti, Sr, Zr, Nb, Mo, Sn, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Hf, Ta, W, Bi, Th und U zu 81 bis 97 % am Passieren der Membran gehindert. Am Kationenaustauscher waren die Effekte der Fulvosäure weniger ausgeprägt und auf einzelne Elemente beschränkt, z.B. Ti (im Durchlauf mit FS zu 58 %, sonst 0 %), Zr (80 % vs. 0 %), Sn (65 % vs. 0 %), Bi (76 % vs. 0 %) und andere. Dagegen machte sich der Fulvosäurezusatz am Anionenaustauscher stark bemerkbar: Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, aber

auch Sc, Ti, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu und Zn verblieben vollständig auf dem Anionenaustauscher, den sie zuvor ungehindert passieren konnten.

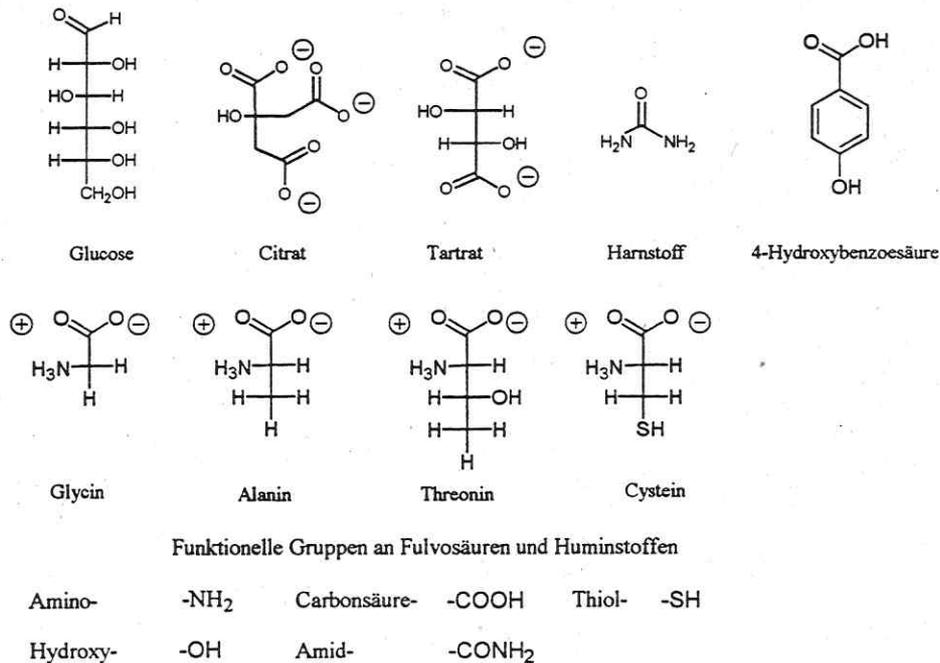


Abb. 5: Definierte organische Zusätze, deren Auswirkungen auf das Verhalten der Spurenelemente untersucht wurden

Offensichtlich werden in Anwesenheit der Fulvosäure Kationen in anionische oder neutrale Komplexe eingebunden. Allerdings ist der Einfluß dieser Zusätze nur begrenzt als Modell für den Einfluß der Fulvosäuren und Huminstoffe in unseren Proben heranzuziehen, da sich auch deren Zusammensetzung je nach Standort unterscheidet.

Um den Einfluß unterschiedlicher funktioneller Gruppen zu untersuchen, wurden Versuche mit definierten kleinen organischen Molekülen gemacht, die eine Vielzahl funktioneller Gruppen widerspiegeln, die auch an der Komplexbildung durch die natürlichen DOC-Komponenten beteiligt sind. Der Trend war in Anwesenheit dieser Substanzen ähnlich dem bei den natürlichen Zusätzen, allerdings quantitativ weit schwächer ausgeprägt. Bei der Ultrafiltration erhöhten sich die zurückgehaltenen Anteile in Anwesenheit von Cystein bei den Lanthanoiden auf 7 - 10 %, die übrigen Zusätze hatten geringere oder keine Effekte. Am Kationenaustauscher zeigte nur Citrat nennenswerte Auswirkungen: Ce, Pr und Nd konnten ihn zu 21 - 25 % passieren, Eu, Gd und Tb immerhin noch zu 12 - 14 %, während sie vorher vollständig zurückgehalten wurden. Beim Anionenaustausch gegen Hydroxid bewirkten dagegen alle untersuchten organischen Zusätze einen erhöhten Austausch. Während dies teilweise auch auf pH-Wert-Änderungen zurückzuführen sein könnte, zeigten Versuche zum Austausch gegen Chlorid, daß insbesondere in Gegenwart von Cystein die ausgetauschten Anteile drastisch zunahmten und für die Lanthanoide 26 - 44 % erreichten. Die Thiolgruppe des Cysteins scheint damit ein wichtiger Faktor für die Ausbildung stabiler Organo-Metall-Komplexe zu sein.

Untersuchung natürlicher Proben

Es wurden Proben aus Bohrkernen, Sicker- und Porenwässer, Grundwässer aus verschiedenen Tiefen eines Multilevelbrunnens sowie Oberflächenwässer untersucht. Die Konzentrationen der gelösten Elemente schwanken je nach Standort stark; besonders belastet waren vor allem Standgewässer im Kippenbereich zu Beginn der Flutung des Sees (PLEBOW 1999). Aber auch aus den Bohrkernen gepreßte Wässer wiesen z.T. hohe Gehalte an gelöstem Eisen und Aluminium sowie zahlreichen anderen Elementen auf.

Das Verhalten der Elemente beim Durchlaufen des Speziationsschemas war ebenfalls stark standortabhängig. Hier zeigt sich, in welchem Ausmaß verschiedenste Parameter (pH-Wert, Konzentrationen und Art von Komplexbildnern) Transportformen und damit Mobilitäten beeinflussen. Dazu kommt, daß sich das Verhalten und demnach auch die Zusammensetzung des DOC je nach Standort stark unterscheidet.

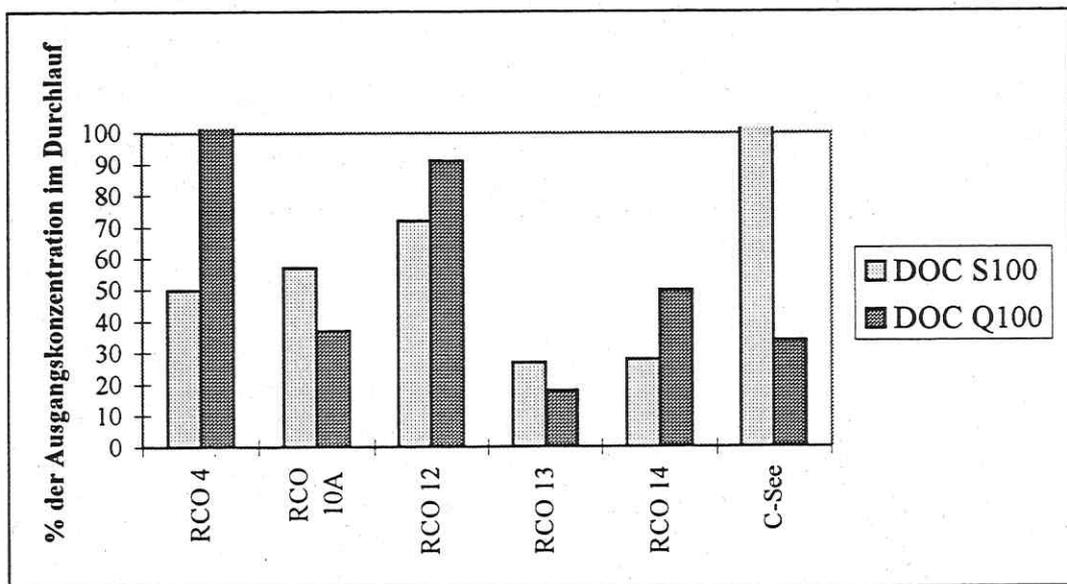


Abb. 6: Verhalten des DOC von verschiedenen Standorten beim Kationen-(S100) bzw. Anionenaustausch (Q100) (RCO 4/ RCO 12: Bohrungen im Kippenbereich, RCO 10/ RCO 13/ RCO 14 Bohrungen im Tagebaumfeld)

An RCO13 und RCO14 verhalten sich eindeutig Teile des DOC amphoter, d.h. sie wurden sowohl vom Anionen- als auch vom Kationenaustauscher zurückgehalten (die Summe der zurückgehaltenen Anteile ist größer als 100 %). Über alle Standorte variiert das Verhalten des DOC: Während an RCO4 überhaupt kein DOC durch den Anionenaustauscher zurückgehalten wurde, passierten ihn bei der Probe RCO13 weniger als 20 %. Umgekehrt fand sich der gesamte DOC aus dem See nach Passieren des Kationenaustauschers wieder, während bei RCO13 und RCO14 nur 20 - 25 % im Durchlauf blieben.

Im Fall von stabilen Komplexen zwischen gelösten organischen Substanzen und Spurenelementen, die nach den Voruntersuchungen durchaus zu erwarten sind, müßte das Verhalten der Spurenelemente an den Ionentauschern analog dem des DOC am jeweiligen Standort sein.

Ausblick

Zur weiteren Bestimmung des Lösungsverhaltens der Spurenelemente sind Versuche zum Adsorptionsverhalten der gelösten Elemente an Kaolinit und Quarz sowie an Eisenoxihydroxid und Pyrit geplant. Außerdem soll versucht werden, mit Hilfe des Speziationsprogrammes MINTEQA2 unterstützende Berechnungen anzustellen; es handelt sich dabei zwar um ein Programm zur Berechnung von Gleichgewichten, während die Verwitterung und ihre Folgeprozesse kinetisch kontrolliert sind, trotzdem könnten aber qualitative Aussagen möglich sein. Begleitend werden weitere Wasserproben aus dem Raum Cospuden mit unserem Speziationsschema untersucht. Außerdem werden mineralogische und chemische Untersuchungen am Kippenmaterial durchgeführt.

Dank

Die Arbeiten zu dieser Veröffentlichung wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Schwerpunktprogramms 546 „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser“, Arbeitsgruppe gefördert (Publikationsnummer 85).

Wir danken dem UFZ Halle-Leipzig GmbH und der LMBV für die Bereitstellung von Probenmaterial und die Unterstützung bei der Probennahme.

Literatur

- ABBT-BRAUN, G., FRIMMEL, F.H., SCHULTEN, H.-R., 1990: Strukturelle Charakterisierung isolierter aquatischer Huminstoffe - Anwendbarkeit, Grenzen und Vergleich ausgewählter Methoden - Vom Wasser 74, 325-338.
- ALPERS C.N., BLOWES D.W. (eds.), 1994: Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation - ACS Symposium, Washington, DC, Series 550, 659 S..
- BELLMANN, H.-J., STARKE, R. 1990: Ausbildung und Lithogenese des marinen Oligozäns der Leipziger Bucht - Z. angew. Geol. 25, 124-128.
- BIGHAM, J.M., MURAD, E. 1997: Mineralogy of ochre deposits formed by the oxidation of iron sulfide minerals - Advances in GeoEcology 30, 193-225.
- BIGHAM, J.M., SCHWERTMANN, U., TRAINA, S.J., WINLAND, R.L., WOLF, M. 1996: Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulfate waters - Geochimica et Cosmochimica Acta 60 (12), 2111-2121.
- BUFFLE, J., 1981: Speciation of trace elements in natural waters - Trends in Analytical Chemistry 4, 90-95.
- BUFFLE, J., 1988: Complexation reactions in aquatic systems: An analytical approach - Ellis Horwood, Chichester, 692 S..
- CESNOVAR, R., PENTINGHAUS, H. 1997: Anthropogener und geogener Einfluß auf die regionale Hydrogeochemie durch Öffnung der Braunkohlelagerstätten: Mineralogische Signatur des Abraums in Cospuden - In: Deutsche Mineralogische Gesellschaft [Hrsg.]: Berichte der Deutschen Mineralogischen Gesellschaft, Beiheft zum Eur. J. Mineral. 9 (1), 71.
- FLORENCE, T.M., BATLEY, G.E., 1980: Chemical Speciation in Natural Waters - CRC Critical Reviews in Analytical Chemistry 9 (3), 219-296.
- GLÄBER, W. 1995: Der Einfluß des Braunkohlebergbaus auf Grund- und Oberflächenwasser. Geowissenschaften 13 (8-9), 291-296.

- GUTT, B., REICHEL, F. 1991: Der Rohstoff Grundwasser und seine Nutzung im Lausitzer Braunkohlenrevier - In: Fleischer, G. [Hrsg.] Vermeidung und Verwertung von Abfällen 2, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, 235-244.
- HÄHNE, R. 1992: Kontamination von Grund- und Oberflächenwässern im ronneburger Uranbergbauggebiet - WLB Wasser, Luft und Boden 36, 24-26.
- JAMBOR J.L., BLOWES D.W., 1994: Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Waste - Mineralogical Association of Canada, Waterloo, Ontario, Vol.22, 438 S.
- KITTSTEINER, M., 1998: Mineralogisch-geochemische Charakterisierung und Elementmassenbilanzierung pyrithaltiger Sedimente aus den Braunkohletagebauen Zwenkau und Garzweiler - Diplomarbeit, Geochemisches Institut der Georg-August-Universität Göttingen, 69 S..
- KÖLLING M., SCHULZ H.D., 1993: Pyritverwitterung und saure Grubenwässer in Halden des Braunkohle-Tagebaus - Umweltgeologie heute 1, 41-47
- LMBV 1997: Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH Presse- und Öffentlichkeitsarbeit - Nach der Braunkohle kommt das Wasser, 13.
- MACH, M.H., NOTT, B., SCOTT, J.W., MADDALONE, R.F., WHIDDON, N.T., 1996: Metal Speciation: Survey of Environmental Methods of Analysis - Water Air Soil Poll 90, 269-279.
- MATTHES, G. 1961: Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser - Abh Hess L-Amt Bodenforschung 35, 85 S..
- MIBRAG 1996: Mitteldeutsche Braunkohlengesellschaft mbH GÖ Öffentlichkeitsarbeit [Hrsg.]: Tagebau Zwenkau - Faltbroschüre, 12 S.
- NORDSTROM, D.K. 1982: Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary iron minerals 37-57 in: Kittrick, J.A. (ed) - Acid Sulfate Weathering. Soil Sci Soc Am Special Publ 10.
- PLEBOW, A., 1999: Verfahren zur Bestimmung der Migrationsformen von Spurenelementen in Sickerwässern und Porenlösungen sulfidhaltiger Abraumhalden - Verlag für Wissenschaft und Forschung, Berlin, 158 S.
- SAUER, C., 1990: Chemische Form (Speziation) von Metallen in natürlichen Wässern - Dissertation, Technische Hochschule Darmstadt, 186 S..
- SAUER, C., LIESER, K.H., 1994 : Methoden der Speziation und Entwicklung eines erweiterten Speziationsschemas für die Bestimmung von etwa 20 Spurenelementen in Wasser - Vom Wasser 84, 1-18.
- SCHWEDT, G., 1981: Methoden zur Bestimmung von Element-Spezies in natürlichen Wässern - In: Bock, R., Fresenius, W., Günzler, H., Huber, W., Tölg, G. (Hrsg.): Analytiker Taschenbuch Bd. 2, Springer-Verlag, Berlin etc., 255-266.
- SCHWEDT, G., 1997: Elementspeziesanalytik - Chemie in unserer Zeit 4, 183-189.
- WEDEPOHL, K.-H. 1995: The composition of the continental crust - Geochim. Cosmochim. Acta 59, 1217-1232.
- WISOTZKY, F., 1994: Hydrogeochemische Reaktionen im Sicker- und Grundwasserbereich von Braunkohletagebaukippen - Grundwasser 3-4, 129-136
- WOHNLICH, S., VOGELGSANG, A.; GLÄBER, W.; DOHRMANN, H. (1997): Untersuchung hydrogeochemischer Prozesse am Beispiel der Braunkohletagebaukippe Zwenkau/Cospuden (Mitteldeutschland). GBL - Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder 4, Vortragsband zum Kolloquium in Halle 19.-21.2.1997.

U. WIEGAND¹ & G. KRÜGER²

Geochemische und mineralogische Charakterisierung von Kippensedimenten des Tagebaus Zwenkau – zeitabhängige Betrachtungen

¹ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ), Theodor-Lieser-Straße 4, D – 06120 Halle

² GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ), Telegrafenberg, D – 14473 Potsdam

Einleitung

Im noch bis Herbst 1999 aktiven Braunkohlentagebau Zwenkau, im mitteldeutschen Raum südlich von Leipzig, wird das beim Kohleabbau anfallende Abraummateriale als Kippenfläche direkt auf das Liegende verkippt. Bis 1993 wurden die Abraumschichten bei ihrer Schüttung nicht selektiert, das heißt, die tertiären und quartären Deckschichten wurden während der Verkipfung vermischt. Erst seit 1994 fand eine Trennung der Schichten statt, so daß nur noch tertiäre Sedimente auf die Abraumförderbrückenkippe (AFB-Kippe) geschüttet wurden. Die AFB-Kippe ist demnach eine inhomogene Mischung einer großen Vielzahl von Mineralien. Grundsätzlich nimmt das Schüttungsalter von Nordosten nach Süden ab, da der Kohlenabbau fächerförmig in südlicher Richtung vorangeht.

Das tertiäre Kippenmaterial besteht hauptsächlich aus der Abfolge der Böhlener Schichten (Alter: 30 - 35 Mio. Jahre), welche aus marinen Feinsanden (Grauer Sand und Muschelsand) und Schluffen (Brauner Schluff, Bänderschluft, Glaukonitschluff und Muschelschluff) aufgebaut sind. Die Sedimente der Böhlener Schichten sind besonders sulfidreich (1-5 %).

Im Sommer 1997 wurden auf dem Gelände des Tagebaus Zwenkau Meßpunkte in verschiedenen Förderbrückenschüttkörpern und damit in verschiedenen Schüttungsjahrgängen mittels des Global Positioning Systems (GPS) festgelegt (mittlere Abweichung ± 5 m). Diese Meßpunkte dienten gleichzeitig zur Entnahme von Bodenproben (Oktober 1997 bis Februar 1999) jeweils von der Oberfläche und aus 1 m Tiefe.

Es sollte versucht werden, eine Charakterisierung der Sedimente zu erstellen, um möglichst viele Informationen über das Kippenmaterial in Abhängigkeit vom Alter und der Lagerung zu sammeln. Zu diesem Zweck wurden die gewonnenen Kippensedimente durch klassische Verfahren der Bodenuntersuchung, wie beispielsweise die Bestimmung der pH-Werte, der Leitfähigkeiten und der Korngrößen untersucht. Weiterhin fanden geochemische Analysen der Proben mittels Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA, Haupt-, Neben- und Spurenelemente), thermoanalytische (Kohlenstoff-, Schwefel- und Karbonatgehalt) sowie mineralogische Analysen durch Röntgendiffraktometrie (RDA) statt. Zur Bestimmung des Lösungsverhaltens der einzelnen Elemente wurden die Sedimentproben mit bidestilliertem Wasser eluiert (DIN 38414 - Teil 4) und anschließend die Kationen, Anionen und Spurenelemente analysiert.

Die extreme Heterogenität der geschütteten Sedimentkörper erschwerte die Untersuchungen wesentlich. Schon ohne weitere Analyse lassen sich die inhomogenen Schüttungsverhältnisse der Kippenlandschaft erkennen. Während sich, durch Erosion bedingt, die feineren Tone in den Schwemmlächen sammeln und dort als großflächige Ablagerungen zu Wasserstauungen führen können, verbleiben auf der Kippenoberfläche die gröberen Kiese.

Um eine repräsentative Probenahme im gesamten Tagebaugelände durchführen zu können, wurde eine einzelne Rippe genauer untersucht. Der generelle Aufbau einer Schüttungsrippe – von Norden her flach ansteigend und nach Süden hin steil abfallend – ist in Abb. 1 dargestellt. Entsprechend den Punkten 1 bis 5 wurden Proben jeweils von der Oberfläche und aus 1 m Tiefe entnommen und untersucht. Dabei zeigte sich, daß schon innerhalb einer Rippe durch

die Heterogenität des Materials starke Schwankungen in den Meßergebnissen auftreten können.

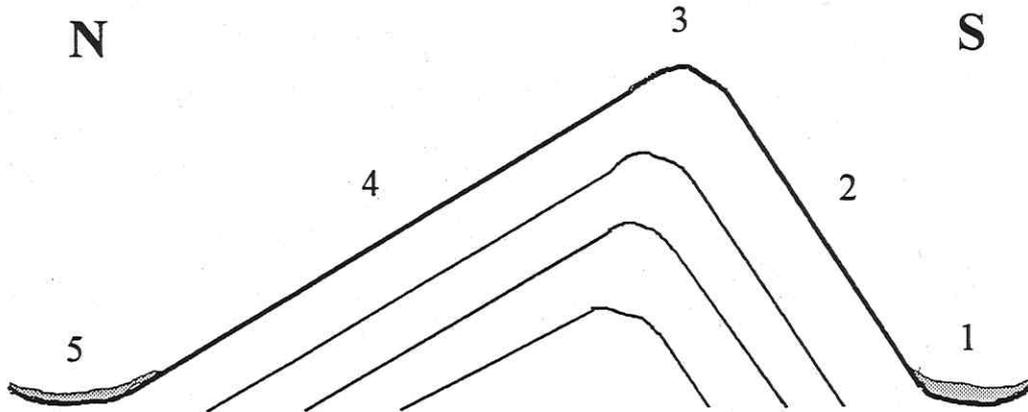


Abb. 1: Schematischer Aufbau einer Schüttungsrippe

Anhand der Voruntersuchungen ließ sich keine Position für eine optimale Beprobung finden. Um zumindest eine gute Vergleichbarkeit zu gewährleisten, erfolgte die Probenahme nur vom Top der zu untersuchenden Kippen (Position 3 in Abb. 1). Auf diese Weise konnten auch bei schlechten Witterungsbedingungen Proben gewonnen werden, was in den teilweise wassergefüllten Schwemmlächen nicht möglich war.

Ergebnisse und Diskussion

Die Kippen zeigen ein breites Korngrößenspektrum (siehe Abb. 2), was die Feldbeobachtungen weitgehend bestätigten. Während der Verkippung findet eine starke Vermischung der Sedimente des Vorfeldes statt, wodurch es primär zu einer heterogenen Zusammensetzung der einzelnen Kippen kommt, die wiederum großmaßstäblich als homogen anzusehen sind, da sie in ihrer mittleren Zusammensetzung den gesamten Abraum repräsentieren. Später kommt durch Abspülungs- und Verblasungseffekte des feinkörnigen Materials eine sekundäre Inhomogenisierung der Oberfläche der Kippenlandschaft hinzu, die zu Unterschieden in der Zusammensetzung des Kerns und der Oberfläche einer Rippe führt. Trotzdem zeigen die Kornsummenkurven der untersuchten Proben kaum signifikante Unterschiede zwischen den an der Oberfläche und den aus 1m Tiefe gewonnenen Proben. Im wesentlichen sind demnach die Effekte durch die unterschiedlichen Materialmischungen der einzelnen Kippen sehr viel größer, als daß zwischen Oberfläche und Kern einer Rippe durch die entsprechenden Korngrößenspektren unterschieden werden könnte.

Die untersuchten Proben weisen hohe Ungleichförmigkeiten auf. Berechnungen des Ungleichförmigkeitsfaktors (d_{60}/d_{10}) variieren zwischen 20 und 650. Dieser Grad an Ungleichförmigkeit ist typisch für das gesamte Kippengelände. Durch den starken Einfluß des d_{10} -Feinkornanteils bei der Berechnung ergibt sich, daß mit abnehmendem Feinkorngehalt die Ungleichförmigkeit zunimmt. Es handelt sich bei den stark ungleichförmigen Sedimentproben hauptsächlich um gemischt verkippete Sedimente (tertiäre und quartäre Schichten), in denen grobe Kiese neben feinen Tonen gleichermaßen vorliegen.

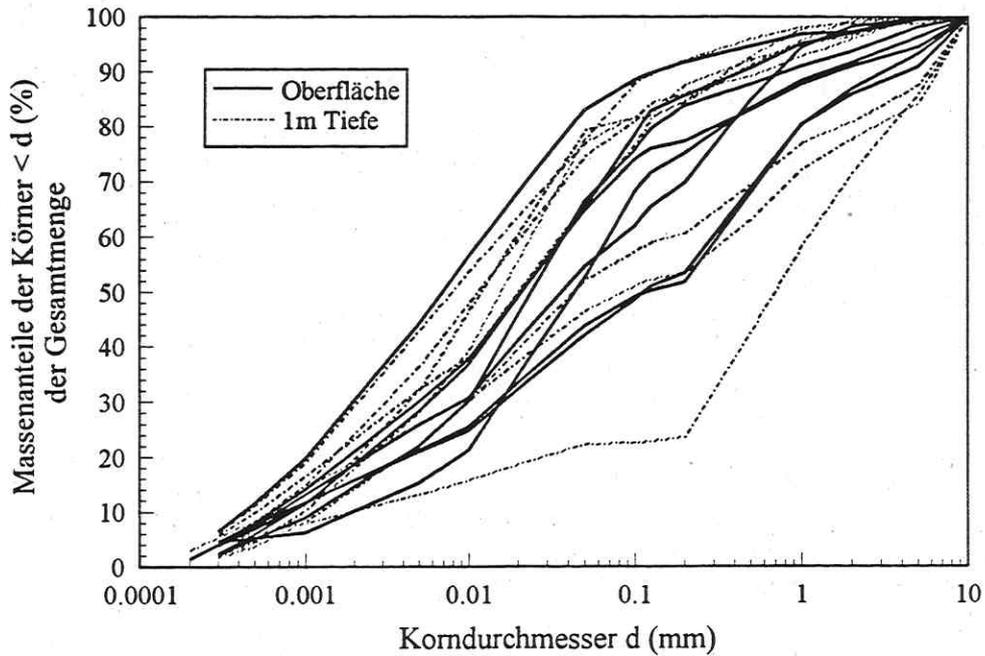


Abb. 2: Kornsummenkurven einiger Proben; durchgezogene Linien - Proben der Oberfläche; gestrichelte Linien - Proben aus 1m Tiefe

Die pH-Werte der Kippensedimente im Tagebau Zwenkau liegen im mäßig sauren bis extrem sauren Bereich. An der Oberfläche treten pH-Werte zwischen 1,6 und 5,7 und in 1m Tiefe zwischen 1,5 und 5,7 auf. Im wesentlichen gibt es keinen Unterschied zwischen dem pH-Wert an der Oberfläche und in 1m Tiefe. In Abb. 3 wird deutlich, daß es schon kurze Zeit nach der Verkippung der Sedimente zu einem starken Abfall des pH-Wertes kommt. Dabei sinkt der pH-Wert nach etwa einem Jahr bereits um mehr als 3 Einheiten.

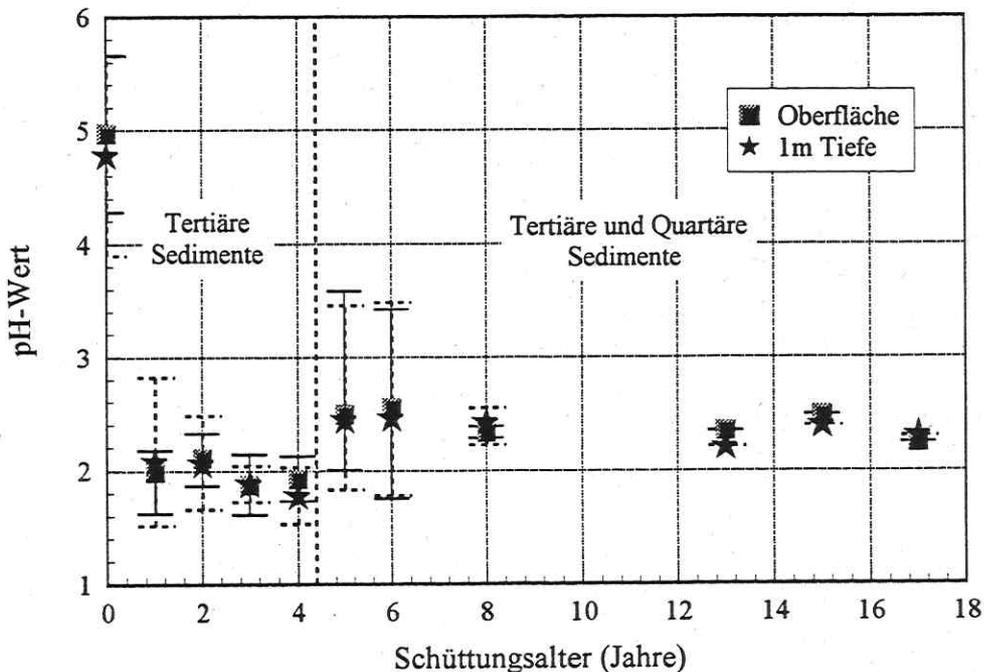


Abb. 3: pH-Werte der Kippensedimente in Abhängigkeit vom Schüttungsalter (in Jahren) im Tagebau Zwenkau

Die Verwitterung der Sedimente, hauptsächlich des Pyrits, scheint innerhalb des Kippenkörpers nicht gleichmäßig zu verlaufen, wie an den Schwankungen des pH-Wertes innerhalb eines Schüttungsjahrgangs zu sehen ist. Einen weiteren Aspekt stellen sicher auch die unterschiedlichen Ausgangskonzentrationen des Pyrits dar.

Es wurde festgestellt, daß die Sedimente mit einer helleren Färbung gegenüber den Sedimenten mit dunklerer Färbung einen höheren pH-Wert ($>2,5$) besitzen, was auf ihren größeren quartären Anteil zurückzuführen ist. Je höher der Anteil quartärer Sedimente im Kippenmaterial ist, um so mehr kann eine Pufferung des pH-Wertes durch Karbonate und andere Minerale wirken. In Abb. 3 ist dieser Sachverhalt gut zu erkennen. In den gemischt geschütteten Kippen pegelt sich der pH-Wert etwas höher ein als in den rein tertiär geschütteten Kippen. Dieser Übergang in der Schüttungsart läßt sich durch einen pH-Sprung von durchschnittlich 0,5 Einheiten zwischen den derzeit 4 und 5 Jahre alten Sedimenten nachvollziehen.

Um die starke pH-Wert-Absenkung in Kippensedimenten kurz nach ihrer Deponierung zu untersuchen, wurde eine frisch geschüttete Rippe ausgewählt, die in regelmäßigen Abständen beprobt wurde. Den Verlauf der pH-Wert-Absenkung zeigt Abb. 4. Deutlich ist eine starke Reduzierung innerhalb kürzester Zeit zu sehen. Die nach 1 Woche noch annähernd gleichen pH-Werte an der Oberfläche und in 1m Tiefe verändern sich sehr schnell. Bedingt durch den Einfluß des Luftsauerstoffs findet die pH-Wert-Absenkung an der Oberfläche schneller statt als in 1m Tiefe. 14 Wochen nach der Schüttung ist der pH-Wert an der Oberfläche und in 1m Tiefe bereits um etwa 3 Einheiten gesunken. Damit scheint der Hauptteil der Versauerung abgeschlossen, da in den darauffolgenden 13 Wochen die Abnahme des pH-Wertes weit weniger drastisch verläuft.

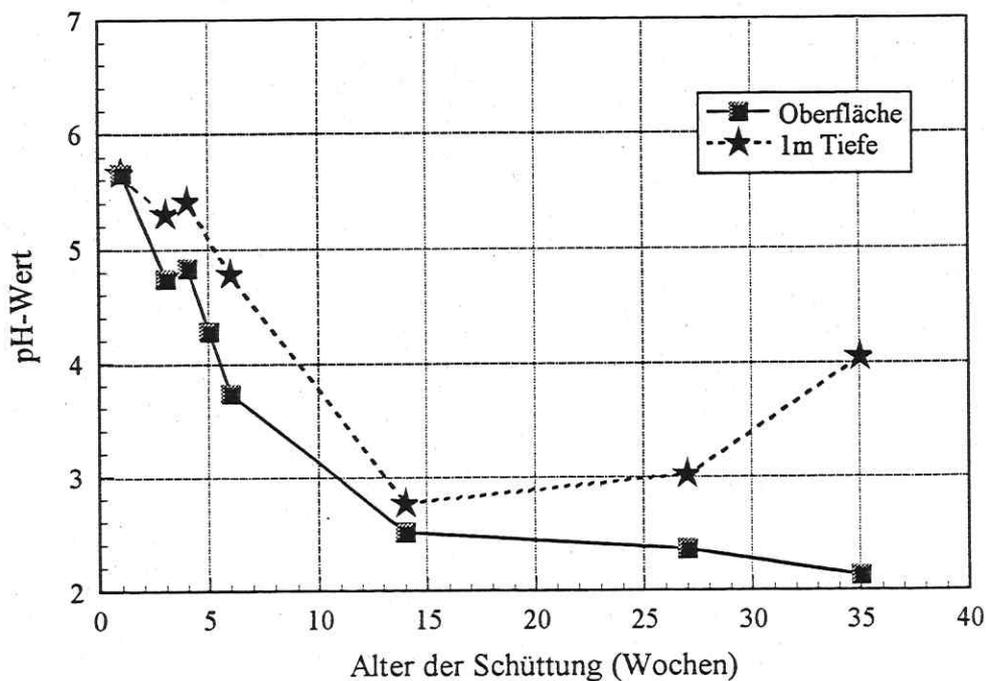


Abb. 4: pH-Wert-Absenkung mit zunehmendem Schüttungsalter einer Rippe

Bedingt durch den extrem niedrigen pH-Wert in den Kippensedimenten kann es leicht zu einer Mobilisierung verschiedener Elemente kommen. So werden bei niedrigeren pH-Werten deutlich höhere Leitfähigkeiten gemessen (siehe Abb. 5).

Mit Ausnahme weniger Proben ist die elektrische Leitfähigkeit in 1m Tiefe höher als an der Oberfläche. Dies läßt sich durch den Auswaschungs- und Transporteffekt mobiler Elemente

an der Oberfläche durch Niederschlagswasser erklären. Da kaum Wasser in 1m Tiefe gelangt, werden die Elemente zwar gelöst, aber nicht ausgewaschen.

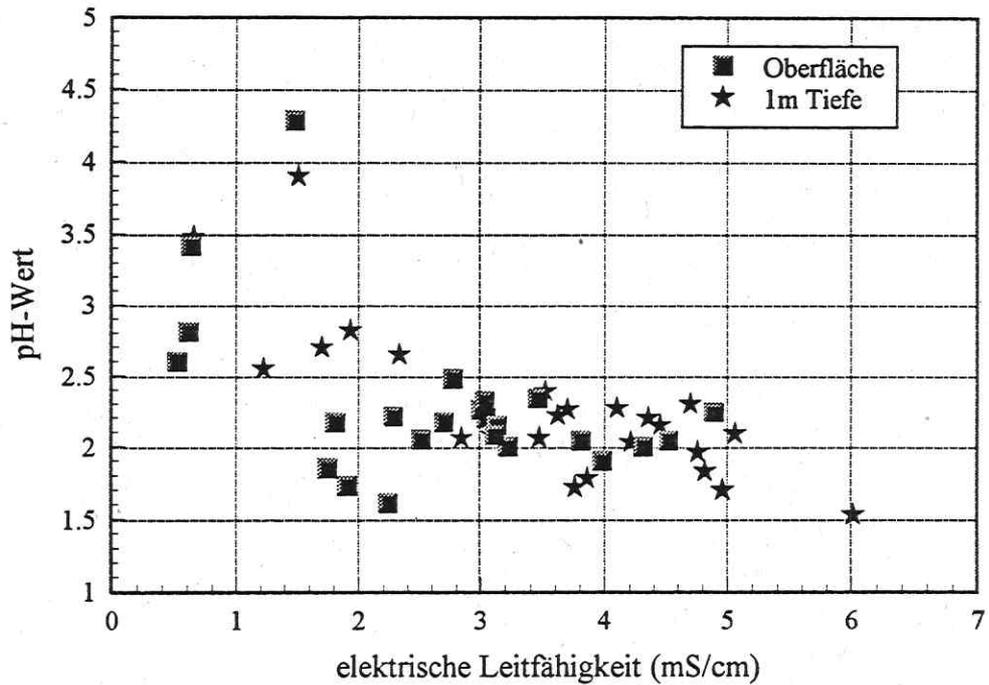


Abb. 5: Elektrische Leitfähigkeit (mS/cm) in Abhängigkeit des pH-Wertes

Durch die Untersuchung von Eluatproben konnte nachgewiesen werden, daß es aufgrund der stark sauren pH-Werte im Bodenwasser zu einer Mobilisierung verschiedener Elemente und Ionen (z.B. auch Schwermetalle) aus den Sedimenten kommt, welche sich dann im Kippenwasser zwischen den Schüttrippen sammeln. Die Mobilisierung der analysierten Elemente ist exponentiell vom pH-Wert abhängig (siehe Abb. 6).

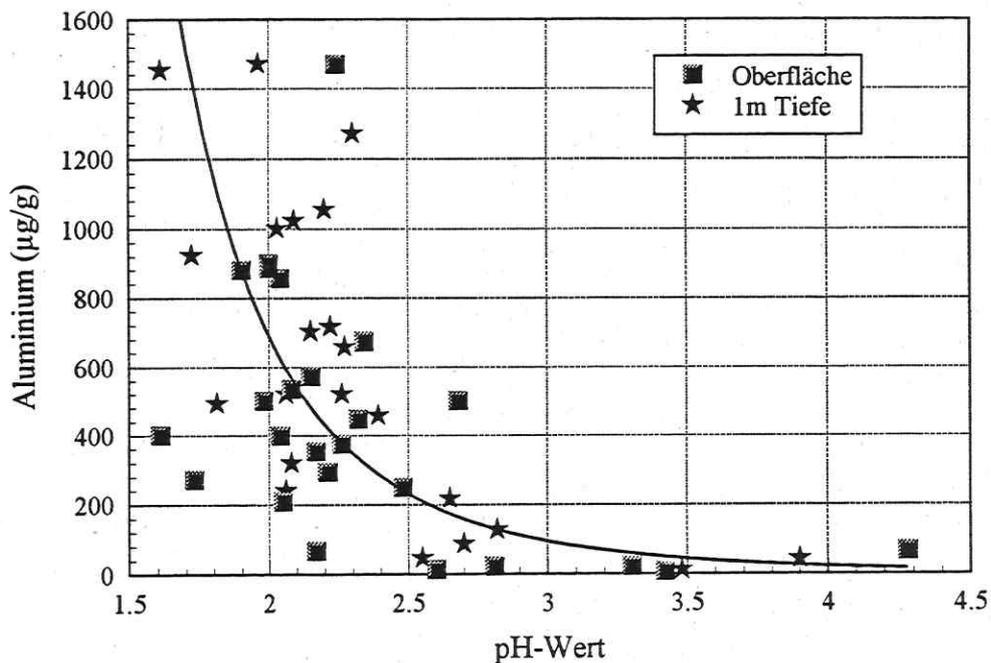


Abb. 6: Abhängigkeit der Elementkonzentration vom pH-Wert am Beispiel des Aluminium

Grund für die niedrigen pH-Werte ist die Freisetzung von Schwefelsäure während der Pyritverwitterung, die wiederum eine beschleunigte Verwitterungsreaktion anderer Minerale zur Folge hat. Eine sehr hohe Mobilisierbarkeit weist beispielsweise Sulfat auf. Beim Vergleich mit den RFA-Analysen der Sedimentproben stellt sich heraus, daß zwischen 7 % und 50 % Schwefel gelöst werden können. Noch stärker ist die Eluationsrate für Kalzium und Chlorid. Bei diesen beiden Elementen kommt es offensichtlich teilweise zur vollständigen Lösung. Sehr hoch ist auch die Konzentration einiger Schwermetallionen, die sich aus den Kippensedimenten, im wesentlichen den Tonmineralen, leicht mobilisieren lassen. Hauptsächlich handelt es sich um Kobalt, Nickel und Zink. Dabei werden bis zu 64 % gelöst. Sehr geringe Eluationsraten weisen die Elemente Silizium, Titan, Kalium, Phosphor, Vanadium und Barium im Verhältnis zu den Feststoffgehalten auf. Diese Elemente sind also noch fest in den Mineralen gebunden, wogegen die oben erwähnten Elemente schon sehr stark aus ihrem Verband gelöst wurden.

Die Ergebnisse der RFA - Untersuchungen zeigen, daß sich die Elementsignaturen der Proben aus 1 m Tiefe von denen der Oberfläche nicht wesentlich unterscheiden. Mit Ausnahme weniger Elemente und Verbindungen (SiO_2 , S, TiO_2 , Zn und Sn) ist auch keine Abhängigkeit der Konzentrationen vom Alter der Kippen beobachtbar. Für die Elemente Schwefel, Arsen, Molybdän und Vanadium ist ein Konzentrationsunterschied zwischen den gemischt verkippten Sedimenten (quartäre und tertiäre Schichten) und den verkippten tertiären Sedimenten festzustellen, der vermutlich schon in den unterschiedlichen Ausgangsmaterialien zu finden war.

Generell fällt auf, daß die Meßwerte sowohl innerhalb einer einzelnen Rippe als auch im gesamten Kippengelände hohe Schwankungsbreiten aufweisen, was im wesentlichen auf die stark heterogene Zusammensetzung der Kippenmaterialien zurückzuführen sein dürfte (siehe Tab. 1).

Tab. 1: Chemische Zusammensetzung der Kippensedimente an der Oberfläche u. in 1 m Tiefe

Hauptbestandteile	mittlere Konzentration [%] Oberfläche	Standard-abweichung [%] Oberfläche	mittlere Konzentration [%] 1m Tiefe	Standard-abweichung [%] 1m Tiefe
SiO_2	73,0	8,1	70,1	10,7
Al_2O_3	7,5	22,4	7,6	25,0
Fe_2O_3	3,4	20,4	3,8	23,1
TiO_2	0,7	23,5	0,7	24,9
MgO	0,7	24,8	0,7	30,1
CaO	0,6	42,7	0,7	28,3
Na_2O	0,2	36,9	0,2	35,4
K_2O	1,6	15,6	1,5	18,2
S	1,4	45,0	1,9	42,0

WÜNSCHE (1976) wies in Untersuchungen nach, daß in Schmelzwassersanden und Glaukonitsanden ein Calciumgehalt von 2,6 - 3,5 % auftreten kann. Da in den untersuchten Sedimentproben keine Karbonate nachgewiesen werden konnte, ist anzunehmen, daß die relativ niedrige CaO-Konzentration hauptsächlich von silikatisch oder sulfatisch gebundenem Calcium herrührt.

Deutlich niedrigere Schwefelkonzentrationen (bis 0,4 %) sind in Proben mit hohem quartären Anteil zu finden, da die quartären Sedimente im Gegensatz zu den tertiären Sedimenten des

Abraums nahezu frei von Schwefel sind. Die höhere Schwefelkonzentrationen (bis 4 %) in den tertiären Sedimenten sind im wesentlichen auf die Pyritgehalte zurückzuführen.

Bei der Auswertung der Meßdaten fiel auf, daß es eine Korrelation zwischen dem Schluff- und Tongehalt und einigen analysierten Elementen gibt. Je höher der Schluff- und Tongehalt ist, um so geringer ist der SiO_2 - und Na_2O -Gehalt (tritt hauptsächlich in Albit auf) und entsprechend größer ist die Konzentration an allen anderen Elementen. Grund dafür ist, daß in der gröberen Kornfraktion hauptsächlich Quarz zu finden ist, während in der Feinfraktion gegenüber dem Quarz deutlich mehr Nebenminerale auftreten.

Bei den Untersuchungen der Spurenelemente inklusive der Schwermetalle stellt sich heraus, daß mit Ausnahme weniger Elemente die Konzentrationen im Bereich tolerierbarer Richtwerte liegen (KLOKE, 1980). Es besteht also kein ungewöhnlich hohes Schwermetallreservoir. Ausnahmen bilden die Elemente Vanadium, Molybdän und Zirkon, deren Konzentrationen in einer Vielzahl der untersuchten Proben um bis zu 4-fach erhöhte Gehalte gegenüber den tolerierbaren Richtwerten aufweisen.

In den untersuchten Kippensedimenten herrscht ein qualitativ sehr ähnliches Mineralspektrum vor. Teilweise treten jedoch, abhängig von den Verkippungsbedingungen, starke Unterschiede in den Mineralgehalten auf. Dominierend in den untersuchten Proben ist das Mineral Quarz. Selbst bei einer Korngrößenfraktion $< 63\mu\text{m}$ verliert Quarz seine vorherrschende Stellung nicht.

In allen untersuchten Proben unterschiedlichen Alters treten weiterhin Gips, Kaolinit und Illit auf. Bis zu einem Lagerungsalter von ca. 1 Jahr konnte in den Kippen Pyrit sicher nachgewiesen werden. Für Kippen bis zu einem Alter von 3 Jahren gibt es nur noch Anzeichen für sein Vorhandensein. In noch älteren oberflächennahen Proben sind keine Hinweise auf Pyrit zu finden, da er hier vollständig oxidiert ist. Unter der Voraussetzung verdichteter und feiner Sedimente werden noch nach 3 Jahren in 2m Tiefe hohe Pyritgehalte (bis 3,9 %) analysiert. Dementsprechend kommt es in diesen Bereichen nur zu einer geringen Neubildung von Jarosit und Gips. Vermutlich verläuft die Pyritverwitterung nur bis in moderate Tiefen sehr schnell (abhängig von der Eindringtiefe des Luftsauerstoffs).

Schon nach relativ kurzer Zeit (< 1 Jahr) kann es zur Bildung von Jarosit – einem Verwitterungsprodukt von Pyrit – kommen, wie in den untersuchten Proben nachgewiesen wurde. Es gibt Anzeichen dafür, daß Jarosit und Pyrit in den jüngeren Proben (ca. 1 Jahr alt) gleichzeitig vertreten sind. Da es sich um Prozesse der Auflösung und Neubildung handelt, die nicht schlagartig erfolgen, können verschiedene Mineralassoziationen kurzzeitig nebeneinander erhalten sein.

Gips ist schon in frisch verkippten Sedimenten feststellbar. In einigen Proben treten starke Differenzen in der Gipskonzentration auf. In ca. 70 % der Proben ist der Gipsgehalt an der Oberfläche geringer als in 1m Tiefe, da er durch Zufuhr von Wasser (z.B. Regen) sehr schnell wieder gelöst werden kann. Auch bei den Mineralen Kaolinit und Illit ist der Gehalt an der Oberfläche geringer als in 1m Tiefe. Ganz anders verhält es sich bei Jarosit. Die Konzentrationen an der Oberfläche und in 1m Tiefe schwanken recht stark.

Während der Hauptteil der Minerale keine eindeutigen Altersabhängigkeiten zeigt, deutet sich für Kaolinit eine geringe Konzentrationsabnahme mit zunehmendem Schüttungsalter an, was vermutlich auf seine Verwitterung zurückzuführen ist.

Für Gips und Jarosit konnte an der Grenze zwischen den verkippten tertiären Sedimenten (ab 1994) und den gemischt verkippten Sedimenten (bis 1993) ein Sprung zu geringeren Konzentrationen festgestellt werden. Die Ursache ist vermutlich in der geringeren Säureführung der älteren Sedimente zu suchen, da in diesen die Acidität durch den quartären Anteil verringert ist. Es werden somit nicht genügend Ionen und Elemente für die Neubildung von Mineralen zur Verfügung gestellt.

Karbonat konnte in den untersuchten Proben nicht nachgewiesen werden. Es wurde offensichtlich aufgrund der hohen Schwefelsäurebelastung der Kippen, die bei der

Pyritoxidation entsteht, sehr schnell zersetzt. Im Südteil des Tagebaus Zwenkau, in dem die Kippen bereits 13 bis 17 Jahre alt sind, kann man auch heute noch „Kalkkonkretionen“ finden. Es handelt sich dabei um kugelförmige ca. 15 cm große Gebilde. Hauptbestandteile sind Dolomit und Calcit. Weiterhin treten Alunogen, Montmorillonit und Gips auf. Das Auftreten dieser „Kalkkonkretionen“ zeigt, daß es ursprünglich in den Kippen Karbonat gegeben hat. Diese kugelförmigen Gebilde konnten sich trotz Pyritverwitterung lange im Tagebau halten, da sie in größeren Formen auftraten und somit länger der Säurebelastung standhalten können. Feinere Karbonatbestandteile sind schneller verwittert.

Da auch bei der Untersuchung des derzeitigen Tagebauvorfeldes keinerlei Karbonate nachgewiesen wurden, ist davon auszugehen, daß die jetzt verkippten Sedimente des Tagebauvorfeldes aus der Randfazies stammen. BELLMANN (1976) wies darauf hin, daß es im Bereich der Randfazies zum Ausbleiben von Karbonaten kommen kann.

Neben der Jarosit- und Gipsneubildung in den Kippen kommt es im Tagebau Zwenkau zu weiteren Sekundärmineralbildungen. Diese Mineralneubildungen treten ausschließlich in den Naßbereichen des Tagebaus auf, in denen das Wasser mit wechselnder Menge über eine breite Fläche fließt. In Zeiten verminderten Durchflusses kommt es durch Verdunstungserscheinungen lokal zur Herabsetzung der Löslichkeit und damit zu Ausfällungen. Dabei entstehen Gips, Eisenhydroxid und Jarosit, Minerale, die bei der Oxidation von Pyrit gebildet werden. Das RDA-Spektrum zeigt, daß das gelöste Eisen in amorphen Fe-Oxiden/ Hydroxiden gebunden ist. In Laboruntersuchungen (GLÄSSER et al., 1997) konnte gezeigt werden, daß sich unter sauren Bedingungen durch die Oxidation von Pyrit neben den genannten Mineralneubildungen auch Copiapit, Halotrichit, Voltait und Rozenit nachweisen lassen.

Da kein Karbonat in den untersuchten Kippensedimenten nachgewiesen wurde, kann davon ausgegangen werden, daß der ermittelte Gesamtkohlenstoff gleich dem organischen Kohlenstoff ist.

Der organische Kohlenstoffgehalt in den untersuchten Proben schwankt stark. Die maximale Konzentration beträgt 7,02 %, das Minimum liegt bei 0,26 %. Die hohen Anteile an organischem Kohlenstoff sind Kohlenreste im Sediment. Bei der Verkipfung der Sedimente werden auch immer Reste der abgebauten Kohle mit abgelagert, die in unterschiedlicher Größe (bis in den cm-Bereich) zwischen den Sedimenten in den Kippen zu finden sind. Niedrige C_{org} -Gehalte treten in den Sedimentproben auf, in denen der quartäre Anteil besonders hoch ist.

Abb. 7 zeigt die Abhängigkeit des Gesamtkohlenstoffgehaltes vom Schüttungsalter der Kippen. Es läßt sich kein eindeutiger Trend feststellen. Die scheinbare Abnahme mit zunehmendem Schüttungsalter beruht offensichtlich auf dem Wechsel von gemischt verkippten Schichten zu rein tertiären Sedimenten.

Die relativ geringe Menge an organischem Kohlenstoff in den quartären Schichten ist vermutlich auf Kohlereste zurückzuführen, die während der Verkipfung in den Kippenkörper mit eingelagert wurden. Generell zeigt sich, daß in den Sedimenten mit einem höheren Sand- und Kiesgehalt der Kohlenstoffgehalt niedrig ist, in Sedimenten mit höherem Schluff- und Tonanteil dagegen zunimmt.

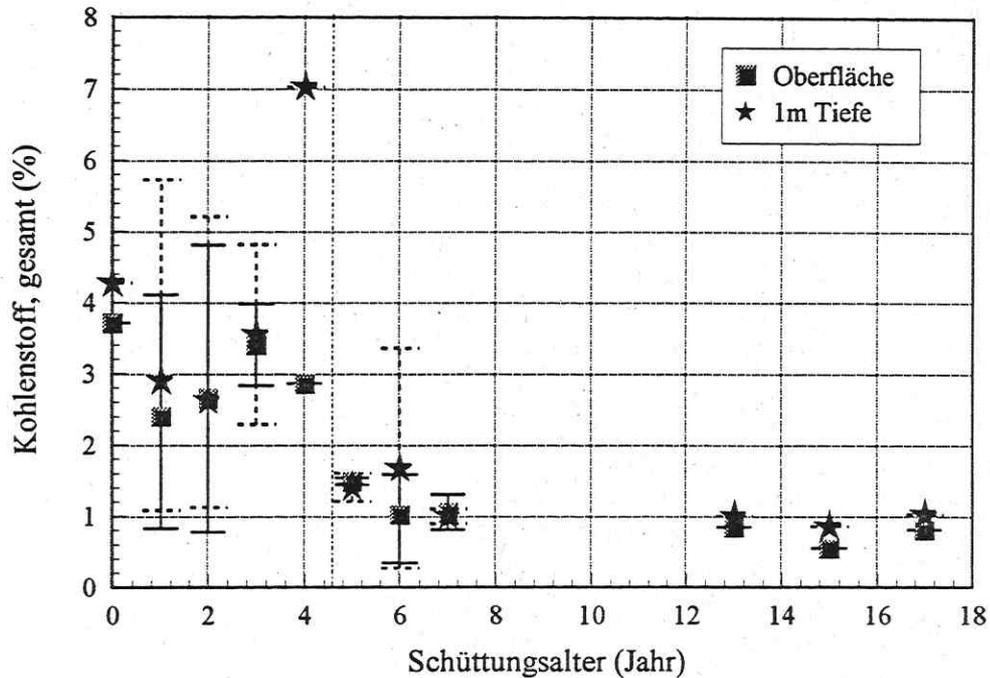


Abb. 7: Kohlenstoffgehalt in Abhängigkeit vom Schüttungsalter

Zusammenfassung

Nur ein kleiner Teil der durchgeführten Untersuchungen lieferten Ergebnisse, die zeitabhängige Betrachtungen zulassen. Der kleinräumig äußerst heterogene Kippenkörper bewirkt, daß eine große Anzahl von Vergleichen zu wenig sinnvollen Ergebnissen führt. Daher läßt sich nur für den pH-Wert, den Kohlenstoffgehalt und für einige Minerale eine Abhängigkeit vom Schüttungsalter zeigen. Die Veränderungen sind oft innerhalb kürzester Zeit (< 1 Jahr) abgeschlossen.

Offensichtlich lassen sich die quartären und tertiären Kippensedimente an ihrem Mineralbestand unterscheiden. Da die verkippten quartären Sedimenten nahezu keinen Schwefel enthalten, tritt in den Kippenregionen mit höherem quartären Anteil gegenüber den Regionen mit einem höherem tertiären Anteil eine geringere Versauerung auf. Der pH-Wert in tertiären Sedimenten sinkt demnach tiefer bis auf Werte um 1,5 ab. Eine Pufferung des pH-Wertes der Sedimente ist mangels entsprechender Minerale nicht ausreichend möglich, so daß auch die Aziditätsverhältnisse in Bereichen mit höherem tertiären Anteil deutlich schlechter sind als in quartär dominierten Kippenbereichen. Die Pyritverwitterung wird durch die hohe Azidität und die relativ gut durchlüfteten Kippenkörper stark begünstigt.

In den Schwemmflächen zwischen den Kippenkörpern ist die Durchlässigkeit auf Grund der hohen Ton- und Schluffgehalte stark herabgesetzt. Da jedoch der Feinkornanteil erst im Laufe der Zeit durch Erosion eingeschwemmt wird, ist bis zum Zeitpunkt der Abdichtung durch Ton und Schluff die Pyritoxidation meist schon abgeschlossen, so daß die Sedimente auch hier in oxidierter Form vorliegen.

Die Sedimente des Tagebaus Zwenkau sind extrem ungleichkörnig. Es handelt sich zumeist um stark tonige Sande bis schluffige Tone. Lokal sind jedoch auch gröbere Kiese neben der feinkörnigen Fraktion zu finden. Diese führen aber auf Grund des breiten Korngrößenspektrums zu keinen nennenswerten Unterschieden in den Kornsummenkurven.

Die Lagerungsdichte an der Oberfläche der Kippen ist nicht sehr hoch, daher ist der Porenanteil recht groß. Durch Auswaschungs- und Transporteffekte werden die feineren Kornfraktionen und die bei der Verwitterung gelösten Ionen abgeschwemmt und in den

Schwemmflächen zwischen den einzelnen Rippen abgelagert bzw. angereichert. Der Grad der Freisetzung von Ionen ist stark vom pH-Wert abhängig.

Auch in der chemischen Zusammensetzung treten, bedingt durch die heterogene Mischung der Sedimente, hohe Schwankungen auf, so daß kein signifikantes Unterscheidungsmerkmal zwischen den an der Oberfläche und den aus 1m Tiefe gewonnenen Sedimentproben auffällt. Jedoch läßt sich ebensowenig von einem lokalen Probenahmeort auf die Verhältnisse in seinem Umfeld schließen. Die stark streuenden Verteilungen der Elementkonzentrationen in den untersuchten Proben lassen somit nur in einem großflächigen Rahmen zu, von den Sedimenten der Oberfläche auf die in geringer Tiefe (bis zu etwa 1m) zu schließen.

Neben geringen Mengen von Albit, Illit, Kaolinit und Orthoklas enthalten die im Tagebau Zwenkau verkippten Sedimente hauptsächlich das Mineral Quarz. Bis etwa 1 Jahr nach der Verkipfung tritt auch das Mineral Pyrit in den Kippen auf. Jedoch setzt schon sehr schnell nach der Ablagerung die Verwitterung ein, die zur Oxidation des Pyrits führt, so daß es innerhalb kurzer Zeit zur Zerstörung des Minerals kommt. Dabei ist die Geschwindigkeit und Intensität der Verwitterung davon abhängig, welche Lagerungsverhältnisse der Sedimente vorliegen und inwieweit ein Vordringen des zur Oxidation nötigen Luftsauerstoffs in tiefere Schichten möglich ist. So sind selbst in älteren Kippen lokal höhere Pyritkonzentrationen in Tiefen > 1m zu verzeichnen.

Quartäre und tertiäre Kippensedimente unterscheiden sich deutlich in ihrem Mineralbestand. Da in den verkippten quartären Sedimenten nahezu kein Schwefel (Sulfidschwefel = potentieller Säurelieferant) enthalten ist, kommt es im Zuge der Verwitterung zu einer geringeren Neubildung von Gips, Jarosit, Eisenhydroxid sowie gelegentlich Alunogen.

Im Vergleich zu bergbaulichen Abraumsedimenten in anderen Regionen bilden die Kippensedimente des Tagebaus Zwenkau kein wesentlich erhöhtes Schwermetallreservoir. Durch den niedrigen pH-Wert bedingt, findet aber eine deutlich größere Mobilisierung der Spurenelemente und Schwermetalle statt. Die Schwermetalle werden dabei in verschiedene metastabile Speicherminerale eingebaut, aus denen sie bei der Verwitterung und Zerstörung des Mineralbestandes wieder freigesetzt werden können und somit eine Kontamination der Umgebung des Tagebaus möglich ist.

Danksagung

Das Vorhaben ist Bestandteil des BMBF - geförderten Verbundprojektes „Luft- und bodengestützte spektrometrische Untersuchungen zur Differenzierung reaktiv veränderter Braunkohlentagebauebiete in Mitteldeutschland“ zwischen dem GFZ, der DLR, der GAF und dem UFZ.

Wir möchten uns auf diesem Weg bei der MIBRAG für Ihre Unterstützung während der Geländeuntersuchungen im Tagebau Zwenkau sowie für zahlreiche Informationen bedanken.

Literatur

- BELLMANN, H.-J. (1976): Zur Geologie und Mineralogie der Abraumschichten der Braunkohle in der Leipziger Bucht südlich von Leipzig.- Diss. Uni Freiberg, 188 S.
- GLÄSSER, W., LAZIK, D. & WITZKE, T. (1997): Versuche zur Simulation der Sekundärmineralbildung auf Kippenmaterial eines Braunkohlentagebaus im nördlichen Weißelsterbecken.- Europ. J. Mineral., H. 9, S. 121.
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte '80: Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- Mitt. VDLUFA, H. 1-3, 9-11.
- WÜNSCHE, M. (1976): Die bodenphysikalischen, -chemischen und -mineralogischen Eigenschaften der Abraumsstrate und ihre Eignung für die Wiederurbarmachung im Braunkohlenrevier südlich von Leipzig.- Uni. Diss. 196 S., Dresden.

R. CESNOVAR & H. PENTINGHAUS

Mineralogische Signaturen des Abraums in Cospuden und Zwenkau: Die Folgen der Flutung des Tagebaurestlochs

Mineralogisches Institut, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 236, D-69120 Heidelberg

Kurzfassung

Die Sedimentgemische der Kippenkörper in Cospuden und Zwenkau, repräsentativ für viele Tagebaue in Mitteldeutschland, enthalten hohe Anteile an FeS_2 (3,6%). Auf der offenen Kippe erfolgt rasche Ausbildung von sauren Oxidationszonen mit hohen Gehalten an Salzen und ökotoxischen Elementen sowie freier Schwefelsäure. Bei relativ geringen Niederschlägen mit starker Verdunstung bleiben die wasserlöslichen Inventare weitgehend ortstreu. Die freigesetzte Schwefelsäure treibt Folgereaktionen, in deren Verlauf als Sekundärphasen Gips, amorphes SiO_2 und Jarosit gebildet werden. Bei teilweiser Pyritoxidation in Bereichen ausreichender Pufferkapazität bildet sich neben Gips aus der CO_2 -reichen Atmosphäre in der Kippe Siderit. Mit der Flutung sind ganz bestimmte Zeitigkeiten verbunden. Kurzfristig werden im Verlaufe der Sättigung zunächst die wasserlöslichen Inventare wirksam. Nach Sättigung des Kippenkörpers und der begleitenden Dispersion sowie Verdünnung bleibt der pH-Wert immer noch unter 2.5. Das Gesamtwasser ist nun mit ökotoxischen Elementen extrem belastet. Mit dem unveränderten Kippenmaterial laufen alle weiteren Reaktionen unter gesättigten Bedingungen mit einer Kinetik ab, die für Oxidationsvorgänge vom verfügbaren Sauerstoff oder auch von der Konzentration an Fe^{3+} abhängen. Die Folgen der Flutung von Restlöchern des Braunkohletagebaus in Mitteldeutschland werden im wesentlichen durch den Export ökotoxischer und saliner Inventare aus den gesättigten Kippen in abströmende Grundwasserleiter und, je nach Wegsamkeit, auch in die Flutungsseen bestimmt werden. Alle stofflichen Einschätzungen beruhen auf der bisherigen Untersuchung der rein anorganischen Reaktionen. Der Einfluß der organischen Inventare sowie der Geomikrobiologie auf die komplizierten Reaktionsketten ist vollständig offen. In der Zukunft sind enorme interdisziplinäre Anstrengungen erforderlich, um die Folgen der Flutung der Restlöcher des Braunkohletagebaus in Mitteldeutschland voraussagbar machen zu können.

Einleitung

Braukohlengewinnung im Tagebau hinterläßt riesige Volumina an Abraum. In den abgelegten Sedimentgemischen erfolgt durch Belüftung und Feuchtigkeitszutritt die Verwitterung der Sulfide. Die dabei freigesetzte Schwefelsäure ist dann der Motor für eine Folge weiterer Reaktionen, in deren Verlauf Sekundärphasen gebildet und ökotoxische Elemente freigesetzt werden. Für eine hydrogeologische Bewertung der möglichen Folgen sind nicht nur die Erfassung aller Wasserdaten, sondern auch die Aussagen der sich entwickelnden Mineralogie der Kippen notwendig. Im Rahmen der interdisziplinären Zusammenarbeit mit der Sektion Hydrogeologie des UFZ in Halle ist die mineralogische Bearbeitung der Kippen und ihrer Inventare durch Cesnovar (1999) erfolgt. Sie bildet die Grundlage für diesen kurzen Überblick.

Die mineralogischen Signaturen

Die Bestimmung der mittleren mineralogischen Zusammensetzung des Abraums ist schwierig und mit einer Reihe von Fehlern behaftet. Die in der Abb. 1a angegebenen Verhältnisse beruhen

auf der röntgenographischen Phasenanalyse relativ kleiner Probenkörper und enthalten auch alle verfügbaren petrographischen und stratigraphischen Daten. In diesem Zusammenhang ist der Pyritgehalt die wichtigste Größe, er liegt mit 3,6% eher an der unteren Grenze. Der Pyritgehalt ist im Falle einer Sulfidoxidation direkt dem Ausmaß der gebildeten Schwefelsäure und damit den möglichen Folgen proportional. Auf den Kubikmeter Abraum bezogen sind das 35kg FeS₂ bzw. 28 kg H₂SO₄. Die Pufferkapazität gegenüber der Schwefelsäure ist bei den geringen Kalzit- und Dolomitgehalten viel zu gering, so daß in jedem Fall eine erhebliche Versauerung auftritt. Ein Vergleich mit den Verhältnissen am Niederrhein, Abb. 1b, zeigt, daß die Folgen der Sulfidoxidation in Mitteldeutschland ein vielfaches Ausmaß haben werden.

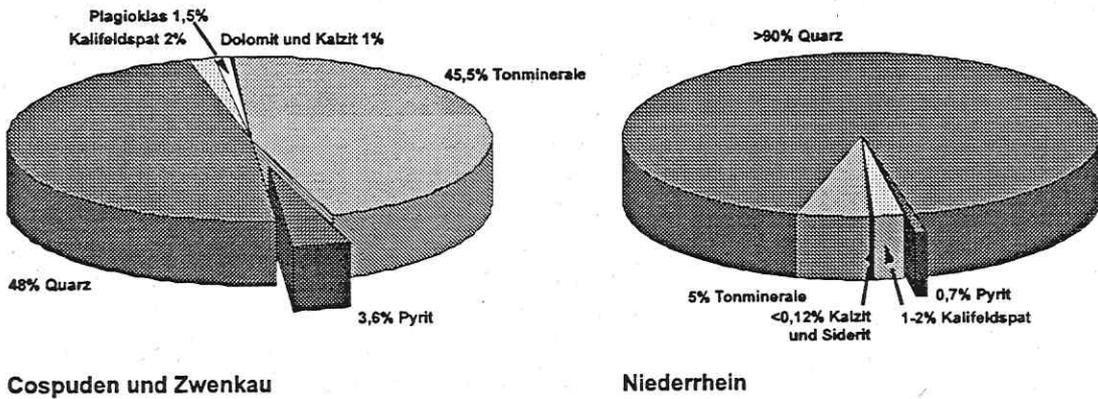


Abb. 1a: Mittlere Mineralgehalte der Kippen in Cospuden und Zwenkau
 1b: Mittlere Mineralgehalte des Abraums am Niederrhein (Wernery-Seidel, 1958)

Die möglichen Reaktionsabläufe von der Pyritoxidation bis zur Sekundärmineralisation im sauren Bereich sind in einem Fließbild in der Abb. 2 zusammengefaßt.

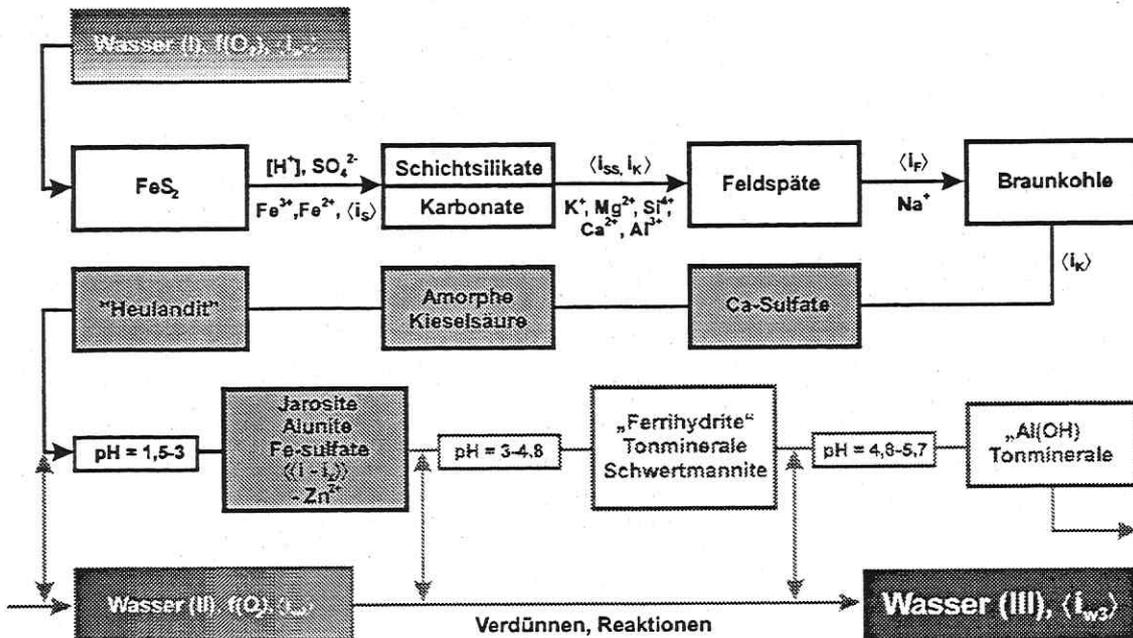


Abb. 2: Fließbild der Pyritoxidation und der Folgereaktionen im Abraum. Phasenneubildungen sind grau markiert. In spitzen Klammern stehen die Inventare an ökotoxischen Elementen. Hinter den Reaktionspartnern stehen die Elemente, die zusätzlich in Lösung gehen.

Nach der Pyritoxidation reagiert die Schwefelsäure zunächst mit den Karbonaten unter Bildung von Gips. Der Nachweis von Gips in den Kippensedimenten ist ein Indikator für vorangegangene Pyritoxidation. Da die Kippenkörper stark untersättigt sind, laufen die Vorgänge in stark sauren Reaktionsfilmen ab. Hierin konzentrieren sich sowohl die Hauptelemente aus der Auflösung der Minerale als auch deren Inventare an ökotoxischen Elementen, die in spitzen Klammern stehen. Wegen der geringen Löslichkeit der Kieselsäure bilden sich bald amorphe SiO_2 -Körper als zweite Sekundärphase aus. In erheblichem Umfang wird als dritte Phase ein Zeolith vom Heulandittyp beobachtet, dessen kristallographischen Daten noch nicht in allen Einzelheiten bekannt sind. Wenn in der Lösung neben Fe^{3+} auch K^+ verfügbar wird, bildet sich Jarosit als vierte Sekundärphase. Diese Kristallart baut viele ökotoxische Elemente in ihr Gitter ein und bildet für diese eine Senke. Da der pH-Wert im Bereich der Pyritoxidation unter 2.6 bleibt, kann eine Hydrolyse des Jarosits erst später erfolgen, wenn die Säuregehalte nach einer Verdünnung durch die Flutung abnehmen. Alle anderen Elemente verbleiben also mit erheblichen Konzentrationen in Lösung.

Eine Oxidationszone im Abraumkörper haben wir bei der Bestimmung der Mineralogie des Materials aus der SGM-Bohrung im abgedeckten Bereich der Kippe in Cospuden zuerst entdeckt und zwar bei Teufen zwischen 18 und 20 Metern. In der Abb. 3 ist der Phasenbestand teufenabhängig in seinen relativen Verhältnissen wiedergegeben. In der Oxidationszone gibt es keine Pyrite mehr. Gips, Jarosit und „Heulandit“ sind die leicht bestimmbaren Neubildungen. Am Auftreten von Gips und zum Teil von „Heulandit“ ist ersichtlich, daß bei anderen Teufen eine Teiloxidation der Pyrite erfolgte. Da hier der pH nicht stark abgesenkt ist und kein Sauerstoff mehr vorhanden ist, bildet das zweiwertige Eisen mit dem vorhandenen CO_2 als Sekundärphase hier Siderit. Die Zustände in der Oxidationszone sind durch die Bedeckung weitgehend konserviert. Auch die erheblichen Mengen wasserlöslicher Inventare sind ortstreu geblieben.

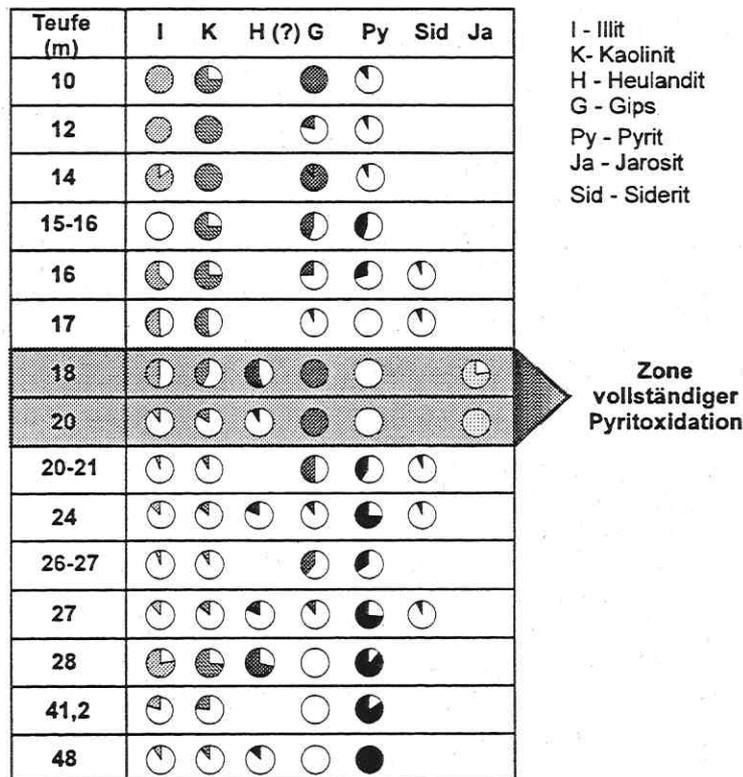


Abb. 3: Teufenabhängiger relativer Phasenbestand in der SGM-Bohrung in Cospuden.

Die bereits angesprochene Neubildung von amorphem SiO_2 ist röntgenographisch nachweisbar, wie in der Abb. 4 dargestellt. Deutlich ist im Bereich von 20° bis 30° 2θ ein „amorpher“ Buckel zu beobachten, den wir eindeutig auf die Bildung eines SiO_2 -Gels zurückführen können.

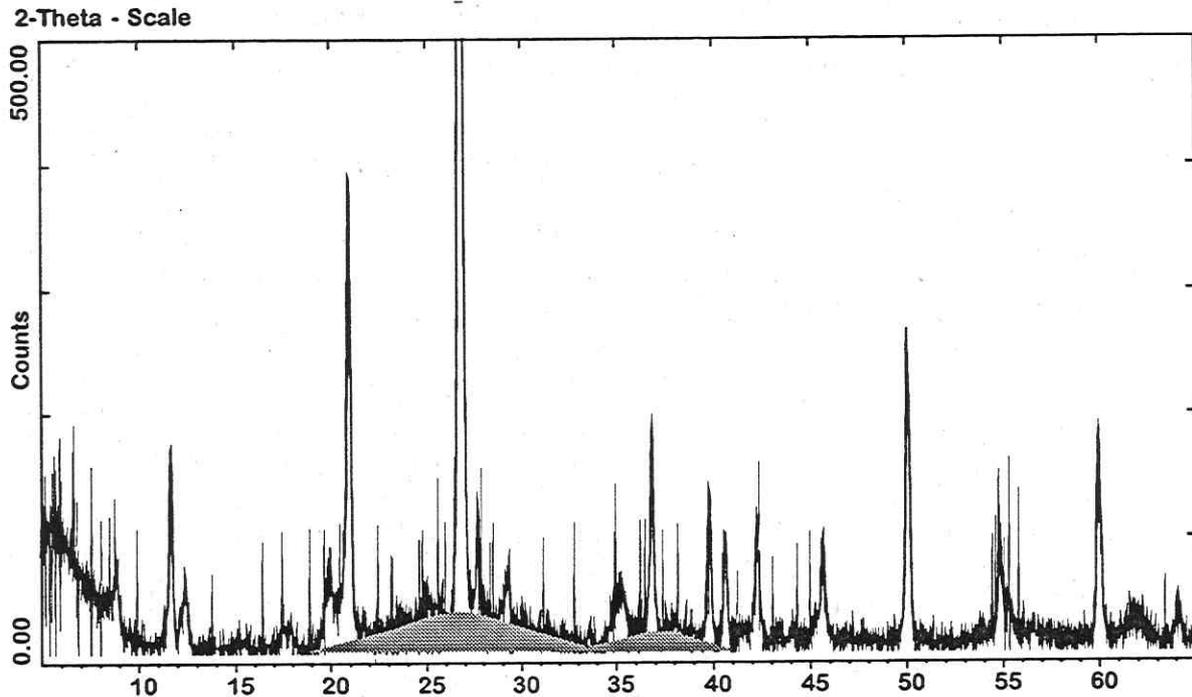


Abb. 4: Streukurve des Kippensediments in Zwenkau von der Oberfläche, Mitte 1991
($\lambda=1.5406 \text{ \AA}$)

Nach der Entdeckung der Oxidationszone in der abgedeckten Kippe wurden auf der offenen Kippe in Zwenkau bis in eine Tiefe von 2 Metern Proben auf den Rippenspitzen von der Abbaufont über eine Strecke genommen, die einer Zeitspanne von 7 Jahren nach der Ablage entspricht. Die Befunde sind im Diagramm Abb. 5 dargestellt. Auf der offenen Kippe oxidieren die Pyrite bis in einer Tiefe von 2 Metern (bisher untersucht) innerhalb eines Jahres! Die dabei freigesetzten erheblichen Wärmemengen führen zu einer Temperaturerhöhung auf über 40°C , wie unsere Modellierung und auch Messungen anderer Arbeitsgruppen ergaben. Mit einer zeitlichen Verzögerung von etwa 18 Monaten erfolgt in der Oxidationszone die Bildung von Jarosit. Sie ist erst möglich, wenn Kaliumionen aus den Reaktionen mit den Illiten und Feldspäten freigesetzt worden sind und ein Teil des Fe^{2+} zum Fe^{3+} oxidiert wurde. In der Oxidationszone bilden sich lokale Gleichgewichte aus, da sich die Randbedingungen wie z.B. Wasserverfügbarkeit Säurekonzentration und Kontakt der Lösung mit unterschiedlichen Mineralen laufend ändern.

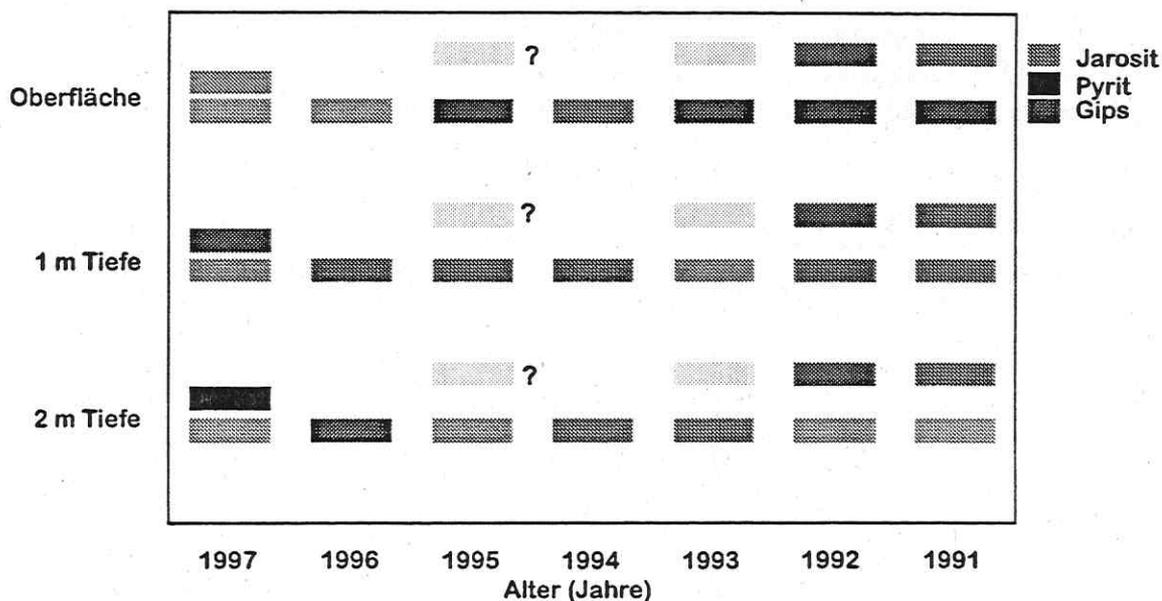


Abb. 5: Kinetik der Pyritoxidation und von Folgereaktionen in den offenen Kippensedimenten

Eine Bilanzierung der Reaktionsabläufe zeigt, daß in der Oxidationszone keine nennenswerten Verfrachtungen der wasserlöslichen Inventare stattgefunden haben.

Folgen der Flutung

Wird die Oxidationszone gesättigt, was wir in mehreren Experimenten durchgeführt haben, dann bilden sich Lösungen erheblicher Salinität. In der Abb. 6 sind in zwei Tabellen ein Grundwasser der Lösung der gesättigten Oxidationszone gegenübergestellt

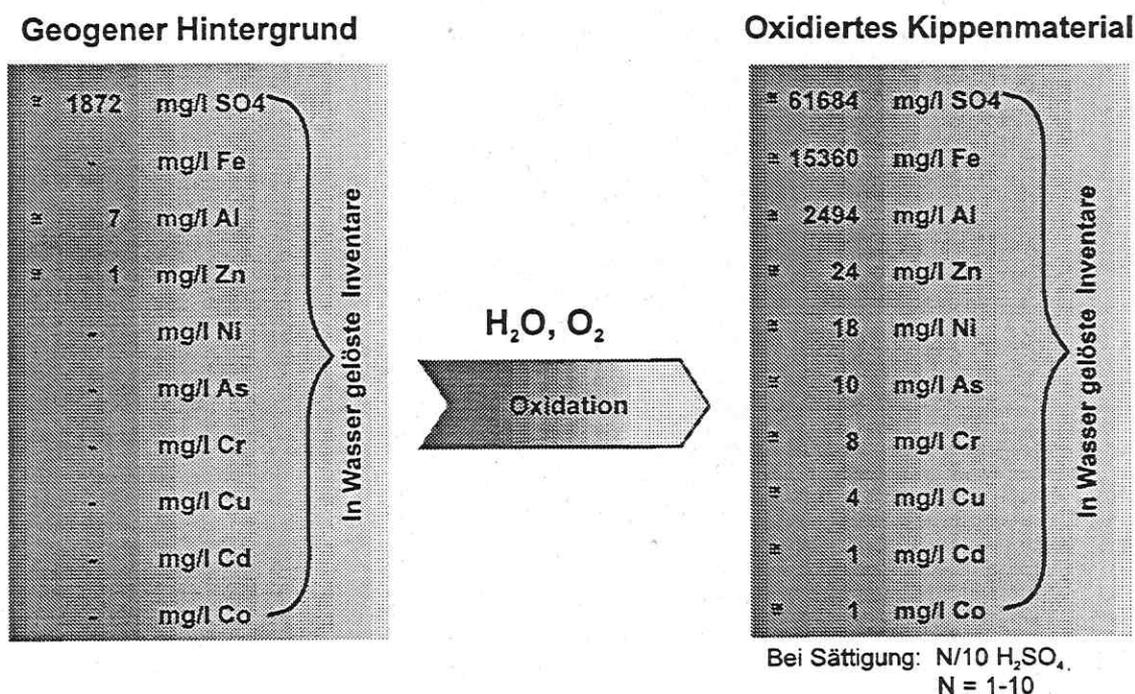


Abb. 6: Mittlere Zusammensetzungen eines Grundwassers und der Lösung aus der gesättigten Oxidationszone.

Grundlage für die Berechnung der Konzentration der Lösung ist die Annahme eines freien Porenvolumens von 30% im Abraum. Mit 300 Litern pro m^3 Abraum sind das gewaltige Mengen gelöster bzw. leicht löslicher Stoffe, wenn man bedenkt, daß in den Tabebauen Cospuden/Zwenkau allein rund 12 km^2 davon betroffen sind auch wenn wir noch nicht wissen, wie weit sich die Oxidationszone über 2 Meter hinaus in die Tiefe entwickelt, bzw. sich entwickelt hat. Allein an gelöstem Al findet man rund 1 kg im Kubikmeter oxidierten Abraums und es ist fraglich, ob in diesem Milieu, besonders wegen des toxischen Al, eine nennenswerte Mikrobiologie stattfindet bzw. stattfinden kann. Gegenwärtig werden Lösungen der Zusammensetzungen nach der Tabelle in der Abb. 6 auf mikrobiologische Verträglichkeit hin untersucht. Von besonderem Interesse ist dabei, ob speziell sulfatreduzierende Bakterien bei den hohen Al-Konzentrationen überhaupt lebensfähig sein werden.

Im untersättigten Zustand sind die stagnierenden Lösungen im Porenraum der Oxidationszone z.T. übersättigt und bilden Bodenkörper aus, die wir an den Rippenhängen auch als Ausblühungen finden und die besonders Sulfate mit zweiwertigem Fe enthalten. Am Ausmaß der Ausblühungen kann man schon auf den Kippen eine Vorstellung vom Umfang der wasserlöslichen Stoffe gewinnen.

Die Löslichkeit ist an den niedrigen pH-Wert der Lösungen gebunden. Sie ist durch die große Menge freier Schwefelsäure gewährleistet mit pH-Werten zwischen 1.0 und 0.1.

Für das Verständnis der Dispersion der wasserlöslichen Stoffe im Verlaufe der Flutung der Kippe und des Restlochs ist die Vorstellung der grundsätzlichen Schritte in der Abb. 7 sehr nützlich. Im Zustand A haben wir bei untersättigtem Kippenkörper in der Oxidationszone die große Salzfracht. Im Bild B, der gesamten Sättigung von unten, überschichtet die konzentrierte Lösung den gesättigten unteren Kippenkörper. Die Gravitation treibt durch Abwärtssinken eine starke Konvektion, Bild C, die den Konzentrationsausgleich bewirkt. Der nun homogen gesättigte Kippenkörper bleibt wegen der geringen Verdünnung hinreichend sauer, um keine Ausfällungen zu verursachen, Bild D. Bedeutsam ist, daß wegen der hohen Dichteunterschiede zwischen Flutungswasser und Lösung in der Oxidationszone im wesentlichen nach unten gerichtete Strömungen erfolgen werden. Massive Stoffeinträge in den Restlochsee sind eher unwahrscheinlich.

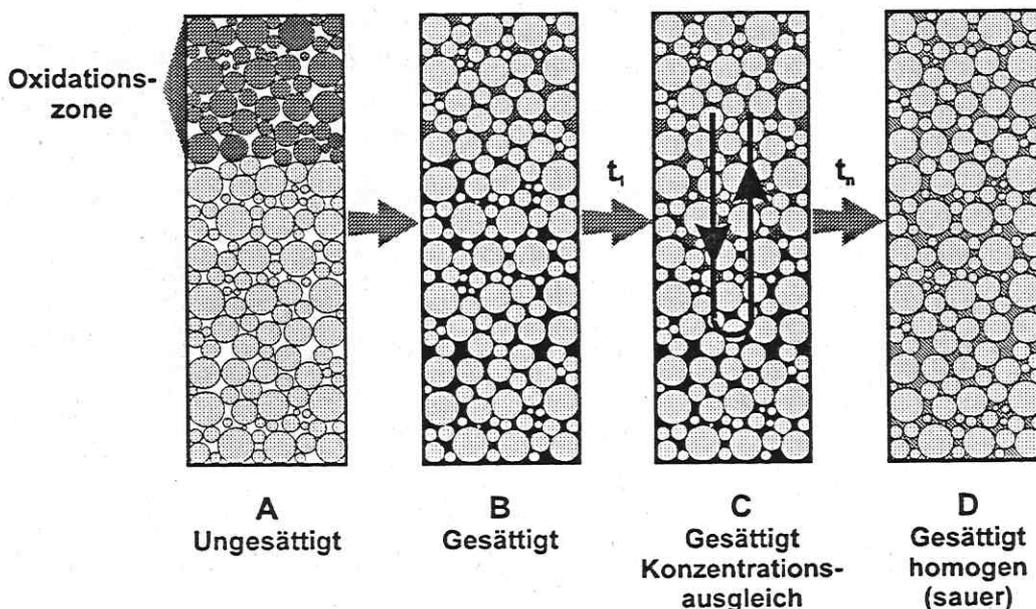


Abb. 7: Schema der Vorgänge bei der Flutung der Kippenkörper.

Die Wasserausbreitung in der Kippe im Verlaufe der Flutung ist wegen der unbekanntem Gefüge jedoch noch nicht vorhersehbar. Es ist sicher, daß die wasserlöslichen Inventare und die Säuregehalte in der Oxidationszone ausreichen, um nach der Sättigung und Verdünnung den pH-Wert des Kippenkörpers unter 2.5 zu halten und das Gesamtwasser extrem zu belasten. Da auch dreiwertiges Eisen verfrachtet wird, kann eine weitere Oxidation von Pyriten auch unter anaeroben Bedingungen unter weiterer Freisetzung von Schwefelsäure erfolgen.

In der Abb. 8 sind für eine Reihe ökotoxischer Elemente die Werte der Konzentrationsziele in Gewässern gegen die Konzentrationen in den entstehenden Wässern nach der Sättigung aufgetragen. Zieht man die niedrigen pH-Werte der Lösung in die Betrachtung ein, dann wird klar, wie lange ein Verdünnungsprozeß laufen muß, um einerseits durch pH-Anhebung Ausfällungen von Al und Fe sowie einer Reihe anderer Elemente zu erreichen und den Qualitätszielen nahe zu kommen. Mit der Flutung sind ganz bestimmte Zeitigkeiten verbunden. Kurzfristig werden im Verlaufe der Sättigung zunächst die wasserlöslichen Inventare wirksam. Nach Sättigung des Kippenkörpers und der begleitenden Dispersion sowie Verdünnung bleibt der pH-Wert immer noch unter 2.5. Das Gesamtwasser ist nun mit ökotoxischen Elementen extrem belastet. Mit dem unveränderten Kippenmaterial laufen alle weiteren Reaktionen unter gesättigten Bedingungen mit einer Kinetik ab, die für Oxidationsvorgänge vom verfügbaren Sauerstoff oder auch von der Konzentration an Fe^{3+} abhängen. Die Folgen der Flutung von Restlöchern des Braunkohletagebaus in Mitteldeutschland werden im wesentlichen durch den Export ökotoxischer und saliner Inventare aus den gesättigten Kippen in abströmende Grundwasserleiter und, je nach Wegsamkeit, auch in die Flutungsseen bestimmt werden. Alle stofflichen Einschätzungen beruhen auf der bisherigen Untersuchung der rein anorganischen Reaktionen. Der Einfluß der organischen Inventare sowie der Geomikrobiologie auf die komplizierten Reaktionsketten ist vollständig offen.

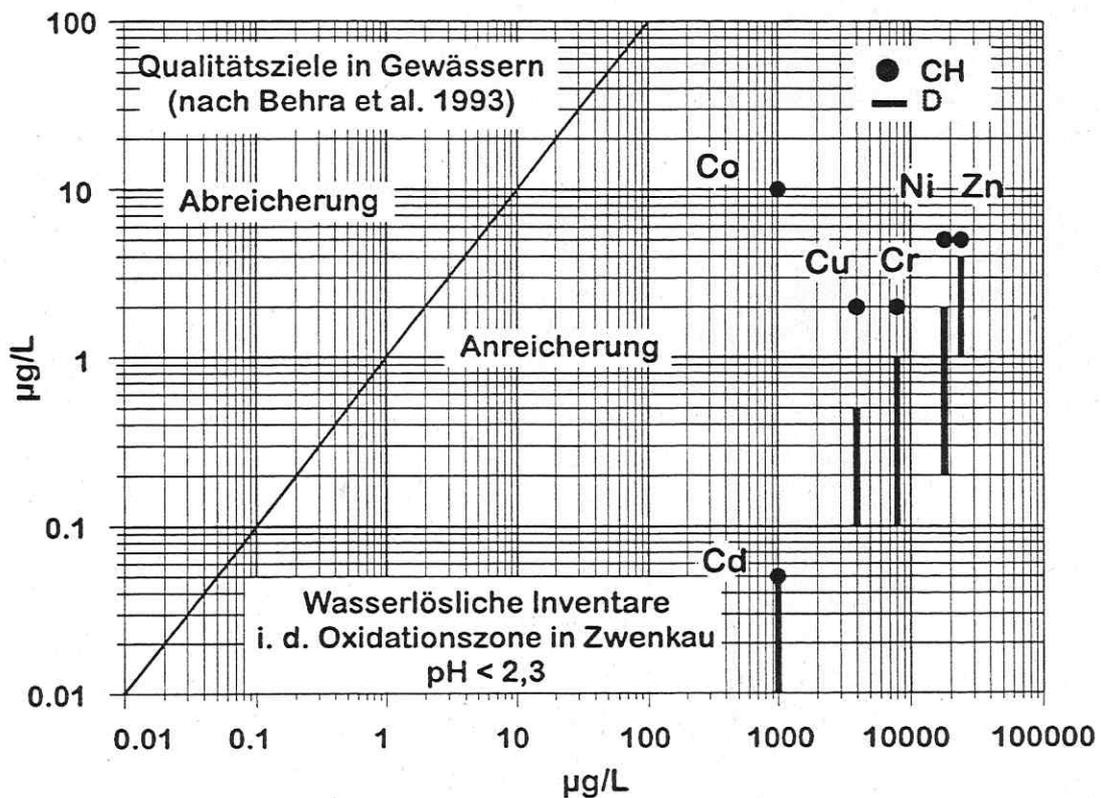


Abb. 8: Wasserlösliche Inventare nach der Flutung im Kippenkörper und Qualitätsziele in Gewässern.

Ausblick

In der Zukunft sind enorme interdisziplinäre Anstrengungen erforderlich, um die Folgen der Flutung der Restlöcher des Braunkohlentagebaus in ganz Mitteldeutschland voraussagbar machen zu können. Dazu gehören zunächst die Quantifizierung der Ausdehnung der Oxidationszonen und die Ermittlung der Kippengefüge. Die Bestimmung der bodenphysikalischen Eigenschaften der mineralogisch veränderten Kippensubstrate ist von besonderer Bedeutung für das Verständnis von Böschungsstabilitäten.

Für das Langzeitverhalten der gesättigten Kippensedimente sind besondere Experimente erforderlich.

Maßnahmen gegen die Dispersion der ökotoxischen Inventare aus der Oxidationszone sollten vor der Flutung erfolgen.

Literatur

- CESNOVAR, R. (1999): Anthropogener und geogener Einfluß auf die regionale Hydro-geochemie durch Öffnung der Braunkohlenlagersätten: Mineralogische Signaturen des Abraums in Cospuden und Zwenkau. - *Dissertation, Institut für Mineralogie der Universität Heidelberg (in Vorbereitung)*.
- WERNERY-SEIDEL, U. (1958): Zur Sedimentographie der Neurather Sande im Bereich der Tagebau Frimmersdorf-Süd und Neurath. *Fortschr. Geol. Rheinld. u. westlf., 1, Krefeld*.

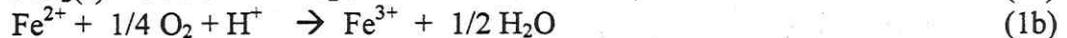
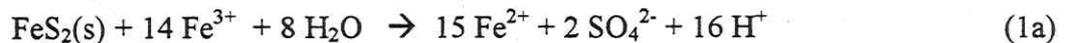
H. GEISTLINGER, D. LAZIK & S. SPIEßL

Diffusiver Sauerstofftransport als limitierender Faktor der Pyritoxidation: - Das Shrinking-Core-Modell -

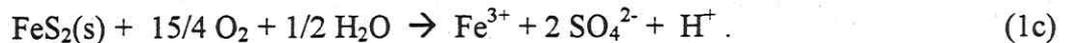
UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Str. 4, D-06120 Halle,

Einführung

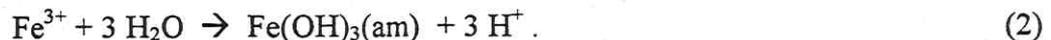
Die Oxidation von Pyrit¹ in Tagebaukippen ist für die hohe Azidität im Kippensediment und im angrenzenden Restsee verantwortlich. Als eine Art Schlüsselreaktion beeinflusst und steuert sie eine Vielzahl anderer geochemischer Reaktionen. Die beiden Teilreaktionen sind durch



gegeben. Entscheidend für den Fortgang der Reaktion (1a) ist die Nachlieferung des oxidierenden Agens Fe^{3+} über die Rückoxidation (1b) - die eigentlich sauerstoffverbrauchende Reaktion - . Die Summengleichung verschleiert diesen wesentlichen Zusammenhang, da hier scheinbar O_2 als oxidierendes Agens auftritt:



Bei Abwesenheit des Pyritschwefels (entweder durch vollständige Oxidation, oder durch Trennung der Reaktionsräume) kann das dreiwertige Eisen in Form von amorphen Eisenhydroxid ausgefällt werden:



Dieser Reaktionsmechanismus führt wie bei Glg.(1c) zu einer weiteren Säurebildung (eine detaillierte Diskussion der Teilreaktionen der Pyritoxidation im sauren und neutralen Milieu findet man z.B. in KÖLLING (1990), PREIN (1993) und WISOTZKY (1994) bzw. PEIFFER (1997)).

Da es sich bei der Pyritoxidation um eine mikrobiell-katalysierte heterogene Reaktion an der Grenzfläche Wasserphase/Pyrit handelt, muß eine geochemische Modellierung den Transport der reagierenden Spezies und der Reaktionsprodukte zur Phasengrenzfläche bzw. von der Phasengrenzfläche weg beschreiben. Unstrittig ist, daß die Pyritoxidation durch den Sauerstofftransport zu den jeweiligen Reaktionsplätzen limitiert wird. Dabei kann Sauerstoff sowohl konvektiv als auch diffusiv in der Gasphase als auch in der Wasserphase transportiert werden.

Die Mehrzahl der Arbeiten geht davon aus, daß der diffusive Transport in der immobilen Gasphase den wesentlichen Anteil zum Sauerstoffaustausch zwischen Grundluft und Atmosphäre beiträgt (WUNDERLY et al. (1996), FRIND et al. (1996), GERKE et al. (1998), MAYER (1999)). Dabei wird der diffusive Transport mit Hilfe des shrinking-core-Modells (SCM) als ein 2-Stufen-Diffusions-Prozeß beschrieben (DAVIS u. RITCHIE (1986): Über die Gasphase des Porenraums wird Sauerstoff diffusiv durch den wassergesättigten, oxidierten Mantel der *Pyrit-Teilchen* zur Reaktionsfront transportiert, d.h. das SCM beschreibt sowohl die Diffusion in der Gasphase (im folgenden als Makrokosmos bzw. Makroskala bezeichnet) und im Pyrit-Teilchen (Mikrokosmos bzw. Mikroskala) (siehe Abb. 1). Der Begriff ‚Pyrit-Teilchen‘ bedarf einer näheren Erläuterung: Das Modell basiert auf der Annahme eines sphärischen Pyrit-Teilchens mit einem mittleren Radius R und einem mittleren Pyritgehalt,

¹ Allgemein Eisensulfid.

wobei Pyrit gleichmäßig über das Teilchen-Volumen verteilt ist². Das SCM kann ohne Schwierigkeit auf Pyrit-Teilchen verallgemeinert werden, bei denen Pyrit auf der Teilchenoberfläche homogen verteilt ist (siehe auch die Diskussion in GERKE et al. (1998)) oder auf Pyrit-Teilchen mit einer Teilchengröße-Verteilungsfunktion (DAVIS & RITCHIE, 1987).

An das kinetische Modell zum Sauerstofftransport werden die geochemischen Reaktionen in lokaler Gleichgewichtsnäherung angekoppelt (WUNDERLY et al. (1996), FRIND et al. (1996), GERKE et al. (1998); MINTRAN-PYROX-MINTOX-Modelle). Neuste Arbeiten berücksichtigen die 2-Phasendynamik und die Kinetik der Lösungs-Fällungs-Reaktionen der Minerale (MAYER (1999); MIN3P-Modell).

Es sei nochmals betont, daß alle aufgeführten Modelle auf dem shrinking-core-Modell basieren. Diese numerischen Komplexmodelle sind jedoch für Sensitivitätsanalysen bezüglich des Sauerstoff-Transportprozesses oftmals ungeeignet (typische Rechenzeit: Stunden - Tage).

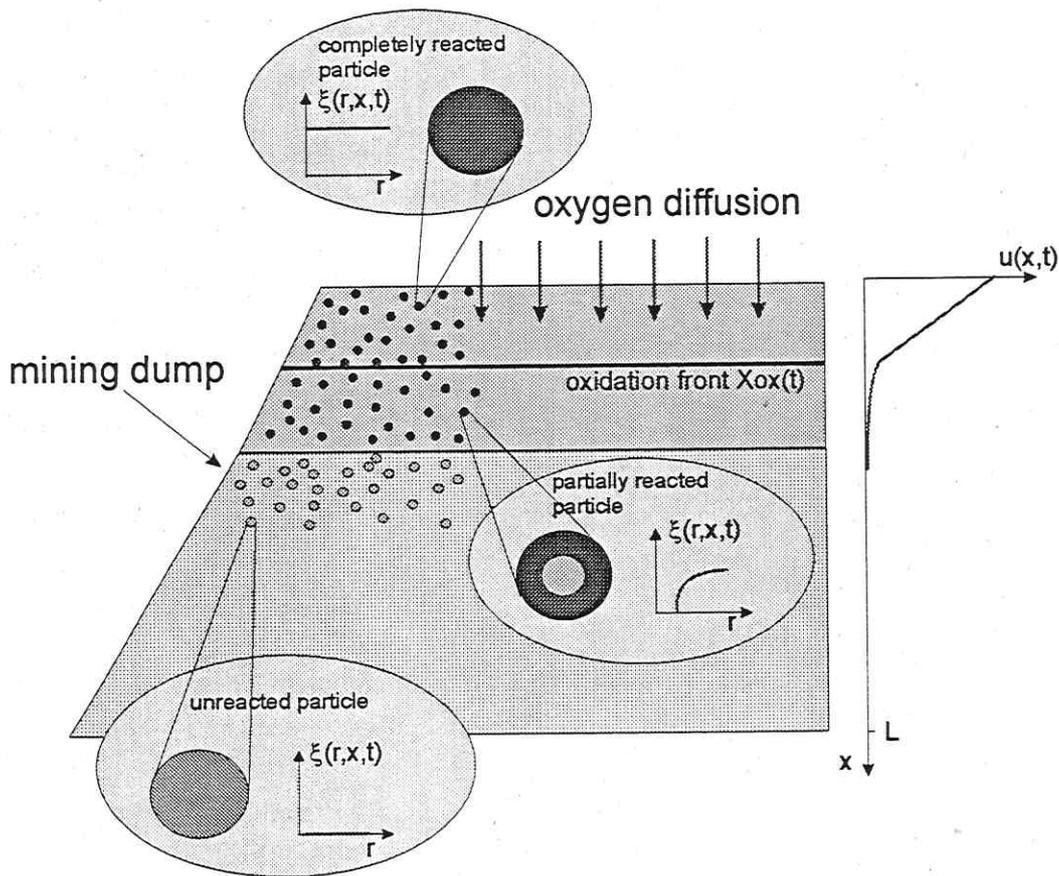


Abb. 1: Shrinking-core-Modell zur Pyritoxidation: Dargestellt ist die Sauerstoffkonzentration in der Gasphase des Porenraums $u(x,t)$ und in der Festphase (Pyrit-Teilchen) $\xi(r,x,t)$. Lupe oben: vollständig oxidiertes Teilchen, $r_c = 0$ (r_c – Radius des unoxidierten Kerns (shrinking core)); Lupe Mitte: teilweise oxidiertes Teilchen, $0 < r_c < R$; Lupe unten: unoxidiertes Teilchen; $r_c = R$. Oberhalb der Oxidationsfront $X_{ox}(t)$ (dicke Linie) sind die Pyrit-Teilchen vollständig oxidiert.

Da in der Literatur ein Studium des SCM fehlt und die Original-Arbeiten von DAVIS and

² Die poröse Matrix wird aus N Teilchen gebildet: N_1 Pyritteilchen und N_2 Teilchen, die kein Pyrit enthalten. N_1 , N_2 sind zufällig, d.h. homogen über das REV verteilt. In dieser Arbeit wurde $N = N_1$ verwendet.

RITCHIE eher mathematisch orientiert sind, soll dieses im vorliegenden Artikel ausführlich diskutiert werden. Folgende Fragen können im Rahmen des SCM untersucht werden:

- Ist der Teilchenradius ein sensibler Parameter für die Sauerstoffverteilung ?
- Wie hängt die Geschwindigkeit der Oxidationsfront von der Wassersättigung ab ?
- Wie beeinflussen Prozessparameter der Mikroskala (Teilchenoberfläche, Diffusionskonstante) den makroskaligen (meßbaren) Sauerstoff-Transport in der Kippe ?

Die aufgeführten Fragen können in Abhängigkeit von den (meßbaren) Parametern, wie Diffusionskonstanten, Pyritgehalt und Wassersättigung³ diskutiert werden.

Alle Rechnungen wurden mit *Mathematica 3.0* durchgeführt. *Mathematica* ist mit seinen umfangreichen Analysis-Operatoren und Grafik-Optionen ideal für Prozeßuntersuchungen analytischer Modelle geeignet. Insbesondere können mit *Mathematica* die oft in der Literatur geforderten Sensitivitätsanalysen relativ einfach bezüglich verschiedener Parameter durchgeführt werden.

Mathematisches Modell

Mathematisch hat man ein gekoppeltes 2-Skalen-Diffusions-Problem (gekoppeltes System zweier partieller Differentialgleichungen) mit einer zeitlich fortschreitenden Grenzfläche (Reaktionsfront) zu lösen (die einzelne Symbole sind in Tabelle 1 definiert):

Diffusion in Gasphase:

$$p \cdot (1 - S_w) \frac{\partial u(x,t)}{\partial t} = p \cdot (1 - S_w) D_g(S_w) \frac{\partial^2 u(x,t)}{\partial x^2} - q(x,t). \quad 0 < x < L \quad (3)$$

Wesentlich in Glg. (3) ist der Senkenterm $q(x,t)$; er koppelt die Makroskala mit der Mikroskala, d.h. $q(x,t)$ ist gleich der Zahl der O_2 -Mole, die je Zeiteinheit und Volumeneinheit in die Pyrit-Teilchen hineindiffundieren und damit der Gasphase verloren gehen (= Senke!).

Diffusion im Pyrit-Teilchen:

$$\frac{\partial \xi(r,t)}{\partial t} = D_{ws} \cdot \left(\frac{\partial^2 \xi(r,t)}{\partial r^2} + \frac{2}{r} \frac{\partial \xi(r,t)}{\partial r} \right), \quad r_c(x,t) < r < R \quad (4)$$

$$\text{pseudo-steady-state-Lösung: } \xi(r, r_c(x,t)) \equiv \xi(r, x, t) = C \cdot (1 - r_c(x,t)/r) \quad (5)$$

$$\text{Randbedingungen: } u(0,t) = u_0, \quad \left. \frac{\partial u(x,t)}{\partial x} \right|_{x=L} = 0, \quad (6a)$$

$$\xi(r=R,t) = K_H \cdot u(x,t), \quad \xi(r=r_c(x,t),t) = 0 \quad (6b)$$

$$\text{Anfangsbedingungen: } u(x,0) = 0, \quad r_c(x,0) = R. \quad (6c)$$

Davis & Ritchie können eine analytische Näherungslösung für den pseudo-stationären Zustand (dieser wird auch dem SCM zugrunde gelegt) angeben. Die Lösung in dimensionslosen Variablen lautet ($x \rightarrow x/L$, $t \rightarrow t/\tau_4$, $u \rightarrow u/u_0$; siehe Tabelle 1):

³ Über die effektive Diffusionskonstante geht die Wassersättigung (Bodenwassergehalt) in das SCM ein (ELBERLING et al. (1993)).

$$u_1(x,t) = e^{-\beta t} \cdot \operatorname{Erfc}\left(\frac{\delta_1^{1/2} x}{2t^{1/2}}\right) + \beta' \int_0^t d\tau e^{-\beta' \tau} \cdot \operatorname{Erfc}\left(\frac{\delta_1^{1/2} x}{2\tau^{1/2}}\right), \quad t \leq t_c, \quad (7a)$$

$$u_2(x,t) = 1 - \frac{x}{X_{ox}(t)} \left[\frac{t - t_c - (X_{ox}^2/2)}{t - (X_{ox}^2/2)} \right], \quad t \geq t_c, \quad 0 \leq x \leq X_{ox}(t) \quad (7b)$$

$$u_3(x,t) = \left[\frac{t_c \cdot \operatorname{Cosh}(\beta^{1/2}(1-x))}{(t - (X_{ox}^2/2)) \cdot \operatorname{Cosh}(\beta^{1/2}(1 - X_{ox}))} \right], \quad t \geq t_c, \quad X_{ox}(t) \leq x \leq 1, \quad (7c)$$

wobei $t_c = 1/\beta$, $\beta = 6k$, $\beta' = \beta/\delta_1$ und die Oxidationsfront $X_{ox}(t)$ durch die transzendente Gleichung bestimmt ist

$$t = t_c + X_{ox}^2/2 + t_c \sqrt{\beta} \cdot X_{ox} \tanh(\sqrt{\beta}(1 - X_{ox})). \quad (8)$$

Tabelle 1: Konventionen und Skalen

Symbol	physikalische Größe [Dimension]
R	Teilchenradius [m]
$r_c(x,t)$	Lage der sich bewegenden Reaktionsfront im Teilchen [m]
L	Tiefe der Kippe [m]
p	Porosität [-]
S_w	Wassersättigung [-]
V_g	Volumen der Gasphase [m ³]
V_w	Volumen der Wasserphase [m ³]
V_s	Volumen der Festphase [m ³]
V	= $V_g + V_w + V_s$, Volumen der porösen Matrix [m ³]
V_T	= $4/3\pi R^3$, Teilchenvolumen [m ³]
N	Teilchenzahl [-]
n	= $N/V_T = 3(1-p)/4\pi R^3$, Teilchendichte [1/m ³]
[O ₂]	Zahl der O ₂ -Mole in der jeweiligen Phase, [-]
$u(x,t)$	= [O ₂]/ V_g , O ₂ -Konzentration in der Gasphase [mol/m ³]
u_0	≡ $u(x,0)$ [mol/m ³]
$\xi(r,x,t)$	= [O ₂]/ V_T , O ₂ -Konzentration im Teilchen [mol/m ³]
D_g	Diffusionskonstante in der Gasphase [m ² /s]
D_{ws}	Diffusionskonstante im wassergesättigten Teilchen [m ² /s]
ε	stöchiometrischer O ₂ -Massenumsatz je Schwefelmasse
ρ_s	Schwefelmasse/V [kg/m ³]
m_{O_2}	O ₂ -Molmasse [kg/mol]
m_s, m_{SO_4}	Schwefel-, bzw. Sulfat-Molmasse [kg/mol]
τ_1	= L^2/D_g [s]
τ_4	= $L^2 \cdot \varepsilon \cdot \rho_s / (p \cdot (1 - S_w) D_g \cdot u_0 \cdot m_{O_2})$, Zeitskala [s]
δ_1	= τ_1/τ_4 [-]
K_H	Henry-Konstante
k	= $L^2 \cdot (1-p) \cdot D_{ws} K_H / (p(1-S_w) \cdot D_g \cdot R^2)$

Ferner erlaubt das SCM die Berechnung der *Wärmeproduktionsrate* $H(x,t)$ [kW], der *Sulfatproduktionsrate* $S(x,t)$ [kg/m³s] und der *totalen Sulfatproduktion* $S_{tot}(t)$ [kg/m²s]:

$$H(x,t) = \frac{3 \cdot \Delta H_s \cdot \rho_s \cdot k}{\tau_4} \cdot \frac{r_c(x,t) \cdot u(x,t)}{1 - r_c(x,t)}, \quad (9)$$

$$S(x,t) = \frac{m_{SO_4}}{m_s} \cdot \frac{H(x,t)}{\Delta H_s}, \quad S_{tot}(t) = \int_0^L dx S(x,t). \quad (10a,b)$$

Ergebnisse und Diskussion

Kritische Zeit, Oxidationsfront

Interessant ist, daß erst nach einer kritischen Zeit t_c das SCM eine Oxidationsfront liefert. Dies läßt sich unmittelbar einsehen, wenn man in der transzendenten Glg.(8) $X_{ox}(t) = 0$ setzt. Geht man wieder zu dimensionsbehafteten Größen über, so erhält man

$$t_c = \frac{\varepsilon \cdot \rho_s}{6(1-p)m_{O_2}K_H u_0} \frac{R^2}{D_{ws}}, \quad (11)$$

d.h. die kritische Zeit ist proportional zum O_2 -Massenumsatz entsprechend dem stöchiometrischen Koeffizienten, der Schwefelmassendichte und indirekt proportional zur Sauerstoffkonzentration an der Oberfläche. Der letzte Faktor der rechten Seite von Glg. (11) läßt eine einfache physikalische Interpretation zu: R^2/D_{ws} ist nämlich die Diffusionszeit, die ein O_2 -Molekül benötigt, um eine Strecke R zurückzulegen; m.a.W. die kritische Zeit t_c ist notwendig, um den Pyrit einer $2R$ -mächtigen Sedimentschicht an der Ebene $x = 0$ durchzuoxidieren.

Der andere Extremfall „vollständig durchoxidierte Kippe ($X_{ox}(t) = L/L = 1$)“ ergibt sich ebenfalls aus Glg. (8). Man erhält für die Lebensdauer des Pyritinventars in der Kippe: $t_d = t_c + 0.5$; und in dimensionsbehafteten Größen

$$t_d = \frac{\varepsilon \cdot \rho_s}{6(1-p)m_{O_2}K_H u_0} \frac{R^2}{D_{ws}} + \frac{\tau_4}{2}. \quad (12)$$

Tabelle 2: Verwendete Parameter

Parameter	Wert
Kippentiefe L	50 m
Teilchenradius R	1mm
Porosität p	0.423
Diffusionskonstante D_g ¹⁾	$4.9 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
Diffusionskonstante D_{ws}	$3.2 \cdot 10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$
Pyritanteil f_p	0.03
Schwefelanteil f_s	0.016
Massendichte ρ_s	1528.6 kg/m^3
spezifische Reaktionsenthalpie ΔH_s	22625 kJ/kg
Henry-Konstante K_H	0.038
Temperatur	10°C
O_2 -Konzentration u_0	8.284 mol/m^3
$m_{O_2} \cdot u_0$	0.265 g/l
ε	$= v \cdot m_{O_2} / m_s, v = 15/8$ ²⁾

¹⁾ Diffusionskonstante bei $S_w = 0$.

²⁾ stöchiometrischer Koeffizient aus Glg. (1c).

In den folgenden Abbildungen werden, die in Tabelle 2 aufgeführten Parameter verwendet, wenn nicht ausdrücklich andere Parameter angegeben sind (Gerke et al. (1998)). In Abb. 2 ist die kritische Zeit t_c in Abhängigkeit vom Pyritgehalt (Gew%) der Kippe dargestellt.

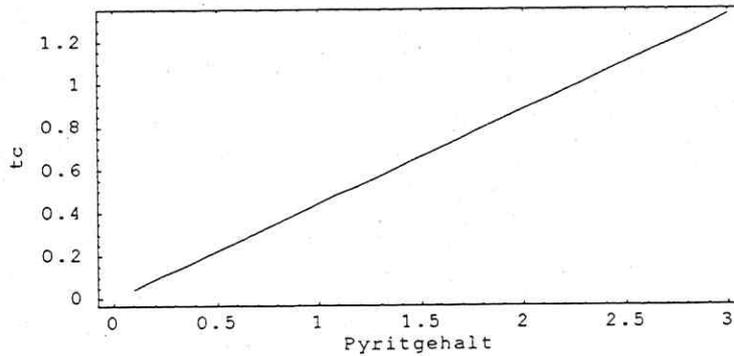


Abb. 2: Kritische Zeit t_c (in Jahre) in Abhängigkeit vom Pyritgehalt (in Gew%).

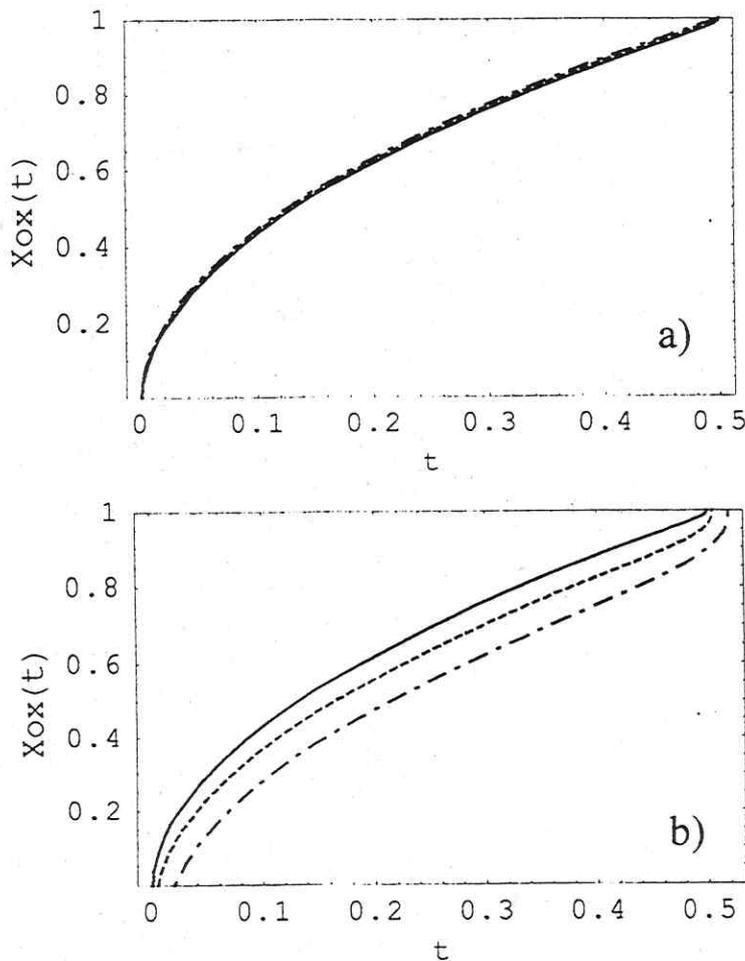


Abb. 3: Oxidationsfront $X_{ox}(t)$ in Abhängigkeit von der Zeit t ($t_c < t < t_d$). a) Teilchenradien $R = 0.1, 0.5$ und 1.0 mm; b) $R = 1, 5, 10$ mm (Die obere Kurve jeder Abbildung gilt für den jeweils kleinsten Radius. Beachte: Darstellung in dimensionslosen Größen)

Die Abbildungen 3a) und 3b) zeigen die zeitliche Abhängigkeit der Oxidationsfront $X_{ox}(t)$ für

kleine bzw. große Teilchenradien. Wie aus Abb. 3a deutlich zu erkennen ist, hängt die Lage der Oxidationsfront sehr schwach vom Teilchenradius ab, d.h. für kleine $R \leq 1\text{mm}$ ist der Teilchenradius ein *insensitiver* Parameter. Dagegen wird der Teilchenradius für große $R \geq 1\text{mm}$ ein *sensitiver* Parameter.

Ähnliche Sensitivitätsanalysen lassen sich auch bezüglich anderer Parameter, wie Pyritgehalt, Wassersättigung, Diffusionskonstanten und Porosität, durchführen.

Abb. 4 zeigt die zeitliche Änderung der Oxidationsfront für einen geringen Pyritgehalt der Kippe von 0.5 Gew% (durchgezogene Kurve) und für einen hohen Pyritgehalt von 3.0 Gew% (gestrichelte Kurve). Die kritische Zeit und die Lebensdauer betragen: $t_c = 0.22$ Jahre (≈ 2.5 Monate) und $t_d = 558$ Jahre. bzw. $t_c = 1.322$ Jahre und $t_d = 3347$ Jahre. Man entnimmt Abb. 4, daß die Oxidationsfront um 6m (0.5 Gew%) bzw. um 2m (3.0 Gew%) in 10 Jahren fortschreitet.

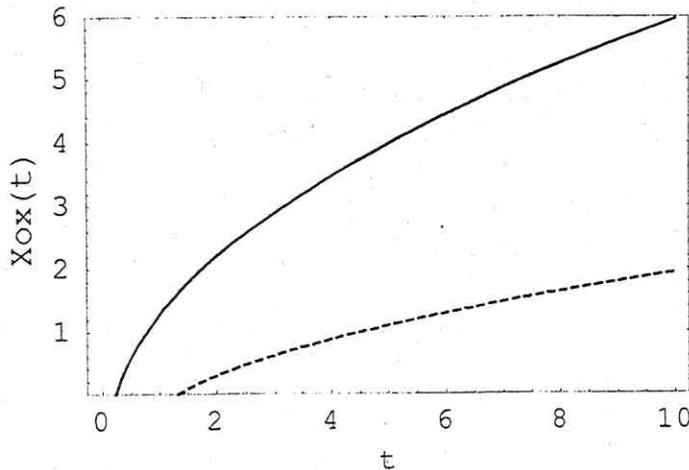


Abb. 4: Oxidationsfront $X_{ox}(t)$ (in m) in Abhängigkeit von der Zeit t (in Jahre): durchgezogene Kurve: Pyritgehalt 0.5 Gew%, gestrichelte Kurve: Pyritgehalt 3.0 Gew%.

Abhängigkeit der Oxidationsfront von Wassersättigung

Verwendet man den in Gerke et al. (1998) angegebenen Zusammenhang zwischen Diffusionskonstante und Wassersättigung, so liefert das SCM die in Abb. 5 dargestellte

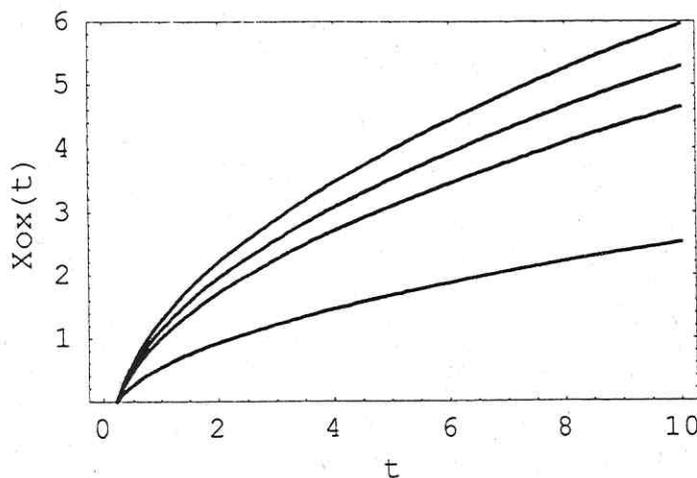


Abb. 5: Oxidationsfront $X_{ox}(t)$ in Abhängigkeit von der Zeit t (in Jahre) für 4 verschiedene Wassersättigungen: $S_w = 0$ (obere Kurve), 0.05, 0.1 und 0.3.

Abhängigkeit der Oxidationsfront von der Wassersättigung: die Oxidationsfront dringt mit zunehmender Wassersättigung langsamer in die Kippe ein (Pyritgehalt: 0.5 Gew%).

Sauerstoffkonzentration im Makrokosmos und Mikrokosmos

Wesentlich für ein tieferes Verständnis des SCM (siehe auch Abb. 1) ist die Diskussion der Sauerstoffverteilung in den Pyrit-Teilchen und der Zusammenhang von Mikro- und Makrokosmos. Im folgenden vergleichen wir zwei Kippen mit gleichem Pyritgehalt (3.0 Gew%), aber unterschiedlicher Teilchengröße: Kippe A) enthält Pyrit-Teilchen mit einem mittleren Radius $R = 1\text{mm}$ und Kippe B) Pyrit-Teilchen mit einem mittleren Radius $R = 10\text{mm}$. Offensichtlich ist die reaktive Oberfläche (Summe über alle Pyrit-Teilchen) im Fall A) 10 mal größer als im Fall B), d.h. man erwartet, daß der Sauerstoff in der Kippe A) schon bei wesentlich geringeren Tiefen ‚ausgezehrt‘ ist, als in Kippe B).

Wie oben ausführlich diskutiert, hat man zwischen zwei Lösungen für die Sauerstoffkonzentration in der Gasphase (Makrokosmos-Lösung) zu unterscheiden: der Lösung (7a) für $t \leq t_c$ und der Lösung (7b,c) für $t \geq t_c$. In Abb. 6 ist die normierte O_2 -Konzentration für 3 verschiedene Zeiten $t = 1, 10, 100$ Jahre und 2 verschiedene Teilchenradien dargestellt (durchgezogene Kurven: $R = 1\text{mm}$, gestrichelten Kurven: $R = 10\text{mm}$).

Wir diskutieren zuerst die Kurven für $R = 1\text{mm}$. Da in diesem Fall die kritische Zeit 1.322 Jahre beträgt, entspricht die linke Kurve der Lösung für $t \leq t_c$ und die beiden anderen Kurven der Lösung für $t \geq t_c$. Letztere weisen im vollständig oxidierten Bereich ($x \leq X_{ox}$) eine lineare x -Abhängigkeit auf ($X_{ox}(t = 10\text{a}) = 1.94\text{m}$, $X_{ox}(t = 100\text{a}) = 7.90\text{m}$). Die der Makrokosmos-Konzentration entsprechende Mikrokosmos-Konzentration für $t = 10$ Jahre ist in Abb. 7 dargestellt. Deutlich zu erkennen ist, daß bis zu einer Tiefe von 1.94m die Pyrit-Teilchen vollständig oxidiert sind.

Die Sauerstoffkonzentration für $R = 10\text{mm}$ zeigt für 1, 10, 100 Jahre nahezu den gleichen Verlauf (die Kurven liegen übereinander), d.h. die Sauerstoffkonzentration ist im untersuchten Zeitintervall zeitunabhängig (i.S. einer Sensitivitätsanalyse wäre t für die O_2 -Konzentration ein *insensitiver* Parameter). Da $t_c = 132,2$ Jahre beträgt, hat sich noch keine Oxidationsfront ausgebildet und folglich sind nach 10 Jahren die Pyrit-Teilchen nur oberflächlich oxidiert (vgl. Abb. 8).

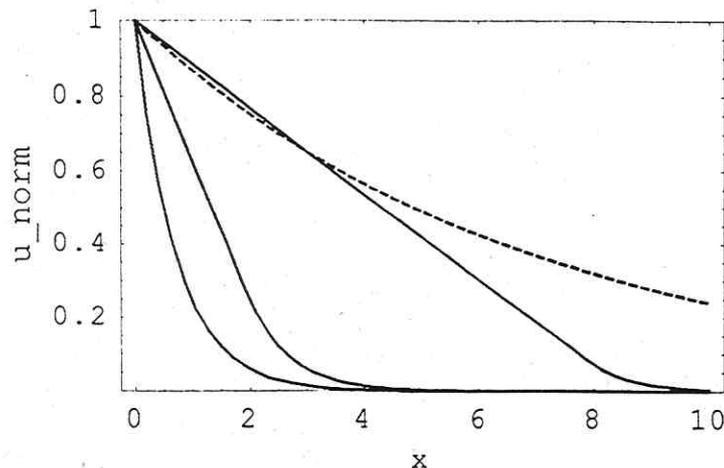


Abb. 6: Makrokosmos: Normierte Sauerstoffkonzentration $u_{\text{norm}}(x,t) = u(x,t)/u_0$ in der Gasphase in Abhängigkeit von der Kippentiefe x (in m) für 3 verschiedene Zeiten: 1, 10, 100 Jahre. Durchgezogene Kurven entsprechen $R = 1\text{mm}$; die gestrichelten Kurven für $R = 10\text{mm}$ liegen übereinander, d.h. sind zeitunabhängig.

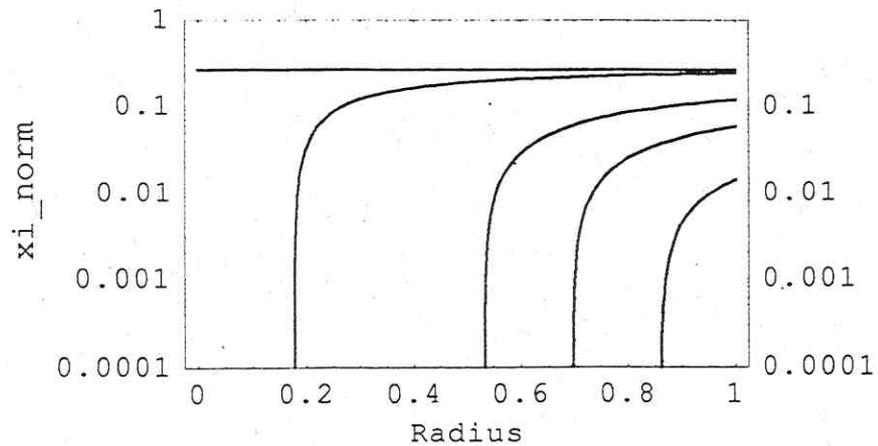


Abb. 7: Mikrokosmos Kippe A): Normierte O_2 -Konzentration $\xi_{\text{norm}}(r,x,t) = \xi(r,x,t)/K_{\text{HU}_0}$ in Abhängigkeit vom dimensionslosen Radius für 5 verschiedene Tiefen $x = 1.94, 2.0, 2.5, 3.0$ und 4.0 m ($t = 10$ Jahre). Die Konzentration bei Radius = 1 ist durch die Makrokosmos-Konzentration (durchgezogene Kurve in Abb. 6, $t = 10$ Jahre) gegeben.

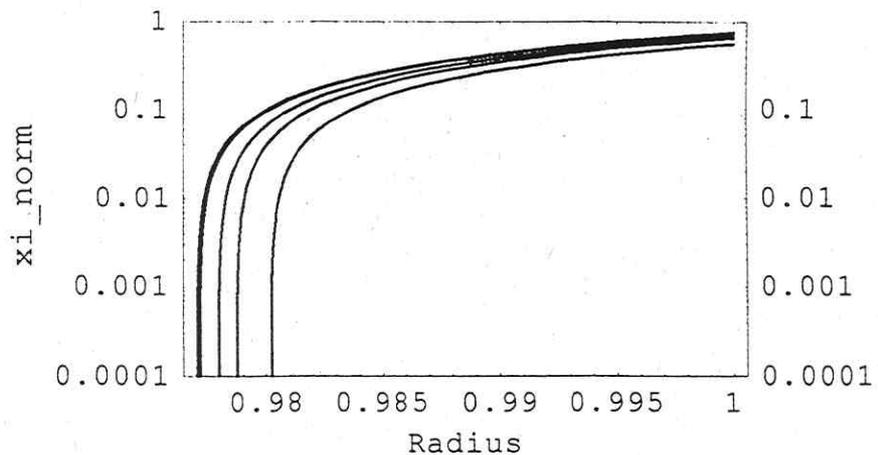


Abb. 8: Mikrokosmos Kippe B): Normierte O_2 -Konzentration $\xi_{\text{norm}}(r,x,t) = \xi(r,x,t)/K_{\text{HU}_0}$ in Abhängigkeit vom dimensionslosen Radius für 5 verschiedene Tiefen $x = 1.94, 2.0, 2.5, 3.0$ und 4.0 m ($t = 10$ Jahre). Die Konzentration bei Radius = 1 ist durch die Makrokosmos-Konzentration (gestrichelte Kurve in Abb. 6) gegeben.

Beachte, daß in Abb. 7 die Sauerstoffkonzentration über dem gesamten Intervall ($0 \leq \text{Radius} \leq 1$) dargestellt ist, während in Abb. 8 die Sauerstoffkonzentration nur in der Nähe der Teilchenoberfläche dargestellt ist ($0.975 \leq \text{Radius} \leq 1$).

Zusammenfassung

Im Rahmen des SCM ist es möglich, wesentliche Prozeßgrößen der Pyritoxidation, wie den zeitlichen Verlauf der Oxidationsfront, die Sauerstoffkonzentration im Mikro- und Makrokosmos, die Wärmeproduktions- und Sulfatproduktionsrate in Abhängigkeit von

meßbaren Parametern (Teilchenradius, Pyritgehalt, Diffusionskonstanten, Wassersättigung) zu berechnen.

Der Zusammenhang zwischen O₂-Konzentration in der Gasphase (Makrokosmos) und in der Festphase (Mikrokosmos, Pyrit-Teilchen) wurde für zwei verschiedene Kippen mit gleichem Pyritgehalt, aber unterschiedlichem Teilchenradius untersucht.

Wichtigste Schlußfolgerung ist, daß die Sauerstoffzehrung der Kippe A) (kleine Pyrit-Teilchen) sich signifikant von der Sauerstoffzehrung in der Kippe B) (große Pyrit-Teilchen) unterscheidet, d.h. sowohl die Eindringtiefe als auch der funktionale Zusammenhang unterscheiden sich: für t = 10 Jahre ist der Konzentrationsverlauf in Kippe A) überwiegend linear, während Kippe B) einen exponentiell abfallenden Verlauf mit deutlich größerer Eindringtiefe aufweist.

Dies bedeutet, daß aufgrund der 10mal größeren Reaktionsoberfläche im Fall A) eine relativ dünne Schicht (ca. 2m) ausreicht, um den über die Gasphase nachgelieferten Sauerstoff vollständig zu verbrauchen. Im Fall B) ist der Sauerstoffverbrauch der Pyrit-Teilchen viel kleiner als im Fall A), so daß der Sauerstoff viel tiefer in die Kippe eindringen kann, ehe er vollständig ‚ausgezehrt‘ ist. Dieses wichtige Ergebnis zeigt, daß der Prozeß wesentlich durch die Reaktionsoberfläche bestimmt ist und nur verstanden werden kann, wenn man die Konkurrenz zwischen Sauerstoffverbrauch und -nachlieferung im Modell berücksichtigt.

Literatur

- DAVIS, G.B., & RITCHIE, A.I.M. (1986): A model of oxidation in pyritic mine wastes: part 1: Equations and approximate solution, *Appl. Math. Modell.*, 10, 314-322; part 2: Comparison of numerical and approximate solutions, *Appl. Math. Modell.*, 10, 323-329; part 3: Import of particle size distribution, *Appl. Math. Modell.*, 11, 417-422 (1987).
- ELBERLING, B., NICHOLSON, R.V. & DAVID, D.J. (1993): Field evaluation of sulfide oxidation rates, *Nordic Hydrol.*, 24, 323 - 338.
- FRIND, E.O., WUNDERLEY, M.D., BAIN, J.G., WERNER, F., BLOWES, D.W. & MOLSON, J.W. (1996): Predictive modelling of multicomponent reactive transport in mining-affected acidic groundwater environments, in: H. Kobus, B. Barczewski, and H.-P. Koschitzky (Eds.): *Groundwater and Subsurface Remediation, Research Strategies for In-situ Technologies*, Springer, Berlin.
- GERKE, H.H., MOLSON, J.W. & FRIND, E.O. (1998): Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils, *J. Hydrol.* 209, 166 - 185.
- KÖLLING, M. (1990): Modellierung geochemischer Prozesse im Sickerwasser und Grundwasser: Beispiel: Die Pyritverwitterung und das Problem saurer Grubenwässer, *Dissertation*, Universität Bremen.
- MAYER, K.U. (1999): A numerical model for multicomponent reactive transport in variably saturated porous media, PhD-thesis, University of Waterloo.
- PEIFFER, S. (1997): Umweltgeochemische Bedeutung der Bildung und Oxidation von Pyrit in Gewässersedimenten, *Habilitationsschrift*, Universität Bayreuth.
- PREIN, A. (1993): Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohle Tagebaue, *Dissertation*, Universität Hannover.
- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers, *Dissertation*, Ruhr-Universität Bochum.
- WUNDERLY, M.D., D.W. BLOWES, E.O. FRIND & C.J. PTACEK, (1996): Sulfide mineral oxidation and subsequent reactive transport of oxidation products in mine tailings impoundments: A numerical model, *Wat. Resour. Res.* 32, 3173-3187.

N. BETZL¹, S. KNAPPE², D. LAZIK¹, R. MEIBNER³, H. RUPP³

Ansätze und erste Ergebnisse einer scaling up – Untersuchung an Tagebau-sedimenten

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 HALLE

¹ Sektion Hydrogeologie

² Sektion Bodenforschung

³ Sektion Bodenforschung, Forschungsstelle Falkenberg, Dorfstr. 55, 39615 FALKENBERG

Kurzfassung

Seit 1995 wird von den UFZ-Sektionen Hydrogeologie und Bodenforschung mit maßgeblicher Unterstützung der Sektion Analytik ein exemplarischer scaling up - Test an Kippensedimenten der Tagebaue Cospuden und Espenhain durchgeführt. Die südlich Leipzig gelegenen, eng benachbarten Tagebaukippen wurden im zeitlichen Abstand von etwa 30 a aus ober- und mitteloligozänem Abraum und einer quartären Deckschicht errichtet. Während der ältere Kippenstandort Espenhain rekultiviert und landwirtschaftlich bewirtschaftet wurde, liegt die relativ junge Kippe Cospuden z.Z. noch brach und ist der natürlichen Sukzession ausgesetzt. Die zeitlich versetzte Entstehungsgeschichte bildet unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Inanspruchnahme durch Mensch, Flora und Fauna den Ansatzpunkt für ein scaling up - Experiment zur Prognose der Entwicklung saurer Tagebaukippen. Im einzelnen wurden und werden Batchexperimente, unterschiedlich aufgebaute Durchlauf-säulen- und Lysimeterexperimente, sowie ein Monitoring an den Aufstandsflächen mit Hilfe eines Sickerwasser-Grundwasser-Meßsystems durchgeführt. Diese Labor- und Feldexperimente ergänzt ein Meßprogramm hinsichtlich chemischer und boden-/gesteinskundlicher Parameter. Der Artikel umreißt das Untersuchungsprogramm und stellt ausgewählte Ergebnisse vor.

Betrachtungsmaßstäbe

Bei der Untersuchung von Tagebaukippen allgemein, oder spezieller beispielsweise der Dynamik der Sickerwasserbildung in Kippen, beobachtet man Objekte auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen, die über komplexe und sich gegenseitig beeinflussende Prozesse miteinander verknüpft sind. Abbildung 1 stellt anhand von Beispielen die Beziehungen zwischen verschiedenen Skalen dar, die in den für uns makroskopisch sichtbaren Befunden wie der Versauerung eines Tagebaurestsees resultieren. Die Variationsbreite der Skalenbereiche wird den Abbildungen 2a und 2b verdeutlicht: Die relevanten Objekte mit der Dimension [Länge] verteilen sich auf 11 Größenordnungen, die Prozesse mit zeitlicher Dimension umfassen 18 Dekaden.

Die kürzeste betrachtete Längenskala liegt in der Größenordnung 0.1 ... 10µm und schließt die kleinsten Anteile der Tonfraktion ein. Die für das chemische Milieu und Migrationsprozesse u.U. wichtigen Kolloide gehören ebenso in diesen Größenbereich wie eisen- und schwefeloxydierende Mikroben (z.B. *Thiobacillus ferrooxidans*, *Thiobacillus thiooxidans*) und die Mikroporen der Mineralkörner, deren Mantelflächen die spezifische Oberfläche des Substrats wesentlich bestimmen. Diese Parameter definieren Randbedingungen für chemische Reaktionen. Die Zersetzung des Pyrits (FeS₂) unter oxidierenden Bedingungen infolge der Belüftung der Substrate ist eine dominante Reaktionskette in der chemischen Entwicklung der Kippe. Über sie werden der pH-Wert und das Redoxpotential gesteuert. Sekundärreaktionen wie die Zersetzung von Silikaten und die Mobilität von Schwermetallen sind die Folge.

Abbildung 3 zeigt das extreme Milieu pyritoxydationsbeeinflusster Wässer im Vergleich zu anderen typischen Bereichen der Hydrosphäre.

Skala	
Fe-, S-Ion (nm)	<ul style="list-style-type: none"> - Ionenbindung - Komplexierung (z.B. Hydratisierung) - chemische Eigenschaften des Einzelatoms/-ions
Pyrit-Kristall Mikroporen Mikroben (µm)	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorption (z.B. Mikroben) - reaktive Kornoberfläche - diffusiver Transport durch Adsorptionswasserfilm - Oxydation - Säureproduktion - mikrobielle Katalyse
Korn (mm)	<ul style="list-style-type: none"> - Aggregat individueller Kristalle - Einschlüsse (z.B. wäßrige Lösungen)
Kornaggregat Makroporen (cm)	<ul style="list-style-type: none"> - Porosität - Permeabilität - Dispersivität - 2-Phasenströmung (Gas-, Wasserphase) - Verfrachtung gelöster Ionen
Sedimentstruktur (dm)	<ul style="list-style-type: none"> - Diskontinuitäten in Permeabilität, z.B. Tonlinsen - Kapillarsperren - Beeinflussung der Strömung
Struktur der Absetzerkippe und der Förderbrückenkippe (m)	<ul style="list-style-type: none"> - hydraulische Heterogenität → preferential flow an Substratgrenzen - schwebende Wasserkörper - räumliche Nähe verschiedener chemischer Milieus - Wanderung oxydierter/reduzierter Fronten - Eintrag der Versauerung in Grundwasser und Restsee
Tagebau-Gesamtstruktur (km)	Interaktion Kippe – Restsee

Abb. 1: Skalen und ihre Beziehung im Gesamtsystem Tagebaukippe

Spektrum der relevanten Längenskalen

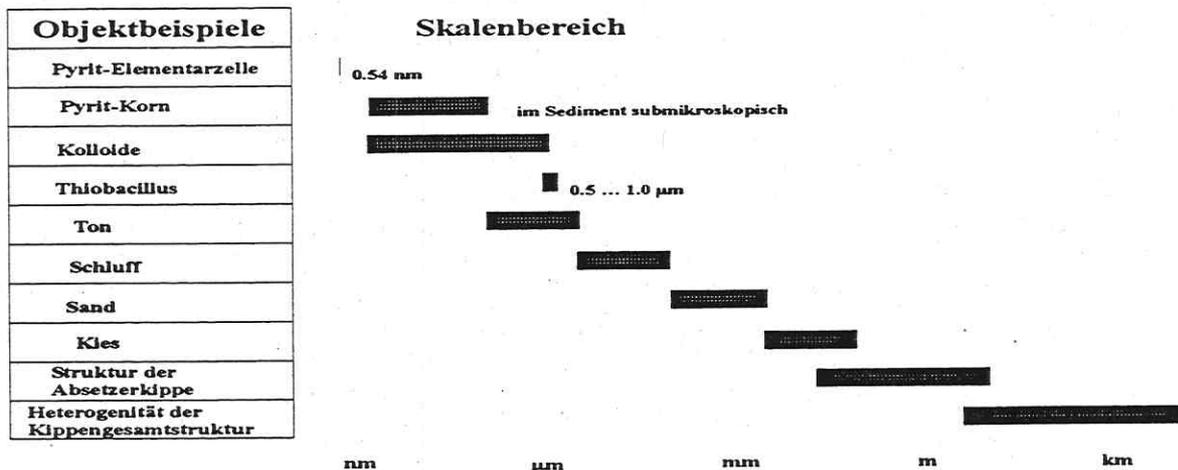


Abb. 2a: Relevante Längenskalen im System Tagebaukippe

Spektrum der relevanten Zeitskalen

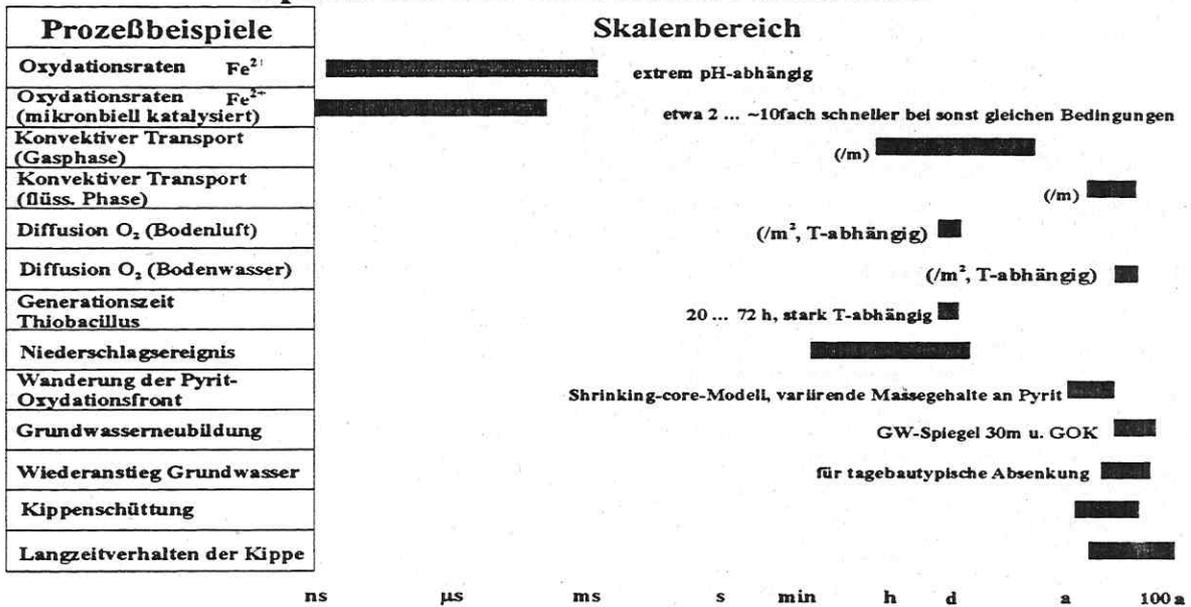


Abb. 2b: Relevante Zeitskalen im System Tagebaukippe

Die nächstgrößere Längenskala repräsentiert den Millimeter- bis Zentimeterbereich. Hier finden wir das Maximum der Kornverteilungen in den Kippen, Fein- und Mittelsande, und beschreiben auf diesem Maßstab das Korngefüge und die Makroporenraumcharakteristik eines Sediments, die dessen hydraulische Eigenschaften wie Permeabilität und Dispersivität festlegen.

Am vertrautesten ist uns aus der Alltagserfahrung der Skalenbereich des Makrokosmos der Kippe, dessen typische Längen von m bis km reichen. Diese Skala nutzen wir zur Beschreibung der sedimentären und technogenen Strukturen in den Substraten der Absetzer- und Förderbrückenkippe sowie der quartären Deckschichten. Die kürzesten Zeitskalen treten in der Kinetik der chemischen Reaktionen auf, etwa bei der Oxydation des Fe^{2+} zum Fe^{3+} . Die längste Skala umfaßt das Langzeitverhalten einer errichteten Kippe, wie z.B. Setzungen und die Reaktion auf veränderten Stoffein- und -austrag infolge von Rekultivierung. Die Skalenabhängigkeit von Prozessen muß bei der Planung von Experimenten ebenso in Betracht gezogen werden wie bei der Auswertung und Interpretation von Daten.

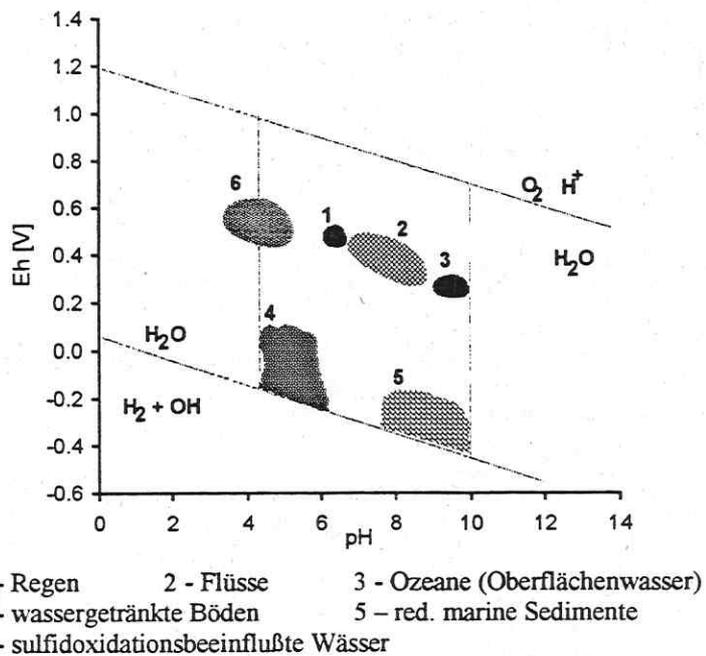


Abb. 3: Charakteristische Eh-pH-Bedingungen von Bereichen der Hydrosphäre, nach O'NEILL (1993)]

Die Skalenabhängigkeit von Prozessen muß bei der Planung von Experimenten ebenso in Betracht gezogen werden wie bei der Auswertung und Interpretation von Daten.

Experimentelle Ansätze

Die Basis des scaling up – Projektes bilden aufeinander abgestimmte Feld- und Laborexperimente und ein Langzeitmonitoring. Arbeitsgebiete sind die Kippenfläche Zwenkau und Espenhain. An beiden Flächen wurden Lysimeter von 1m^2 Querschnittsfläche entnommen, die entstandenen Aufschlüsse detailliert bodenkundlich bzw. geologisch aufgenommen und Proben für kleinereskalige Versuche gewonnen. Abbildung 4 zeigt die Aufnahme eines solchen Wandaufschlusses. Darin wird die kleinräumige Heterogenität der Substrate der Absetzerkippe deutlich. Die im Wandaufschluß vorgefundenen Strukturen sind deshalb nur sehr bedingt für das in ca.1m Abstand gewonnene Lysimeter repräsentativ. Hauptsächlich besteht die Substrate aus feinkörnigen, schluffigen Sanden, deren Kohlegehalt sehr stark und auf kleinem Raum schwankt. Außerdem sind Ton-, Schluff- und Kohlebrocken eingelagert. Grenzflächen zwischen einzelnen Sedimenttypen verlaufen versturztechnologisch bedingt geneigt im Raum. Nur die quartären Deckschichten - ein Regosol aus Kipp-Sandlehm über Fein-/Mittelsand - wirken relativ homogen und sind etwa horizontal gelagert.

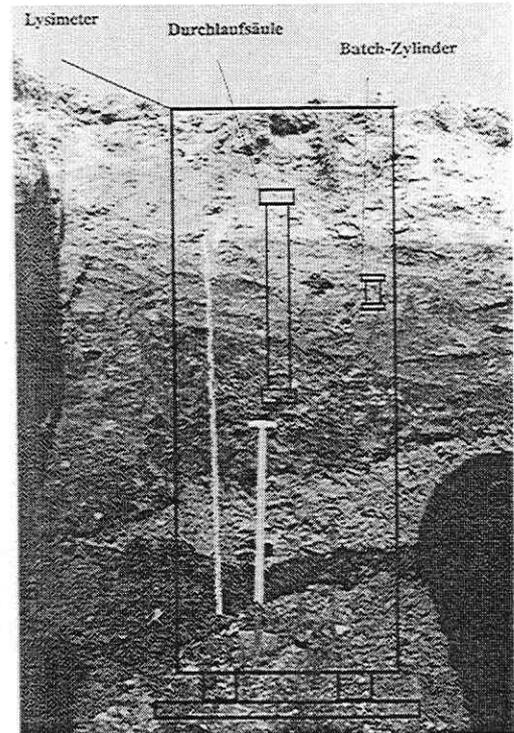
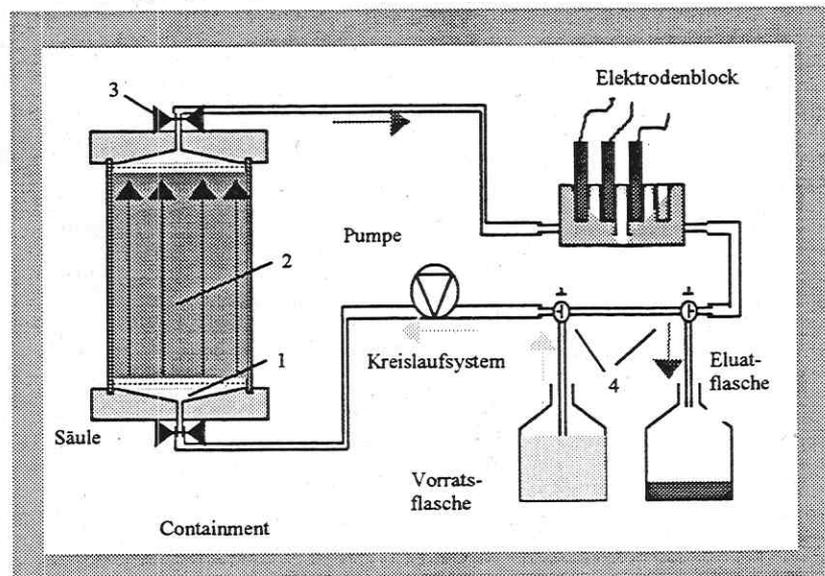


Abb. 4: Wandaufschluß im Tgb. Espenhain

Die Lysimeter befinden sich heute in den beiden Lysimeterstationen Brandis (Sächsisches Landesamt für Geologie) und Falkenberg (UFZ). In unmittelbarer Nähe zu den Lysimeteraufstandsflächen befinden sich mehrere Pegelbohrungen, von denen zwei mit Sickerwasser- Grundwasser-Meßsystemen ausgerüstet sind. Die während der Bohrung gewonnenen Liner werden in einer Säulenversuchsanlage hinsichtlich ihres Elutionsverhaltens untersucht.

Eine röntgenografische Analyse der Proben der einzelnen Sedimenttypen dient zur Beurteilung des Mineralinventars. In Abb.4 wird der Unterschied in Größe und Integration zwischen Lysimeter, Durchlaufsäule und Batch-Zylinder deutlich. Während der Batch-Zylinder in einem definierten Sediment-Typ gestochen wurde und daher makroskopisch



- 1 - Ein-/Auslaufverteiler
- 2 - zwischen Stützplatten und 0.04 mm Sieb eingebautes Probenmaterial
- 3 - selbstschließende Kupplungen
- 4 - Ventile für Öffnen und Schließen des Kreislaufsystems

Abb. 5: Prinzipskizze Umlaufsäulenanlage (NITSCHKE, 1999)

homogen erscheint, umfaßt die Füllung der Durchlaufssäulen und erst recht der Lysimeter ein Gemisch aus verschiedenen Sedimenttypen mit ihren Substratgrenzen, die einen Einfluß auf das hydraulische und chemische Verhalten des Gesamtsystems nehmen können. Die Batch- und Lysimeter-Experimente werden in den folgenden Abschnitten näher erläutert.

Batch-Experimente

Abb. 5 zeigt den prinzipiellen Aufbau der für die Untersuchungen genutzten Batch-anlage nach NITSCHKE (1991). Die Sedimentprobe befindet sich in einem Zylinder von 8 cm Durchmesser und 10 cm Länge. Das Sediment wird mit synthetisch hergestelltem Regenwasser entsprechend den klimatischen Gegebenheiten des Probenahmeortes aufgesättigt und das Eluat im Kreislauf geführt, bis sich an den Sensoren für pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Redoxpotential ein stationärer Zustand eingestellt hat. Dann wird Eluat in die Eluatflasche abgezogen und analysiert sowie das volumetrische Lösungsdefizit aus der Vorratsflasche ausgeglichen. Dieser Elutionszyklus wiederholt sich. Da das Batch-Experiment nicht von der Zeit abhängt, liegt der Diskussion und Übertragbarkeit der Ergebnisse die Zahl der Porenwasserwechsel zugrunde, über die das thermodynamische System untersucht wurde. Die Anlage ist in einem Klimaschrank untergebracht, um definierte Temperaturen einhalten zu können. Über einen Zeitraum von eineinhalb Jahren wurden an fünf Sedimenttypen von der Kippe Espenhain Batch-Experimente durchgeführt.

Ausgewählte qualitative Ergebnisse:

Es zeigen sich wesentliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Sedimenttypen, von denen hier exemplarisch nur die Typen 2 (brauner kohlehaltiger Sand) und 3 (Bodenkrume) vorgestellt werden. Das Eluat des braunen Sandes weist sehr saure pH-Werte auf, die sich

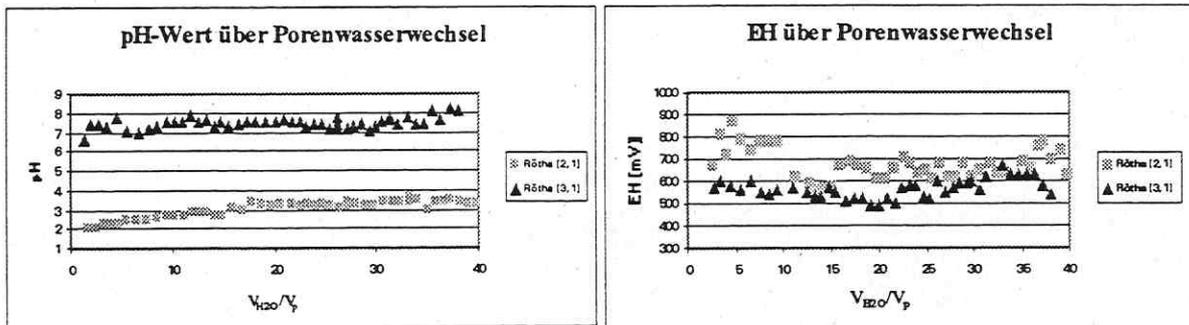


Abb. 6: pH und EH über Porenwasserwechsel der Sedimente 2 und 3

nach ca. 15 Porenwasserwechseln bei etwa 3.5 einpegeln (Abb. 6). Etwa am gleichen Punkt fällt das Redoxpotential auf Werte zwischen 600 und 700 mV. Generell läßt sich für Sediment 3 eine gute Korrelation zwischen den Konzentrationen an Fe_(ges) und SO₄²⁻ und dem pH-Wert des Eluats konstatieren (Abb. 7).

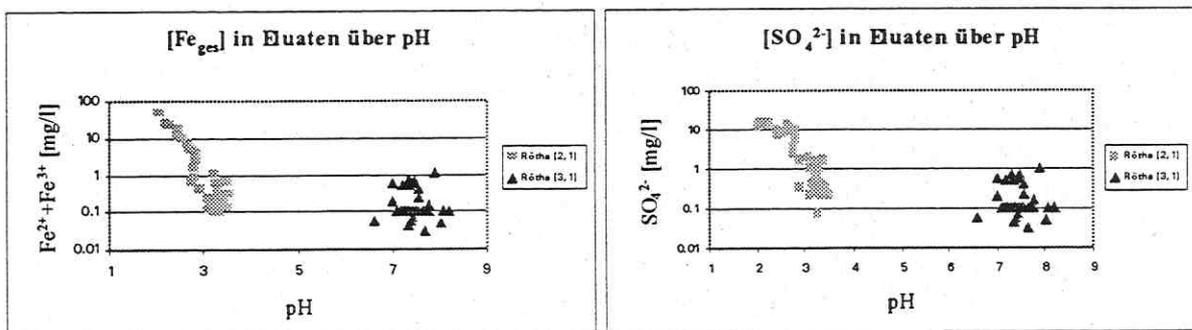


Abb. 7: Fe_(ges) - u. SO₄²⁻ -Gehalte der Eluate der Sedimenttypen 2 u. 3 über Porenwasserwechsel

Abbildung 8 zeigt die Konzentrationen der wesentlichen Wasserinhaltsstoffe im Eluat in Relation zum Porenwasserwechsel.

In einer ersten Phase über etwa 10 ... 15 Porenwasserwechsel stellt sich im Eluat des braunen Sandes eine etwa konstante (Ca^{2+} , SO_4^{2-}) bzw. schwach fallende Konzentration der Hauptin-

haltsstoffe ein. Danach kommt es zu einem exponentiellen Konzentrationsabfall (in der halblogarithmischen Darstellung linear). Mit steigender Zahl der Porenwasserwechsel mündet die Kurve in ein stabiles Plateau.

Die Probe aus der Bodenkrume zeigt ein völlig anderes Verhalten. Der pH-Wert des Eluats liegt stabil im neutralen Bereich und das Redoxpotential hat die für Bodenbildungen typischen Werte zwischen 500 und 600 mV. Die Konzentrationen aller betrachteten Ionen bewegen sich über alle Porenwasserwechsel - abgesehen von Streuungen - auf etwa konstanten Niveaus. Stellt sich trotz Eluataustausch immer wieder eine etwa gleiche Ionenkonzentration

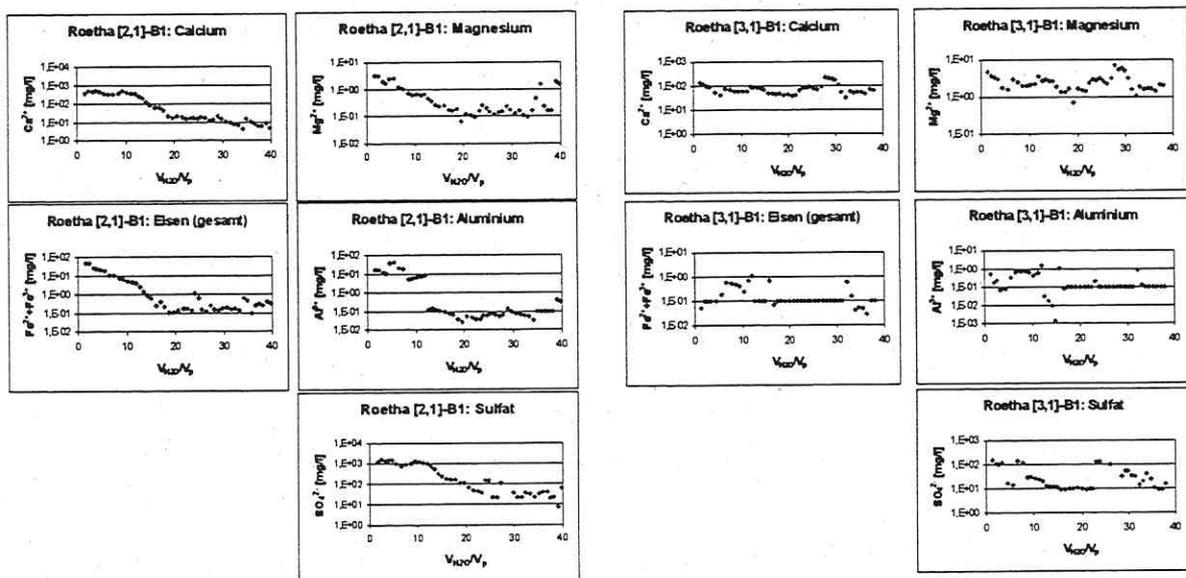


Abb. 8: Ionenkonzentrationen für Sedimenttypen 2 und 3 über dem Porenwasserwechsel

tration in der Lösung ein, wird ein im Überschuss vorrätiges Mineral infolge der Verringerung der Lösungskonzentration durch Frischwasserzusatz unter den aktuellen pH/Eh - Bedingungen sukzessive gelöst, bis jeweils wieder das Lösungsgleichgewicht erreicht ist. Ist die Mineralsubstanz aufgebraucht, bewirkt der Porenwasserwechsel eine dauerhafte Absenkung der Konzentrationen, die als exponentiell fallende Kurve in den Diagrammen der Abbildung 8 zu erkennen ist. Mündet die Kurve in ein neues stabiles Plateau findet entweder die Auflösung eines weiteren Minerals statt oder das mineralogische Inventar des eluierten Sediments steht im Gleichgewicht zur Zusammensetzung des zusetzenden Regenwassers im aktuellen Milieu.

Lysimeter-Experimente

Drei Lysimeter von der Kippe Espenhain wurden mit einer Schicht Filterkies an der Basis versehen und als wägbare, monolithische Lysimeter in der Station Brandis installiert (Abb. 9). Zu ihrer Gewinnung wurde ein Zylinder (GFK) von 1 m^2 Querschnittsfläche und 3 m Länge in Schritten von 25 cm in den Boden geschlagen und jeweils vor dem nächsten Tiefenschritt seitlich freigelegt. Die Lysimeter weisen je nach Substratzusammensetzung und Wassergehalt ein Gewicht von 7 bis 9 t auf. Die Meßgenauigkeit der Waagen liegt bei 100 g, das entspricht einer Niederschlagsmenge von 0.1 mm/m^2 . In drei Meßebenen sind jeweils Tensiometer, Saugkerzen, Bodenluftplanzen und TDR-Sonden eingebaut. Durch die Filterkiesschicht an der

Basis erfolgt der Sickerwasseraustritt. Täglich 7.00 Uhr wird der Sickerwasserauslaß geöffnet und die rein gravitativ ausfließende Menge per Wägung bestimmt. Über ein Zwischengefaß von 80 ml Volumen zieht ein automatisch arbeitendes Meß- und Analysesystem nach LAZIK ET.AL. (1997) einen Teil des Sickerwassers ab und führt ohne weiteren Luftkontakt eine Sofortanalyse u.a. auf pH-Wert, Redoxpotential und Leitfähigkeit durch. Von dem durch die Saugkerzen aufgenommenen Bodenwasser wird eine monatliche Sammelprobe von 70 ml für jede Ebene erstellt. Die Meßwerterfassung von TDR und Tensiometern erfolgt stündlich über einen Datenlogger.

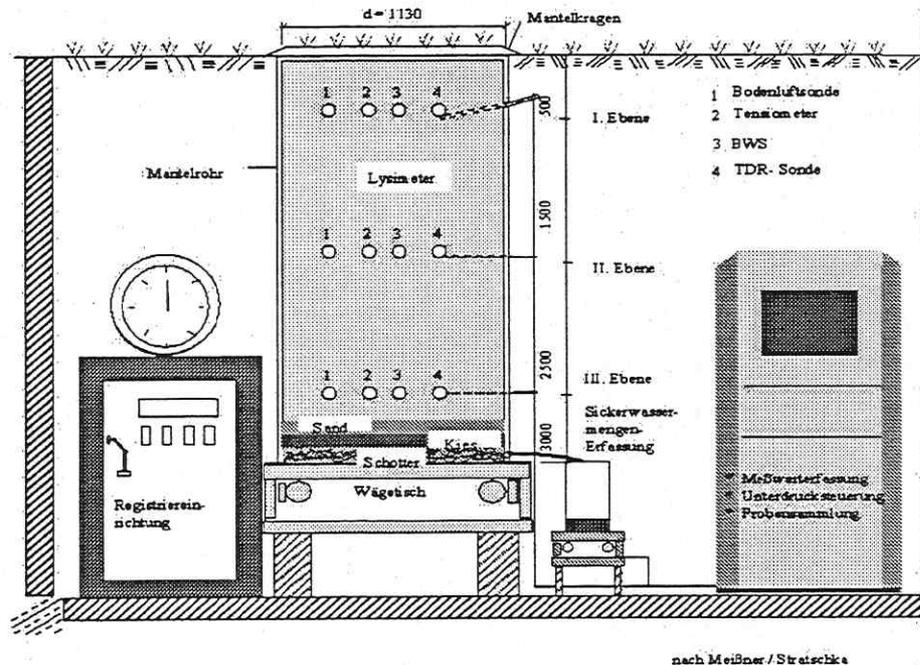


Abb. 9: Prinzipskizze der wägbaren Lysimeter in der Station Brandis

In Falkenberg befinden sich je zwei Lysimeter von den Tagebauflächen Espenhain und Zwenkau. Hier wurden die Sedimenttypen schichtweise abgegraben, in sich homogenisiert, in Big-Bags gefüllt und in der Lysimeterstation Falkenberg als gestörte, nichtwägbare Lysimeter mit horizontaler Schichtung aufgebaut. Die Falkenberger Lysimetergefäße sind durchgehend aus Polyethylen gefertigt und haben die gleiche Querschnittsfläche von 1m^2 bei einer Tiefe von 1.75 m.

Zusätzlich verfügen alle Lysimeter über einen externen Wassertank. Dessen variable Position ermöglicht die Einstellung eines definierten hydraulischen Potentials und wird nach Abschluß momentan laufender Tracerexperimente zur Simulation des Grundwasserwiederanstiegs dienen.

Ergebnisse (Brandis)

Trotz der Heterogenität der Kippensubstrate zeigen die drei Brandiser Lysimeter hinsichtlich ihrer Reaktion auf Niederschlagsereignisse sowie der gebildeten Sickerwassermenge ein nahezu identisches Verhalten (Abb. 10); ihr chemisches Regime differiert dagegen wesentlich. (Abb. 11). Unter den Anionen dominiert in allen Ebenen und Lysimetern das Sulfat. Chlorid spielt eine untergeordnete Rolle, in der obersten Ebene tritt zusätzlich Nitrat infolge landwirtschaftlicher Nutzung der Oberfläche auf. Allerdings variieren die Gehalte an Sulfat

zwischen den einzelnen Lysimetern und auch mit der Tiefe. Die Kationen bieten ein differenzierteres Bild. In der obersten Meßebene weist die Lösung nur Calcium in nennenswerten Konzentrationen auf, etwa einheitlich für alle drei Lysimeter. Diese Gehalte erhöhen sich leicht bis zur zweiten Meßebene und bleiben dann mit der Tiefe konstant. In 1.50 m Tiefe sind die Gehalte an Magnesium für alle Lysimeter signifikant, lediglich in 12-3 erhöht sich diese Konzentration merklich an den unteren Ebenen. Fe und Al werden in Lysimeter 12-1 und 12-2 mit der Tiefe dominanter, spielen aber in 12-3 nahezu keine Rolle.

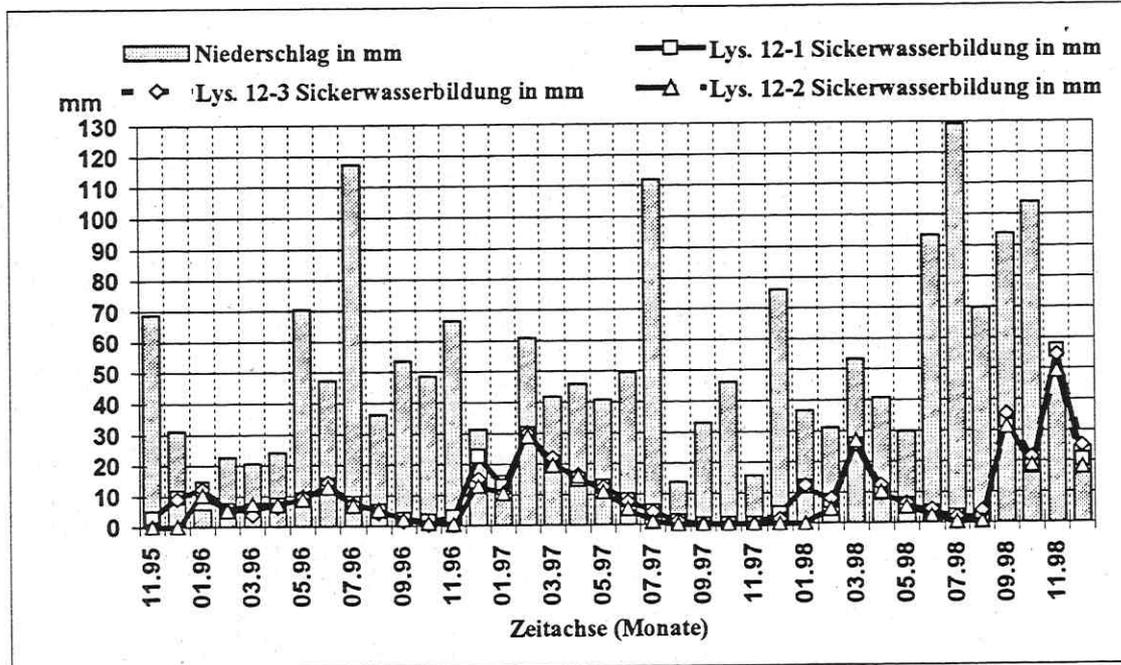


Abb. 10: Niederschlagshöhe und Sickerwassermengen der Lysimeter Brandis 12-1 bis 12-3

Die Eluate der Lysimeter 12-1 und 12-2 zeigen ab der zweiten Meßebene stets deutlich höhere Gesamtkonzentrationen gelöster Inhaltsstoffe gegenüber 12-3. Dies korrespondiert mit den Protonenkonzentrationen, die hier stellvertretend für die pH-Werte angegeben sind. Lysimeter 12-3 verzeichnet – wahrscheinlich aufgrund mergeliger Einlagerungen – die niedrigsten Protonenkonzentrationen, die mit niedrigeren Eisen- und Sulfat-, aber höheren Magnesium-Konzentrationen korrelieren.

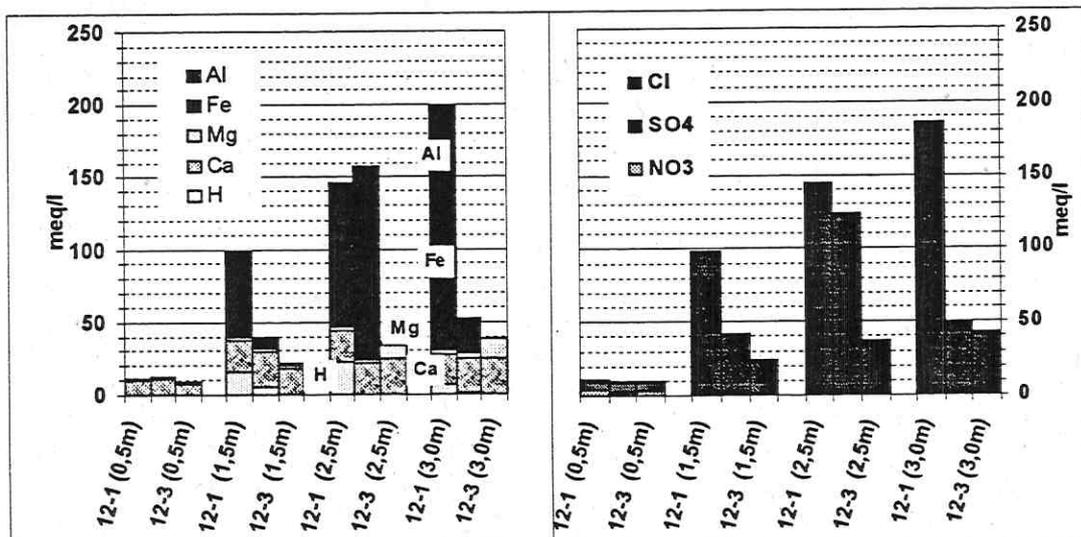


Abb. 11: Ionenäquivalentkonzentrationen der Meßebenen Lysimeter Brandis 12-1 bis 12-3

Die oben beschriebene Parallelität im Verhalten der drei Lysimeter hinsichtlich gebildeter Sickerwassermenge und Evapotranspiration auf der einen, das differierende chemische Verhalten auf der anderen Seite gaben zu folgender Schlußfolgerung Anlaß: Sickerwasserbildung und Evapotranspiration werden von den quartären Deckschichten und der Bepflanzung gesteuert, während die stark heterogenen Absetzerkippensubstrate die unterschiedliche chemische Zusammensetzung der Eluate bedingen. Letzteres wird durch die Ergebnisse der Batch-Experimente unteretzt.

Ausblick

Zur Skalierung der über die Wasserinhaltsstoffe ableitbaren Prozesse soll die beschriebene experimentell gewonnene Datenbasis zunächst durch Tracer-Experimente an Durchlaufsäulen ergänzt werden, um Informationen über hydraulische Parameter der Sedimente und die Transportprozesse zu erhalten. Das wird die Grundlage für erste hydraulische 1D-Modellierungen bilden. Parallel dazu werden mit dem Programm PHREEQC (PH-REDOX-EQUILI-BRIUM-C-CODE) die geochemischen Abläufe anhand der Eluatanalysen und der mineralogischen Charakterisierung der Sedimenttypen rechnerisch nachvollzogen. Basis hierfür bilden die Batch-Experimente.

Ein weiterer Schritt unserer Arbeiten wird sich mit dem Verhalten der Kippensedimente unter wassergesättigten und wasserungesättigten Verhältnissen beschäftigen. Dazu wird an den Lysimetern über ein externes hydraulisches Potential ein Grundwassereinstau simuliert.

Wie im ersten Abschnitt bereits angedeutet besteht bei der Korrelation der Ergebnisse aus Experimenten von unterschiedlichen Skalen meist ein Maßstabsproblem. Die gemessenen Parameter, ihre funktionalen Verknüpfungen und die für den jeweiligen Betrachtungsmaßstab angepaßten Modelle sind nur in Ausnahmefällen skaleninvariant. Für die Teilsysteme Hydraulik/Geochemie müssen deshalb systembeschreibende Zustands- und Prozeßparameter an unterschiedlichskaligen Experimenten bestimmt und deren Skalierungsverhalten untersucht werden. Auf dieser Grundlage soll ein maßstabsübergreifendes konsistentes Modell ausgewählter Prozesse in Kippen entstehen, welches als Entscheidungshilfe bei Fragen der Kultivierung und Nutzung von Kippenflächen dienen kann.

Literatur

- KABAT, P.; HUTJES, R. W. A.; FEDDES, R. A.: The scaling characteristics of soil parameters: From plot scale heterogeneity to subgrid parametrization. *Journal of Hydrology* Vol. 190, 1997, p. 363 – 396.
- KNAPPE, S.; HAFERKORN, U.; MATTUSCH, J.; WENNRICH, R.: Wasser- und Stoffflüsse in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig. Unveröffentlicht.
- LAZIK, D.; MORGENEYER, B.; RIEDEL, W.; KARGUT, R.; SANDER, M.; SCHNEIDER, T.; SEIFERT, E.: Modulares Vierkanalprobenahme- und Meßsystem zur automatischen Langzeitanalyse von Fluiden für hydrogeochemische Feld- und Laborversuche. Anmeldung: DPA München, 22. 12. 1997.
- LUCKNER, L., SCHESTAKOW, W.: Migrationsprozesse im Boden und Grundwasserbereich. 1. Auflage, Dt. Verl. F. Grundstoffind., Leipzig, 1986.
- NITSCHKE, C.: Verfügbare Neuentwicklungen zur Untergrunderkundung und Überwachung. 1. Dresdner Grundwasserforschungstage 1991, TU Dresden. 17 – 33.
- O'NEILL, P.: *Environmental Chemistry*. 2nd ed. Chapman & Hall, London, 1993
- SCHLEGEL, H. G.: *Allgemeine Mikrobiologie*. 7. Auflage, Georg Thieme Verlag Stuttgart, 1992.

H.-M. NITZSCHE¹, H.R. GLÄSER² & M. SCHRECK³

Faseroptische Temperaturmessungen und gasisotopische Untersuchungen auf der Innenflurkippe des Tagebaurestloches Cospuden

¹ Institut für Nichtklassische Chemie an der Universität Leipzig, D-04318 Leipzig

² UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Hydrogeologie, D-06120 Halle

³ University of Okayama, Department of Environmental & Civil Design, Japan

Kurzfassung

Die geochemischen Prozesse in Kippengeländen des Braunkohlebergbaues werden üblicherweise über Analysen an Wasser- und Bodenproben untersucht. In Ergänzung dazu stehen Beobachtungen von in situ Reaktionen über das Temperaturfeld sowie der Zusammensetzung der Bodenluft. Insbesondere die Analysen des CO₂ in der Bodenluft sind geeignet, Aussagen zum Wirken und zeitlichen Verlauf der substratabhängigen Säurefront im Kippenkörper zu liefern. In deren Konsequenz können auch Ursachen von auftretenden Temperaturanomalien im Kippenmassiv erklärt werden.

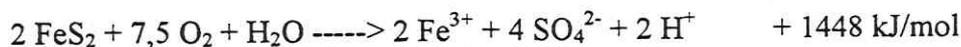
Einleitung

Die Erforschung der Prozesse in bergbaulich geprägten Grundwasserleitern ist Bestandteil eines wissenschaftlichen Verbundprojektes innerhalb des Umweltforschungszentrums Leipzig - Halle. Exemplarisch für den Leipziger Südraum erfolgen auf der Innenflurkippe des in Flutung befindlichen Tagebaues Cospuden umfangreiche Untersuchungen. Diese werden teilweise von der Deutschen Forschungsgemeinschaft DFG gefördert.

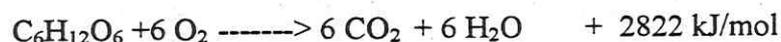
Im Verbund mit dem hydraulischen und hydrochemischen Untersuchungsprogramm auf der Kippe erfolgen Beobachtungen von speziellen in situ - Prozessen. Durch Probenahme der Bodengase und der nachfolgenden Erfassung isotopischer Grundmuster am Kohlenstoff wird den Mechanismen der CO₂ - Genese im Kippenkörper nachgegangen. Es ist bekannt, dass die im Kippensubstrat vorkommenden Sulfide sehr schnell unter Bildung von Schwefelsäure verwittern. Damit werden die Voraussetzungen für eine Karbonatzersetzung geschaffen. Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen belegen, dass auch die Oxidation der dispersen organischen Substanz eine CO₂ - Quelle darstellt.

Sowohl die Sulfidverwitterung als auch die Kohlenstoffoxidation sind bekanntlich stark exothermer Natur. Aus diesem Grunde bieten sich Beobachtungen des Temperaturfeldes im Reaktionsraum an.

Sulfid



Organischer Kohlenstoff



Ziel dieser kombinierten Verfahrensmethodik ist es, neben der wissenschaftlichen Grundlagenforschung ein neues Untersuchungsinstrumentarium zur Bewertung von umweltrelevanten Säurereaktionen in Kippenmassiven zu erarbeiten. Am Messstandort

geschieht dies unter dem potentiellen Szenario der Wechselwirkung des Restlochsees mit der Kippe und der zeitlich verzögerten Rückwirkung des dort vorhandenen Aciditätspotentials auf den Restlochsee.

Untersuchungsgebiet

Auf der Kippe wurde im Verlaufe mehrerer Jahre ein Messfeld mit folgendem Inventar errichtet:

- 1 Multilevel-Probenahmesystem
- 1 Sicker- und Grundwasserbeobachtungssystem SGM
- 4 faseroptische Temperaturmesssysteme (Optical Time Domain Reflectometry)
- 5 Bodengas-Messstellen mit verschiedenen Probenahmeteufen

Im Umfeld befinden sich zudem vier Gütepegel (RCO 4, 12, 15 und 18), die in unterschiedlichen Teufen der Kippe verfiltert sind. Das Messfeld selbst grenzt an die Uferzone zum Restlochsee. Die auf das Untersuchungsgebiet „wirkende“ Uferlänge beträgt etwa 800 m. Aus geotechnischen Überlegungen heraus ist die Uferlinie teilweise in Buchten zergliedert worden.

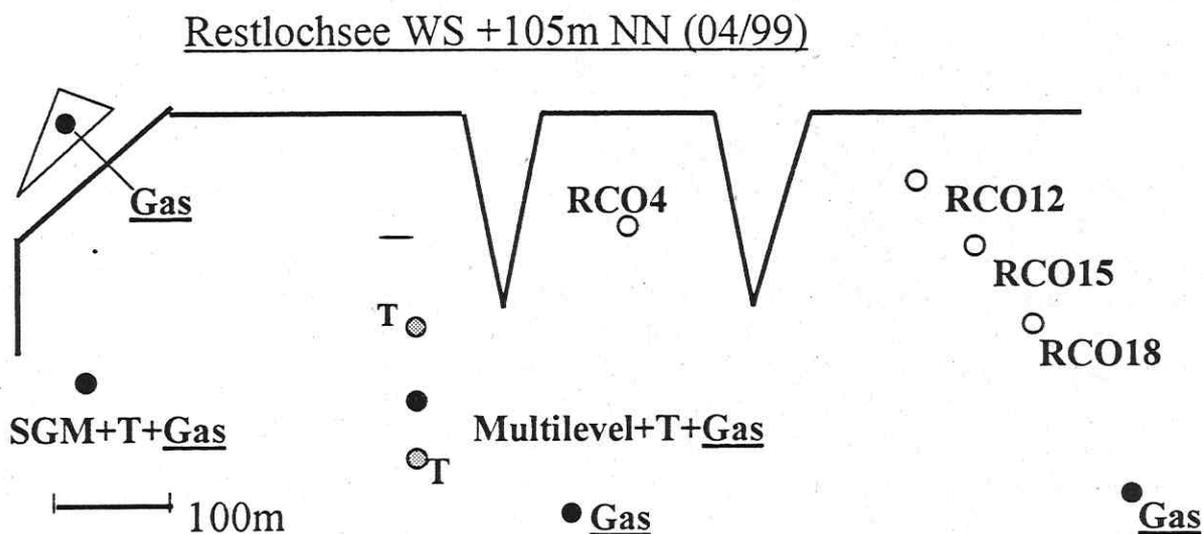


Abb. 1: Lageskizze der Messstellen

Der gegenwärtige Wasserspiegelanstieg im Restloch beläuft sich auf 1 Meter im Monat, was auf die seit Frühjahr 1998 verstärkte Zuführung von Fremdwasser aus dem Tagebau Profen zurück zu führen ist. Auch in der Kippe ist ein zügiger Wasseranstieg feststellbar. Eine der Gasmessstellen befindet sich aufgrund der Flutungssituation nunmehr in Insellage. Es ist die einzige der Gasmessstellen, die schüttungsbedingt direkt in die Fördebrückenkippe abgeteuft werden konnte. Die übrigen Gasmessstellen erreichen unterschiedliche Teufen (maximal 10 m) in der Absetzerkippe.

Gas- und Isotopenuntersuchungen

Untersuchungen am Kippensubstrat

Untersuchungen an Kippensubstraten des Rheinischen Braunkohlenreviers hatten ergeben, dass mit zunehmender Lagerungszeit die Kohlendioxidgehalte der Gasphase der Versuchsschüttungen zunahm. Aufgrund der Zusammensetzung des benutzten Kippensubstrats wurde geschlussfolgert, dass die erhöhten Kohlendioxidgehalte das Ergebnis der Zersetzung von Karbonaten mit Schwefelsäure, die sich bei der Pyritverwitterung gebildet hatte, ist (WISOTZKY, 1994). Da die durchschnittlichen Karbonat- und Sulfidgehalte in den Mitteldeutschen Revieren wesentlich höher sind, sollte auch das Bildungspotential für Kohlendioxid größer sein.

Erste Messungen an Bodenluft aus 1 m Tiefe ergaben Kohlendioxidgehalte um 8 %.

Mögliche Kohlendioxidquellen neben der Zersetzung von Karbonat sind in Abb. 2 schematisch zusammengestellt. Die Untersuchung der Kohlenstoffisotopenzusammensetzung, ausgedrückt in $\delta^{13}\text{C}$ -Werten, macht eine Unterscheidung zwischen verschiedenen Quellen möglich.

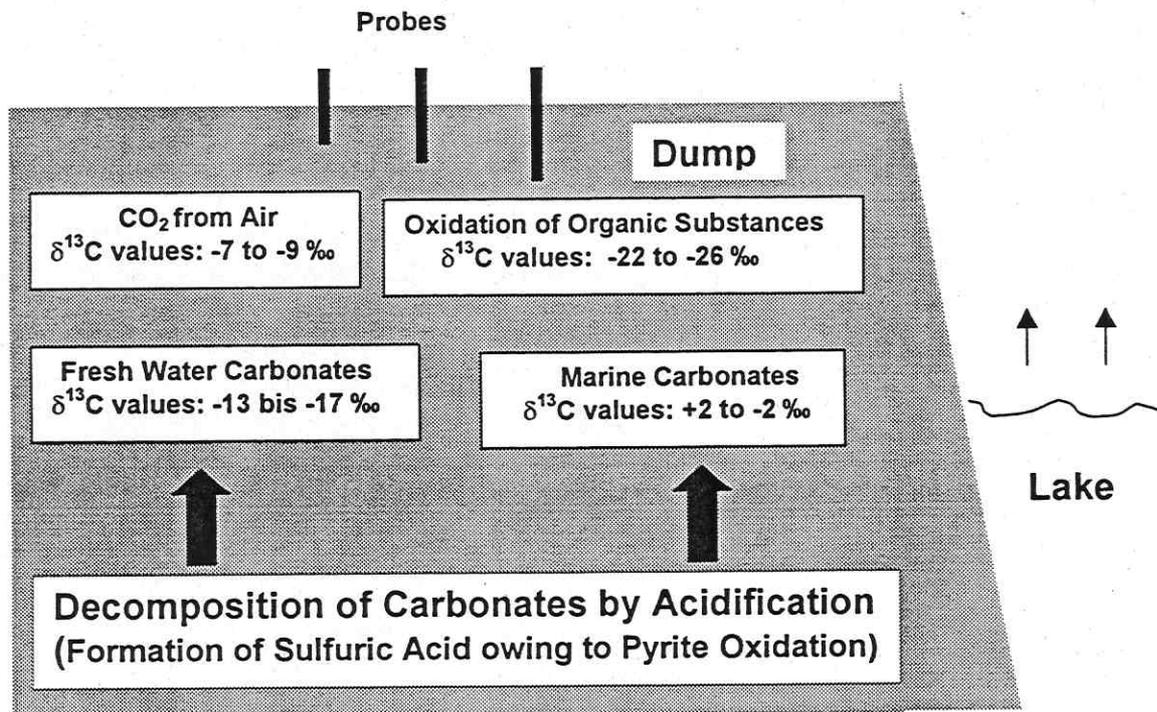


Abb. 2: Potentielle Kohlendioxidquellen in Braunkohletagebaukippen

Nach BELLMANN u.a. (1977) ist bekannt, dass im Untersuchungsgebiet neben den typischerweise marinen Karbonaten auch Karbonatkonkretionen, die sich infolge Auflösen mariner Karbonate durch CO_2 -reiche meteorische Wässer und anschließender Wiederausfällung gebildet haben, auftreten. Solche Bildungen stellen lokale Besonderheiten dar. Um herauszufinden, ob solche Karbonate für das Untersuchungsgebiet typisch sind, wurde der Kern der Bohrung RCO15 systematisch beprobt, und die Gehalte an organischem und karbonatischem Kohlenstoff sowie deren isotopische Zusammensetzung bestimmt. Für den mittleren Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde ein Wert von 3,7 % und für Karbonat von 4,5 % gefunden. Diese Zahlen belegen das große CO_2 -Bildungspotential einer Kippe. Die Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen sind in Abb. 3 dargestellt.

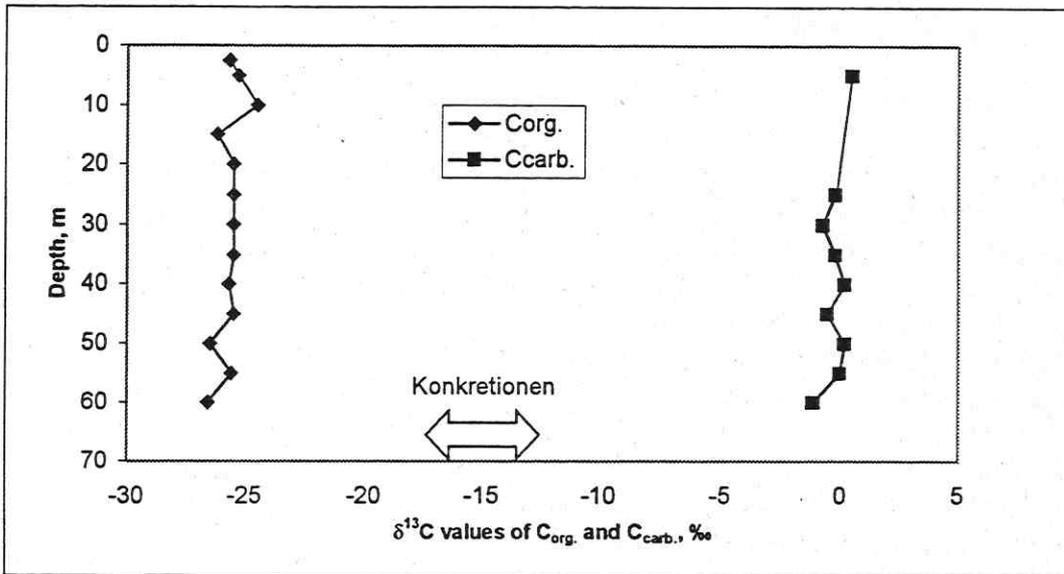


Abb. 3: $\delta^{13}\text{C}$ Werte des organischen und karbonatischen Kohlenstoffs

Sowohl die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des organischen Kohlenstoffs als auch des Karbonats liegen in den für diese Substanzgruppen typischen Bereichen. Hinweise auf Karbonatkonkretionen konnten im untersuchten Material nicht gefunden werden.

Probenahme

Die stationären Gassonden aus Edelstahl wurden in unterschiedlichen Tiefen (2, 5 und 10 m) installiert. Vor jeder Gasentnahme wurde mit Bodenluft gespült. Um dabei das Ansaugen von atmosphärischer Luft zu verhindern, wurde bei der Sondenkonstruktion auf möglichst geringes Totvolumen geachtet. Mobile Sonden, die nur zur Bodenluftentnahme in den Boden eingeschlagen wurden, hatten ein noch geringeres Totvolumen. Die entnommenen Gasproben wurden gaschromatographisch untersucht. Für die Bestimmung der Isotopenzusammensetzung wurde das Kohlendioxid (und in wenigen Fällen auch das Methan) gaschromatographisch abgetrennt und für die massenspektrometrische Messung aufbereitet.

Ergebnisse

Tabelle 1: Untersuchungsergebnisse von Gasen aus stationären Sonden

Tiefe, m	Proben- zahl	Zusammensetzung, Vol.-% ± Streuung				$\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}$, ‰
		Ar + O ₂	N ₂	CO ₂	CH ₄	
SGM						
1	6	2.60 ± 0.70	87.79 ± 0.95	9.60 ± 1.23	Sp.	-24.2 ± 0.6
2	4	4.80 ± 1.00	84.35 ± 1.79	10.83 ± 2.15	Sp.	-24.0 ± 1.4
5	4	2.36 ± 1.00	80.96 ± 1.03	16.70 ± 2.00	Sp.	-24.6 ± 0.7
10	4	1.38 ± 0.08	76.78 ± 0.82	21.83 ± 0.70	Sp.	-24.3 ± 0.3
Multilevel						
8	2	3.93 ± 2.17	84.60 ± 1.46	11.20 ± 0.44	Sp.	-23.8 ± 1.0
Sonde "Z"						
10	3	3.81 ± 2.47	82.51 ± 2.63	13.68 ± 0.18	Sp.	-22,7 ± 0.3
Sonde "I"						
10	3	5.20 ± 2.81	84.85 ± 2.65	9.95 ± 0.80	Sp.	-11.1 ± 0.3

In den Gasen der Sonden am SGM nimmt im Prinzip mit zunehmender Entnahmetiefe der CO_2 -Gehalt zu und der N_2 -Gehalt ab. Im Gegensatz dazu sind die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte einheitlich. Darüber hinaus muss aus ihrer Größe geschlussfolgert werden, dass das Kohlendioxid nicht aus der Zersetzung von Karbonaten stammt, sondern seinen Ursprung in der Oxidation der organischen Substanz hat. Gleiches gilt auch für das Kohlendioxid aus dem **Multilevel** und der Sonde "Z".

Alle genannten Sonden befinden sich in der trockenen Absetzerkippe. Dem gegenüber befindet sich die Sonde "I" auf einem Teil der Förderbrückenkippe, der kurz vor der Überflutung steht. Die Isotopenzusammensetzung des Kohlendioxids in den dort entnommenen Gasen zeigt deutlich die Zumischung von "isotopisch schwerem" CO_2 , welches bei der Zersetzung der marinen Karbonate entsteht. Neben der Tatsache, dass das Material der Förderbrückenkippe höhere Karbonatgehalte besitzt, ist offensichtlich auch der Säuretransport durch das Wasser von Bedeutung. Darauf weisen auch die Ergebnisse des Profils 1 in Tabelle 2 hin.

Tabelle 2: Untersuchungsergebnisse von Gasen entlang von Uferprofilen

	Zusammensetzung, Vol.-%				$\delta^{13}\text{C}_{\text{CO}_2}, \text{‰}$	$\delta^{13}\text{C}_{\text{CH}_4}, \text{‰}$
	Ar + O ₂	N ₂	CO ₂	CH ₄		
Profil 1						
5m	1.45	78.36	20.18	Sp.	-17.1	
10 m	5.29	81.09	13.61	Sp.	-17.1	
Profil 2						
10 m	9.94	76.58	13.35	0.12	-23.8	
20 m	3.14	69.67	26.92	0.26	-23.7	
30 m	0.86	44.97	50.76	3.40	-23.5	-50.0
40 m	1.34	66.38	29.98	2.29	-19.6	-44.5
50 m	1.96	47.69	46.15	4.19	-21.7	-53.1
60 m	7.66	71.94	19,90	0.49	-21.7	

Die Profile wurden entlang der abgeschrägten Absetzerkippe, beginnend am Seespiegel, gelegt. Die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte belegen in Wasserspiegelnähe wieder eine Zumischung von Karbonat - CO_2 . Im Profil 2 werden im Bereich 40 - 60 m ebenfalls weniger negative $\delta^{13}\text{C}$ -Werte im Kohlendioxid gefunden. Hier ist die Ursache jedoch nicht die Zersetzung von Karbonaten, sondern die Einstellung reduzierender Bedingungen, wie die Bildung von Methan belegt. Für die Zuordnung von Bildungsmechanismen ist die Kombination von Stoff- und Isotopenuntersuchungen unerlässlich.

Ergebnisse faseroptischer Temperaturmessungen

Das Funktionsprinzip faseroptischer Messungen (Profilierung mit laserinduziertem Ramanstreulicht) ist in SCHRECK u.a. (1998) beschrieben.

Die ersten Temperaturuntersuchungen starteten auf der Kippe Cospuden im Februar 1995 an der Messstelle SGM. Sie dauerten bis zur Beschädigung des Messsystemes über 15 Monate an. Das Interesse galt zunächst vorrangig dem Nachweis des exothermen Vorganges der Sulfidoxidation. Weitergehende Untersuchungen am Kernmaterial der Bohrungen und die oben vorgestellten Bodenluftuntersuchungen korrigierten diese Vorstellungen um den stark Einfluss nehmenden Effekt der ebenfalls exotherm verlaufenden Oxidation von organischem Kohlenstoff.

Im Messfeld Cospuden sind 1998 drei faseroptische Messeinrichtungen im Ersatz für das unbrauchbar gewordene Sicker- und Grundwasserbeobachtungssystem SGM in Betrieb gegangen. Zwei der drei neuen Temperaturmessstellen wurden mittels Drucksondertechnologie errichtet und erreichen ebenfalls die Kippenbasis. Die Installationsvariante des Glasfaserkabels am Messsystem C-ML (Cospuden Multilevel) ähnelt der des SGM. Die 1998 am Multilevel gewonnenen Temperaturkurven unterscheiden sich deutlich von den früheren Registrierungen am SGM.

Das Fehlen einer zum SGM vergleichbaren Temperaturanomalie im Bereich der mittleren Teufenlage der Absetzerkippe (10 - 14 m) kann durch den hier vergleichsweise geringen C_{org} -Gehalt erklärt werden. Die unterhalb 20 m gegenüber dem SGM ansteigenden Temperaturen sind womöglich (bisher nur ein Analysenwert aus diesem Teufenbereich) an wiederum steigenden Kohlenstoffgehalt gebunden (Tabelle 3).

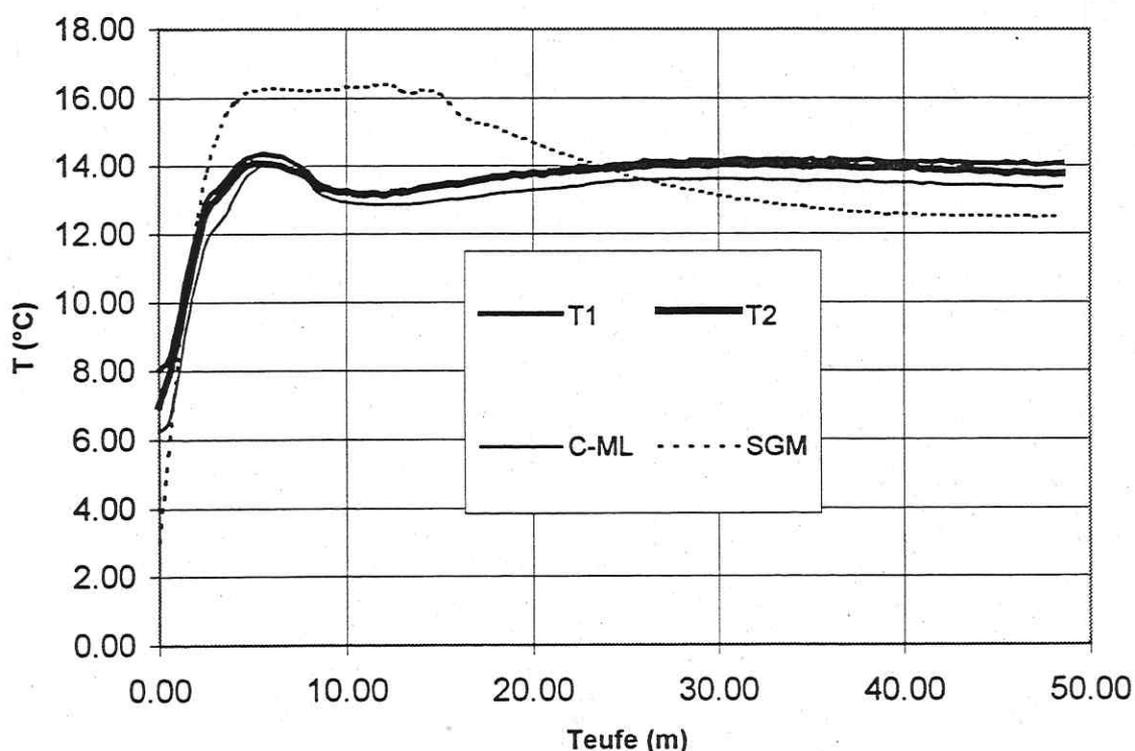


Abb. 4: Temperaturvergleich SGM (11/95), Multilevel (11/98)

Dass das Ausbleiben von exothermen Reaktionen im Absetzerkippenbereich am Standort C-ML nicht auf das Fehlen von Sauerstoff, sondern tatsächlich auf den Mangel an entsprechend thermisch wirksamen Reaktanden zurückzuführen ist, zeigte folgendes Experiment. An der Messstelle C-ML waren auf Teufe 8 m ca. 2000 Liter Pressluft binnen 30 Minuten in die Kippe geleitet worden. Die 5 Tage später aufgezeichnete Temperaturreaktion war nur schwach ausgebildet. Sie betrug etwa +0.6 K.

Tabelle 3: Gehalte an Sulfiden und organischen Kohlenstoff in Sedimentproben

Teufe (m)	Sulfid - S (Masse-%)	C _{org} (Masse-%)	C _{org} (Masse-%)
	SGM	SGM	CML
2	0.5	9.2	
4			
6	0.1	2.3	
8			
10			9.1
12	0.5	8.7	
14		14.7	0.7
16	0.6	12.9	
18	0.2	1.0	5.1
20	0.4	0.9	10.8
22			
24		0.8	
26			
28	0.7	0.8	

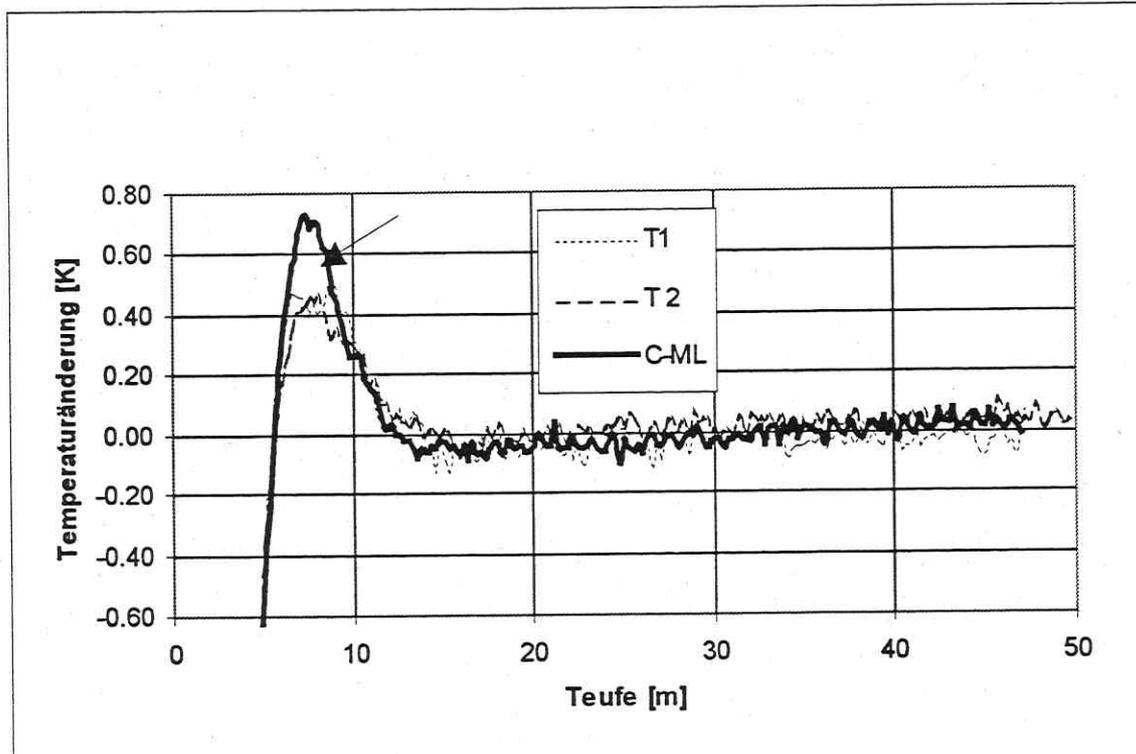


Abb. 5: Temperaturdifferenzen zwischen Meßstellen C-ML (Preßluft eingeblasen) und den Meßstellen T1 und T2.

Zusammenfassung

Sowohl Bodenluftuntersuchungen als auch Temperaturmessungen sind zunächst völlig eigenständige Untersuchungsmethoden. Im Testfeld Cospuden wurden diese miteinander kombiniert, um geochemische Prozesse im Kippenkörper erfassen und beschreiben zu

können. So konnten beispielsweise anomale Temperaturindikationen, die anfänglich auf die Sulfidoxidation zurückgeführt worden waren, durch Gas- u. Isotopenuntersuchungen der ebenfalls exotherm verlaufenden Kohlenstoffoxidation zugeordnet werden. Das infolge der Restlochflutung in die Kippe eindringende Wasser führt zur örtlichen Verlagerung von Säurefronten im Kippenmassiv. Deren Intensität und zeitliche Entwicklung sind in vom karbonatischen Puffervermögen des Substrates abhängig. In Abhängigkeit von der Zielstellung - lokale Langzeitbeobachtungen oder Screening - können stationäre oder mobile Probenahmen ausgeführt werden.

Literatur

- BELLMANN, H.-J., PILOT, J. & RÖSLER, H.J. (1977): Untersuchungen zur Petrographie und Genese von Karbonatkonkretionen im braunkohlenführenden Oligozän der Leipziger Bucht. *Z. angew. Geol.* 23, 334 - 341.
- SCHRECK, M., NISHIGAKI, M., GLÄSER, H. R., CHRISTOPH, G., GROßWIG, S., HURTIG, E., KASCH, M., KÜHN, K. (1998): Determination of Heat Production Zones at Open-Cast Mine Dump. *ASCE JOURNAL OF Environmental Engineering*, Vol. 124, No 7.
- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlenreviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch Nr. 58, hrsg. vom Landesumweltamt NRW, Essen.

G. KRÜGER¹ & G. REINHÄCKEL

Quantifizierung des Mineralbestandes in Kippensedimenten von Zwenkau und Espenhain anhand von Fernerkundungsdaten

¹ GeoForschungsZentrum Potsdam (GFZ), Telegrafenberg, 14473 Potsdam

² Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), 82234 Weßling

Kurzfassung

Die Kenntnis der flächenhaften stofflichen Zusammensetzung von Abraumkippen des Braunkohlenbergbaus ist von großer Bedeutung für die Einschätzung und Bewertung der hydrogeochemischen Situation und die Planung und Durchführung von Rekultivierungsmaßnahmen. Dieser Artikel beschreibt die quantitative stoffliche Kartierung von Abraumkippen der Braunkohlentagebaue Zwenkau und Espenhain aus hyperspektralen Fernerkundungsdaten. Solche abbildenden Spektrometer registrieren wellenlängenabhängig die von der Erde reflektierte Sonnenstrahlung und die emittierte Wärmestrahlung im sichtbaren und infraroten Spektralbereich. Für dieses Projekt wurden Daten des flugzeuggetragenen Sensors DAIS 7915 (Digital Airborne Imaging Spectrometer) verwendet. Sie haben auf der Grundlage der spektralen Signaturen der betreffenden Materialien die Kartierung der Gehalte von Kaolinit, Quarz, Pyrit und organischem Material in mehrere Klassen im relevanten Konzentrationsbereich ermöglicht.

Einleitung

Bedingt durch die Stilllegung der meisten Braunkohlentagebaue seit der deutschen Wiedervereinigung werden im mitteldeutschen Revier ausgedehnte devastierte Flächen rekultiviert. Eine detaillierte Kenntnis der flächenhaften stofflichen Zusammensetzung der Abraumkippen ist von großer Bedeutung für die Einschätzung der zukünftigen hydrogeochemischen Entwicklung und zur Vorbereitung von Rekultivierungsmaßnahmen. Die Versauerung von Restlochseen und Kippenkörpern aufgrund Pyritoxidation stellt ein wesentliches Umweltproblem dar. Die daraus resultierenden Mineralum- und -neubildungen in den Kippen haben zudem Auswirkungen auf das Korngrößengefüge und können damit auch die Stabilität der Kippen beeinflussen.

Eine neue Möglichkeit zur schnellen und kostengünstigen Kartierung der stofflichen Zusammensetzung größerer Areale ist durch die abbildende Spektrometrie gegeben. Dabei wird bislang nur vom Flugzeug aus – satellitengetragene Systeme befinden sich in der Entwicklung – die von der Erdoberfläche reflektierte oder/und emittierte Strahlung im sichtbaren und infraroten Spektralbereich wellenlängenabhängig von einem Hyperspektralscanner flächenhaft aufgezeichnet. Viele Materialien weisen im genannten Spektralbereich eine charakteristische spektrale Signatur auf, anhand derer sie in Mischungen identifiziert und gegebenenfalls auch quantifiziert werden können.

In diesem konkreten Anwendungsbeispiel (KAUFMANN et al., 1997) wurden die diagnostischen spektralen Eigenschaften einiger Hauptbestandteile von Braunkohlenabraumkippen (die Minerale Kaolinit, Quarz und Pyrit, sowie organisches Material) für ihre quantitative Kartierung aus DAIS 7915 Daten genutzt. Diese basiert dabei auf einer Kalibration mittels referenzanalytischer Untersuchungen von Geländeproben hinsichtlich ihrer mineralogischen und chemischen Zusammensetzung und laborspektrometrischen Messungen im reflektiven (0,4 - 2,5 µm) und thermalen (8 - 13 µm) Wellenlängenbereich. Die in diesem Artikel vorgestellten Ergebnisse können im Detail bei

KRÜGER (1999) und REINHÄCKEL (1999) nachgelesen werden. Ausführliche Beschreibungen von in diesem Artikel dargestellten Zusammenhängen und Resultaten finden sich auch in den Publikationen von KRÜGER et al. (1998a&b), REINHÄCKEL & KRÜGER (1998), und REINHÄCKEL & MÜLLER (1998). Von REINHÄCKEL et al. (1999) und SCHRADER (1997) werden darüber hinaus Auswertungen der DAIS-Daten hinsichtlich des Temperaturverhaltens der Abraumkippen präsentiert. Dabei wurde festgestellt, daß exotherme Reaktionen im Kippenkörper (z.B. die Oxidation des Pyrits) unter günstigen Bedingungen (Nachtaufnahme bei niedriger Umgebungstemperatur) eine fernerkundlich meßbare Erhöhung der Temperatur der Kippenoberfläche bewirken können.

Das Testgebiet: die Braunkohlentagebaue Espenhain und Zwenkau

Die beiden Braunkohlentagebaue Espenhain (1994 stillgelegt) und Zwenkau (noch in Betrieb) südlich der Stadt Leipzig im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier bilden das Testgebiet für dieses Projekt. Die Geologie des Südraumes Leipzig wurde eingehend unter anderem von EIBMANN (1975) und BELLMANN et al. (1994) beschrieben. Vor der Gewinnung der Braunkohle müssen tertiäre und quartäre Abraummassen sedimentären Ursprungs abgebaggert und verkippt werden. Dies erfolgt für die tertiären Massen größtenteils über die Förderbrücke und den Versturz in der sogenannten Förderbrückenkippe, während die quartären Massen weitgehend in den Absetzerkippen im rückwärtigen Teil der Tagebaue für die Reliefgestaltung der zukünftigen Bergbaufolgelandschaft verwendet werden. In den Kippenbereichen laufen mannigfaltige chemische Reaktionen ab, die großen Einfluß auf die mineralogische Zusammensetzung der Kippen haben. Pyrit wird oxidiert und setzt Schwefelsäure frei. Durch die hohe Azidität werden Minerale angegriffen und neu gebildet, wodurch sich auch das Korngrößengefüge der Kippen verändert. Die Auswirkungen des Tagebaubetriebes auf die Ökologie und die Landschaft sind massiv (z.B. GLÄBER, 1995, und SCHRECK & GLÄBER, 1998).

Reflexionsspektrometrie vom Sichtbaren bis zum thermalen Infrarot

Das wellenlängenabhängige Reflexionsverhalten eines Materials im reflektiven und thermalen Wellenlängenbereich wird durch eine Vielzahl physikalischer Prozesse bestimmt, in erster Linie durch die Ausbildung von Absorptionsbanden, die auf der Anregung elektronischer und vibratorischer Übergänge beruhen. Es kann zur Identifizierung und ggf. Quantifizierung der Materialien genutzt werden. Absorptionsbanden elektronischer Prozesse sind zumeist breitbandig und finden sich fast ausschließlich im sichtbaren und nahen infraroten Teil des reflektiven Wellenlängenbereiches wieder (HUNT, 1977). Die materialspezifische Anregung von Schwingungsübergängen erfolgt zumeist im thermalen Infrarot (Reststrahlenbanden), wobei Obertöne und Kombinationsschwingungen auch im kurzwelligen Infrarot ($\sim 2\mu\text{m}$) bedeutsam werden. Anzahl, Stärke, Position und Ausbildung dieser spektralen Merkmale werden in erster Linie durch die Atommassen der schwingenden molekularen Einheiten, deren Geometrie und die Bindungsstärken bestimmt (WALTER & SALISBURY, 1989). Prägend auf das Spektralverhalten wirken sich im reflektiven Bereich molekulare Gruppen wie H_2O , OH^- , CO_3^{2-} , CH_x und NH_4^+ aus (Alterationsminerale, Karbonate, Sulfate etc.), während das Spektralverhalten im thermalen Infrarot stark durch die SiO_2 -Gruppen (Bindungsstärke) bestimmt wird (CLARK et al., 1990; SALISBURY et al., 1991; SPITZER & KLEINMAN, 1961).

Während die Lage einer Bande eine Stoffkonstante ist, wird ihre Intensität vorrangig von dem Anteil des sie verursachenden Materials in der Probe bestimmt. Allerdings spielen auch andere Parameter eine Rolle (z.B. die Korngröße, der Feuchtigkeitsgehalt oder das Vorhandensein opaker Nebenbestandteile). Die relative Absorptionstiefe einer Bande (CLARK & ROUSH, 1984) kann beispielsweise als ein lineares Maß für den Gehalt an der dafür

verantwortlichen Mischungskomponente und somit zur Quantifizierung von Proben unbekannter Zusammensetzung genommen werden, wenn nichtlineare Effekte, wie sie in Strahlungstransfermodellen (z.B. HAPKE, 1993) berücksichtigt werden, vernachlässigbar sind.

Hyperspektrale und thermale Fernerkundung

Optische Fernerkundungssysteme mit einer quasi kontinuierlichen Abdeckung einzelner Spektralbereiche mit einer Vielzahl von Spektralkanälen werden als hyperspektrale Systeme oder abbildende Spektrometer bezeichnet (GOETZ, 1991). Bislang wurden abbildende Spektrometer fast ausschließlich für den Einsatz auf flugzeuggetragenen Plattformen entwickelt. Einige Systeme der jüngeren Vergangenheit kombinieren einen hyperspektralen Sensor im reflektiven Wellenlängenbereich mit einem multispektralen Thermalsensor, so daß ein erweitertes Spektrum an Mineralen detektierbar wird (ZOCK et al., 1998a&b). Ein Beispiel hierfür ist das am DLR betriebene DAIS 7915 (CHANG et al., 1993), dessen Daten die Grundlage für diese Arbeit bilden. Das Aufnahmeprinzip des DAIS ist in Abb. 1 dargestellt.

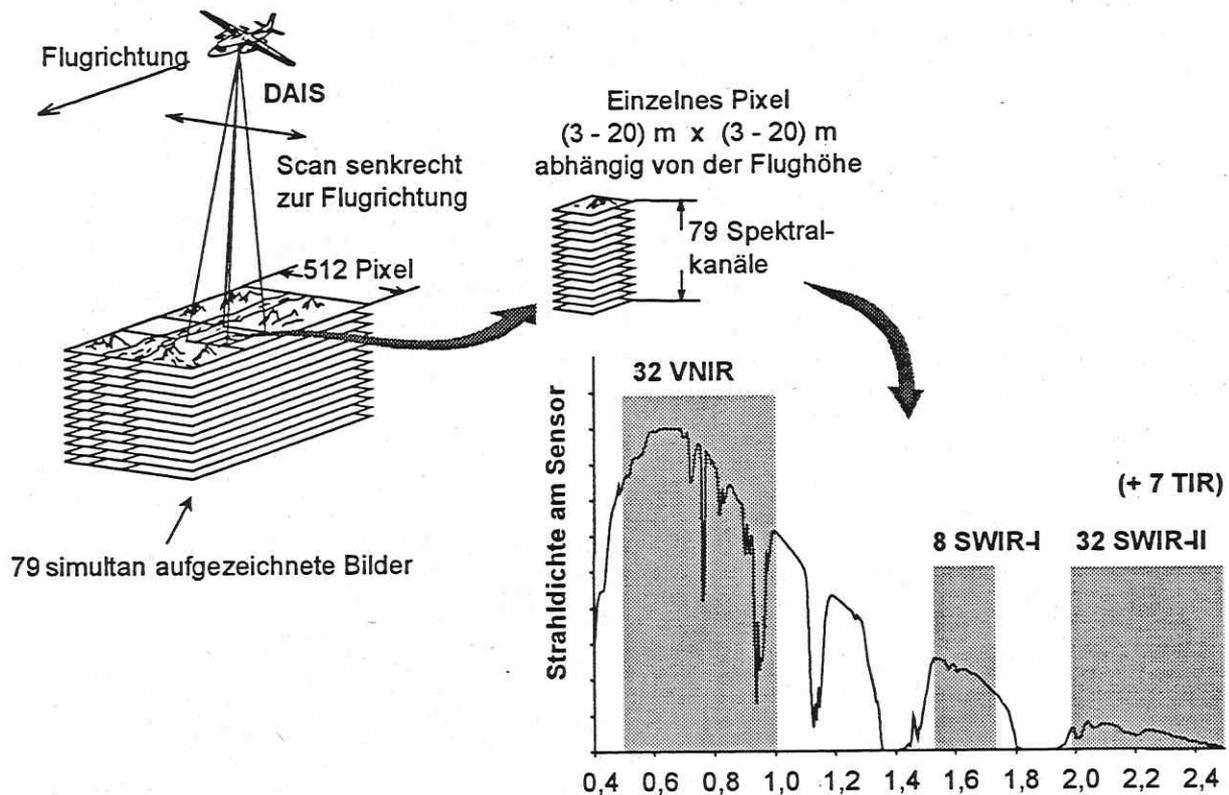


Abb. 1: Aufnahmeprinzip des DAIS 7915 (VNIR = Sichtbarer Bereich und nahes Infrarot, SWIR = kurzwelliges Infrarot, TIR = thermales Infrarot).

Atmosphärische Einflüsse – z.B. durch Streuung und Absorptionsprozesse – müssen aus den vom Sensor registrierten Spektren herausgerechnet werden. Das Ziel ist neben der Eliminierung der atmosphärischen Einflüsse die Umrechnung der vom Sensor registrierten Strahlendichte in ein absolutes Reflexionsvermögen (relativ zu einem Weißstandard), um die Vergleichbarkeit verschiedener Datensätze zu erreichen. Häufig wird hierzu eine Modellierung der atmosphärischen Bedingungen durchgeführt. Bei Weitwinkel-Flugzeugscannern wie dem DAIS 7915 ist zudem die geometrische Korrektur der aufgezeichneten Szenen sehr aufwendig (SCHLÄPFER & ITTEN, 1998). Aufgrund der Gier-, Nick- und Rollbewegungen des Flugzeuges

und der Panoramaverzerrungen durch eine Stauchung der Szene zum Bildrand wird bislang bei der Geokodierung selten eine sehr hohe Genauigkeit erreicht.

Die Auswertung hyperspektraler Datensätze mit ihrem hohem Informationsgehalt und den großen Datenmengen hat die Entwicklung neuer Methoden zur Klassifikation bzw. Auswertung erfordert. Generell kann unterschieden werden zwischen Methoden, die darauf abzielen, eine bestimmte Fragestellung an einem definierten Spektralmerkmal zu studieren (wie in diesem Projekt z.B. durch die Berechnung von Absorptionstiefen ausgewählter Banden), und solchen, mit denen der hyperspektrale Datensatz möglichst umfassend klassifiziert werden soll (z.B. lineares Entmischen oder der 'Spectral Angle Mapper'). Einen Überblick über gängige Auswertemethoden gibt CLOUTIS (1996).

Quantitative stoffliche Kartierung der Kippen aus den DAIS-Daten

Die quantitative stoffliche Kartierung der Kippen aus den DAIS-Daten basiert auf referenzanalytischen Untersuchungen der Geländeproben im Labor, labor-reflexionsspektrometrischen Messungen dieser Proben und den atmosphärisch und geometrisch korrigierten Fernerkundungsdaten (vgl. BAUGH & KRUSE, 1994). Sie wird in vier Schritten durchgeführt:

1. Laboranalytische Referenzuntersuchungen und laborspektrometrische Messung des Reflexionsverhaltens der Geländeproben.
2. Anpassen der hochaufgelösten Labor-Reflexionsspektren auf die Spektralkanäle des DAIS 7915 und Berechnung der Intensität ausgewählter Spektralmerkmale.
3. Berechnung der Regressionsgeraden für den Zusammenhang zwischen diesem Spektralmerkmal und dem Meßwert aus den Referenzanalysen.
4. Berechnung eines Bildes des Spektralmerkmals aus den korrigierten DAIS-Daten und Transfer der unter (3.) erhaltenen, nach dem Gehalt aufgelösten Regressionsgleichung auf das Bild des Spektralmerkmals, so daß ein Bild des Gehaltes der gesuchten Komponente entsteht. Pseudokolorierung des Bildes.

Zu 1.)

Aus den Kippenbereichen beider Tagebaue wurden zu Referenzzwecken insgesamt 77 Geländeproben genommen. Sie wurden im Labor auf ihre mineralogische und chemische Zusammensetzung hin untersucht (KRÜGER et al., 1998a). In den Proben wurden Quarz (50 - 90 Gew.-%), Alkali-Feldspäte (5 - 20 Gew.-%), Kaolinit (0 - 10 Gew.-%), Illit (2 - 17 Gew.-%), Pyrit (0 - 4 Gew.-%) und organisches Material (0 - 8 Gew.-% TOC, Total Organic Carbon) nachgewiesen, daneben Gips, Jarosit, Chlorit u.a. in nicht quantifizierbaren, zumeist sehr geringen Anteilen.

Das Spektralverhalten der Proben wurde mit Laborspektrometern sowohl im reflektiven als auch im thermalen Wellenlängenbereich gemessen (KRÜGER, 1999; REINHÄCKEL, 1999). Die spektralen Eigenschaften der Kippenmaterialien werden von 0,5 - 2,4 µm weitgehend durch den Einfluß von Kaolinit (Absorptionsbande bei 2,2 µm, vgl. Abb. 2; HUNT & SALISBURY, 1970; HUNT & ASHLEY, 1979), organischem Material (Absorptionskante bei 2,3 µm, vgl. Abb. 2; CLOUTIS, 1989) und Pyrit (opak, Unterdrückung der Absorptionsbanden anderer Minerale; GEERKEN & KAUFMANN, 1989) bestimmt, während die Reststrahlenbande von Quarz großen Einfluß auf die spektrale Charakteristik von 8 - 13 µm hat (vgl. Abb. 3; SALISBURY et al., 1991).

Zu 2.)

Die spektral hochaufgelösten Laborspektren wurden auf die spektrale Konfiguration des DAIS 7915 umgerechnet (Resampling). Basierend auf diesen DAIS-angepaßten Spektren

wurde eine Quantifizierung der Kippenbestandteile anhand der relativen Absorptionstiefe der entsprechenden Bande (Kaolinit, TOC), der verringerten Albedo bei Unterdrückung anderer Banden (Pyrit) und der Stärke der Reststrahlenbande im Thermalbereich (Quarz) auf wenige Gew.-% genau durchgeführt (KRÜGER et al., 1999; REINHÄCKEL & KRÜGER, 1998).

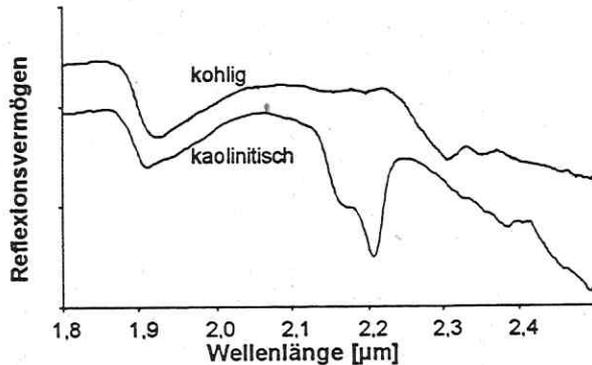


Abb. 2: Reflexionsverhalten von kaolinitreicher und von kohligter Probe im Bereich von 1,8 - 2,5 µm.

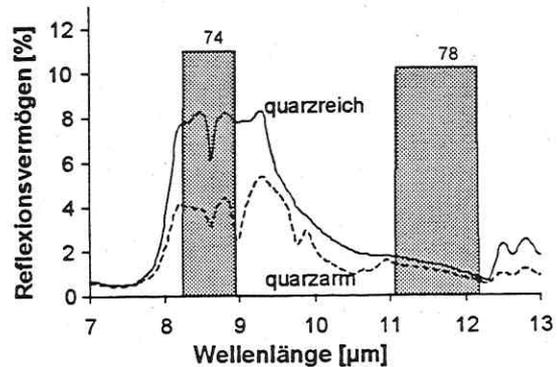


Abb. 3: Reflexionsverhalten quarzreicher und quarzärmer Probe im thermalen Infrarot mit Darstellung zweier DAIS-Kanäle

Zu 3.)

Für die Geländeprobe lässt sich nun jede aus den Laborspektren abgeleitete Größe mit dem tatsächlichen Mineral-/Materialgehalt im relevanten Konzentrationsbereich korrelieren und eine Regressionsgleichung aufstellen (z.B. KRÜGER et al., 1998a & 1999, REINHÄCKEL & KRÜGER, 1998).

Zu 4.)

Alle Espenhainer und Zwenkauer DAIS-Daten wurden zunächst atmosphärisch korrigiert. Diese Korrektur (KAUFMANN et al., 1998) wurde mittels Modellierung der Atmosphäre (RICHTER, 1996) im Vergleich mit feldspektrometrischen Messungen von Kalibrationsflächen durchgeführt. Anschließend wurden vegetationsbedeckte Bereiche und Wasserflächen in den Szenen kartiert (KRÜGER, 1999) und für die folgenden quantitativen Materialbestimmungen in den Kippenbereichen z.T. maskiert. Aus den DAIS-Daten wurden nun die für Kaolinit, TOC, Pyrit und Quarz ausgewählten 'Spektralmerkmalsbilder' berechnet. Diese wurden in die unter 3.) entwickelten Regressionsmodelle eingesetzt, so daß am Ende die in den Abbildungen 4 (Tagebau Espenhain) und 5 (Tagebau Zwenkau) gezeigten quantitativen Verteilungskarten stehen.

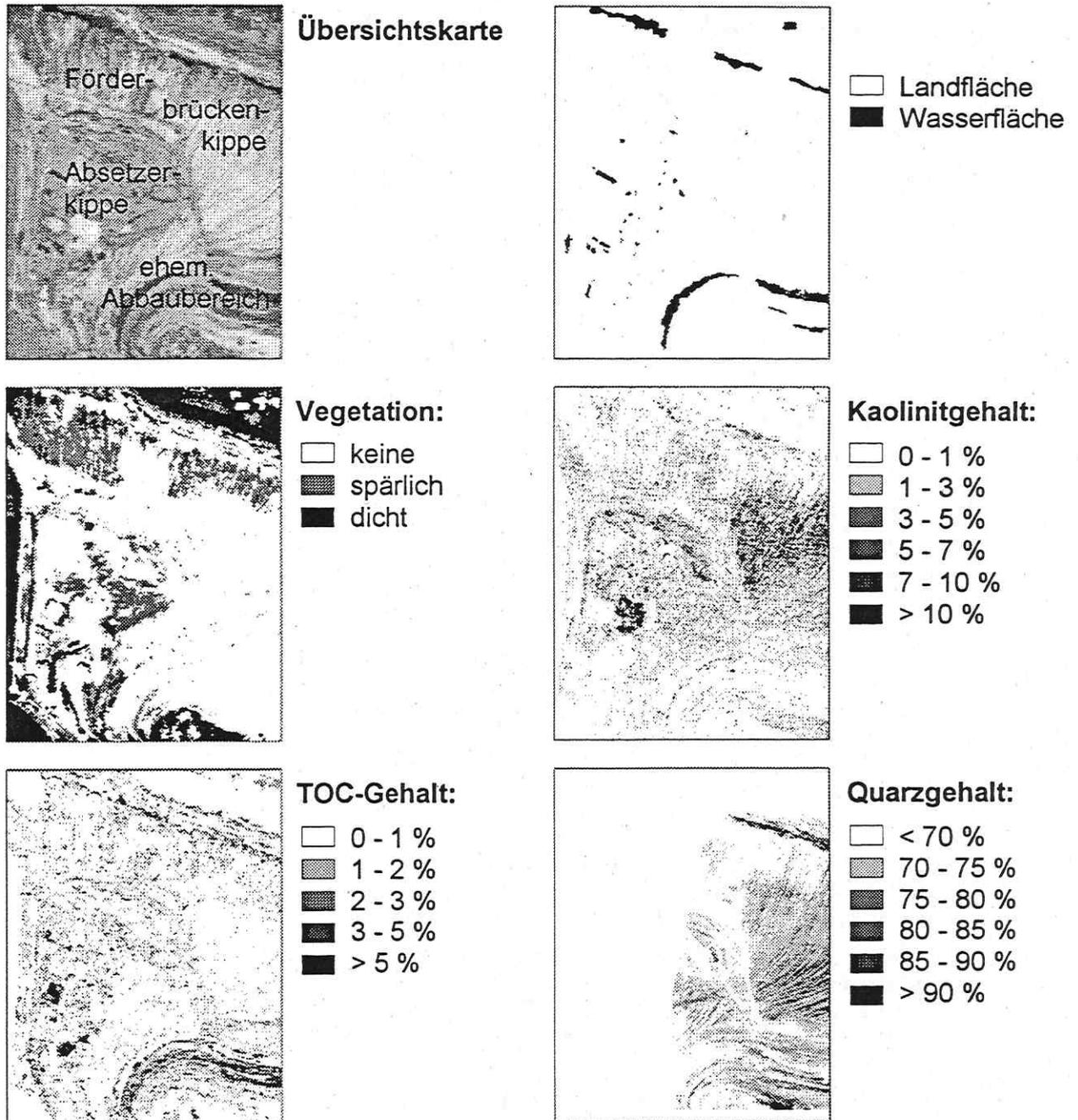


Abb. 4: Tagebau Espenhain, 1995er Daten. Übersichtskarte (Grauwertbild DAIS-Kanal 14; 0,718 μm), Wasserflächen, Vegetationsdichte, Kaolinitverteilung, Verteilung von organischem Material und Quarzverteilung (1996er Daten).

Die vegetationsfreien Landflächen im Tagebau Espenhain gehören weitgehend zur Förderbrückenkippe mit ihrem typischen rippenartigen Relief. Nur der nördlichste Bereich der Förderbrückenkippe ist – vermutlich aufgrund erhöhter Anteile kulturfreundlicher quartärer Abraummassen – teilweise mit Spontanvegetation bewachsen. Es konnten quantitativ die Verteilungsmuster von Kaolinit, Quarz und organischem Material bestimmt werden. Die höchsten Kaolinitgehalte (3 - 10 Gew.-%) werden großflächig im mittleren Kippenbereich angetroffen, während Quarz ein komplementäres Verteilungsmuster zeigt. Selbst bei der Betrachtung einzelner Rippen wird festgestellt, daß Kaolinit vorzugsweise in den Rippentälern und Quarz an den teilweise erodierten Flanken angereichert ist. Erhöhte Gehalte

an organischem Material werden lediglich im ehemaligen Abbaubereich angetroffen, wo die Flöze offenliegen, und im Bereich von Kunststoff- und Bauschuttdeponien auf der Absetzerkippe. Ebenfalls zeichnen sich Bereiche spärlicher Vegetation, z.T. vermutlich aufgrund trockener Pflanzenreste, in dieser Abbildung ab.

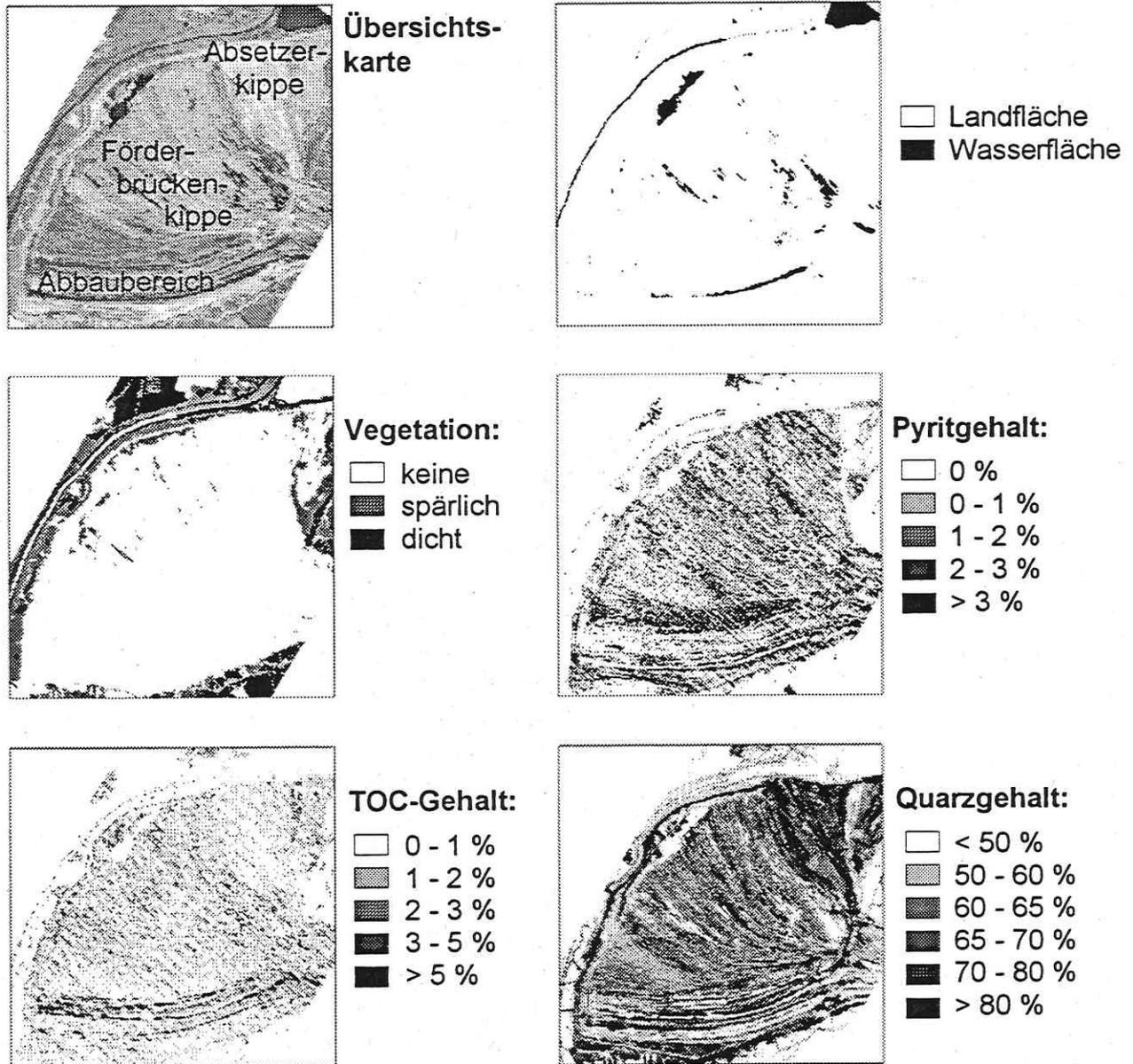


Abb. 5: Tagebau Zwenkau, 1996er Daten. Übersichtskarte (Grauwertbild DAIS-Kanal 14; 0,718 μm), Wasserflächen, Vegetationsdichte, Pyritverteilung, Verteilung von organischem Material und Quarzverteilung.

Im Tagebau Zwenkau, dessen Förderbrückenkippe fast vollständig vegetationsfrei ist, wurden in stofflicher Hinsicht Pyrit, organisches Material und Quarz flächenhaft bestimmt. Im größten Teil der Förderbrückenkippe werden Pyritgehalte von ~1 Gew.-% erhalten. Höhere Konzentrationen, z.T. >3 Gew.-%, finden sich im jüngsten, südlichen Teil der Kippe, wo Pyrit erst kurze Zeit der Verwitterung ausgesetzt war. Der Gehalt an organischem Material ist in der Zwenkauer Förderbrückenkippe im Vergleich zu Espenhain leicht erhöht, es können aber keine signifikanten Verteilungsmuster in der Kippe beobachtet werden, was zum Teil auch

auf technische Probleme bei der Aufzeichnung dieses Datensatzes zurückzuführen ist (starkes periodisches Rauschen). Lediglich im Abbaubereich mit den offenliegenden Flözen werden höhere Konzentrationen angetroffen. Das Verteilungsmuster des Quarzes folgt weitgehend dem Ursprung der verkippten Abraummassen: Die höchsten Gehalte werden in der extrem kiesreichen Absetzerkippe gefunden (quartäres Material), die niedrigsten im südlichen Bereich der Förderbrückenkippe, in dem nur noch tertiäre Sedimente verkippt wurden. Beim mittleren Bereich der Kippe handelt es sich um eine Mischkippe aus tertiärem und quartärem Material, woraus auch mittlere Quarzgehalte resultieren.

Schlußfolgerungen

Die vorgestellten Ergebnisse machen deutlich, daß hyperspektrale Fernerkundungsdaten eine wichtige Grundlage zur sogar quantitativen Erfassung der Zusammensetzung von Braunkohlenabraumkippen bilden können. Die abbildenden DAIS-Spektrometerdaten erlauben im vorliegenden Fall die quantitative Kartierung der Minerale Kaolinit, Pyrit und Quarz sowie von organischem Material. Die Methodik ist prinzipiell auf andere Sensoren und Testgebiete übertragbar; muß dann aber im Detail angepaßt werden. Bei neuen Testgebieten muß in jedem Fall eine begrenzte Anzahl von Geländepollen zur Kalibration des Verfahrens laboranalytisch untersucht werden. Der große Vorteil der abbildenden Spektrometrie – ob wie bislang vom Flugzeug oder in Zukunft auch von satellitengetragenen Sensoren aus – liegt in jedem Fall in der Erfassung der gesamten Fläche zu einem genau definierten Zeitpunkt.

Danksagung

Diese Untersuchungen sind Bestandteil eines vom Projektträger für Wassertechnologie und Schlammbehandlung des BMBF geförderten Projektes. Wir bedanken uns bei den weiteren Projektbeteiligten am GFZ, DLR und UFZ sowie bei der GAF für die sehr gute Zusammenarbeit. Vielen Dank auch an MIBRAG und LMBV für die Genehmigung der Geländearbeiten und bei vielen anderen für die freundliche Unterstützung.

Literatur

- BAUGH, W.M., & F.A. KRUSE (1994): Quantitative geochemical mapping of ammonium minerals using field and airborne spectrometers, Cedar mountains, Esmeralda county, Nevada. - Proc. 10th Thematic Conf. Geologic Remote Sensing, San Antonio, 2, 304 – 315.
- BELLMANN, H.-J., BERNHARDT, W., EIBMANN, L., HOFFMANN, K., JUNGE, F.W., MÜLLER, AR., & A. RUDOLPH (1994): Die geologischen Verhältnisse in der zentralen Leipziger Tieflandsbucht: Exkursionspunkte B1/3, B1/4 und B1/5. - In: L. Eißmann und T. Litt 'Das Quartär Mitteldeutschlands', Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, 7, 307 – 320.
- CHANG, S., WESTFIELD, M.J., LEHMANN, F., OERTEL, D., & R. RICHTER (1993): A 79-channel airborne imaging spectrometer. - SPIE Proc., 1937, 164 - 172.
- CLARK, R.N., & T.L. ROUSH (1984): Quantitative analysis techniques for remote sensing applications. - J. Geophys. Res., 89B7, 6329 – 6340.
- CLARK, R.N., KING, T.V.V., KLEJWA, M., SWAYZE, G.A., & N. VERGO (1990): High spectral resolution reflectance spectroscopy of minerals. - J. Geophys. Res., 95B8, 12653 – 12680.
- CLOUTIS, E.A. (1989): Spectral reflectance properties of hydrocarbons: remote-sensing implications. - Science, 245, 165 – 168.

- CLOUTIS, E.A. (1996): Hyperspectral geological remote sensing: evaluation of analytical techniques. - *Intern. J. Remote Sensing*, 17/12, 2215 – 2242.
- EIBMANN, L. (1975): Das Quartär der Leipziger Tieflandsbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe. - *Schriftenreihe für Geologische Wissenschaften*, Akademie Verlag, Berlin, 228 S.
- GEERKEN, R., & H. KAUFMANN (1989): Spectral effects of surface characters and rock accessories. A critical contribution to the applicability of high spectral resolution sensor data. - *Proc. 9th EARSeL Symposium*, Espoo, 501 – 511.
- GLÄBER, W. (1995): Der Einfluß des Braunkohlenbergbaus auf Grund- und Oberflächenwässer. *Hydrogeologische Untersuchungen in Mitteldeutschland*. - *Geowissenschaften*, 8 – 9, 291 – 296.
- GOETZ, A.F.H. (1991): Imaging spectrometry for studying Earth, air, fire and water. - *EARSeL Advances in Remote Sensing*, 1/1, 3 – 15.
- HAPKE, B. (1993): *Theory of reflectance and emittance spectroscopy*. - Cambridge University Press, New York, 455 S.
- HUNT, G.R. (1977): Spectral signatures of particulate minerals in the visible and near infrared. - *Geophysics*, 42/3, 501 – 513.
- HUNT, G.R., & R.P. ASHLEY (1979): Spectra of altered rocks in the visible and near-infrared. - *Economic Geology*, 74, 1613 – 1629.
- HUNT, G.R., & J.W. SALISBURY (1970): Visible and near infrared spectra of minerals and rocks: I. Silicate minerals. - *Modern Geology*, 1, 283 – 300.
- HUNT, G.R., SALISBURY, J.W., & C.J. LENHOFF (1971): Visible and near infrared spectra of minerals and rocks: IV. Sulphides and sulphates. - *Modern Geology*, 3, 1 – 14.
- KAUFMANN, H., KRÜGER, G., MÜLLER, A., REINHÄCKEL, G.F., LEHMANN, F., GLÄBER, W., SCHRECK, P., & P. VOLK (1997): Integrated studies in the Central German Lignite Mining District by hyperspectral methods combined with analytical field data. - *Proc. 3rd Intern. Airborne Rem. Sens. Conf. and Exhib.*, Copenhagen, 1, 545 – 554.
- KAUFMANN, H., MÜLLER, A., KRÜGER, G., REINHÄCKEL, G., STROBL, P., REIN, B., & A. HAUSOLD (1998): Airborne and laboratory spectroscopic analysis of overburden dumps. - *Proc. 1st EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy*, Zürich, 417 – 424.
- KRÜGER, G., ERZINGER, J., & H. KAUFMANN (1998a): Laboratory and airborne reflectance spectroscopic analyses of lignite overburden dumps. - *J. Geochem. Explor.*, 64, 47 – 65.
- KRÜGER, G., REIN, B., & H. KAUFMANN (1998b): Reflexionsspektrometrische Analyse von Abraumkippen im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier. - *Publikationen der Deutschen Gesellschaft für Photogrammetrie und Fernerkundung*, 6, 53 – 64.
- KRÜGER, G. (1999): *Quantitative Analyse mitteldeutscher Braunkohlenabraumkippen mit reflexionsspektrometrischen Methoden (0,4 - 2,5 µm)*. - Dissertation, Universität Potsdam, GFZ Scientific Technical Report STR 99/05, 119 S.
- KRÜGER, G., REINHÄCKEL, G., SEGL, K., ZOCK, A., REIN, B., GLÄBER, W., ERZINGER, J., & H. KAUFMANN (1999): Quantitative determination of kaolinite, organic carbon, pyrite, and quartz contents from DAIS 7915 hyperspectral imagery. - *Photogrammetrie Fernerkundung Geoinformation*, eingereicht.
- REINHÄCKEL, G. (1999): *Quantitative Analyse von Braunkohlenabraumkippen mit laborspektroskopischen Infrarot-Messungen (2,5 – 14 µm) und Fernerkundungsdaten (DAIS 7915 / ASTER)*. - Inaugural-Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München, GFZ Scientific Technical Report STR 99/06, 171 S.
- REINHÄCKEL, G., & G. KRÜGER (1998): Combined use of laboratory and airborne spectrometry from the reflective to thermal wavelength range for a quantitative analysis of lignite overburden dumps. - *Proc. 27th Intern. Symp. on Remote Sensing of Environment*, Tromsø, 507 – 512.

- REINHÄCKEL, G., & A. MÜLLER (1998): Quantitative analysis of lignite dumps in Central Germany using thermal infrared spectrometry (7.5 – 13 μm). - Proc. 1st EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, Zürich, 349 – 356.
- REINHÄCKEL, G., SCHRADER, D., KRÜGER, G., STROBL, P., MÜLLER, A., VOLK, P., WIEGAND, U., GLÄBER, W., & H. KAUFMANN (1999): Analyse des Thermalverhaltens und der stofflichen Zusammensetzung der Förderbrückenkippe des Tagebaus Zwenkau mit Fernerkundungsdaten (DAIS 7915 / LANDSAT-TM). - Braunkohle, eingereicht.
- RICHTER, R. (1996): Atmospheric correction of DAIS 7915 hyperspectral image data, Computers and Geosciences, 22/7, 785 – 793.
- SALISBURY, J.W., WALTER, L.S., VERGO, N., & D.M. D'ARIA (1991): Infrared (2.1 – 25 μm) spectra of minerals. - John Hopkins University Press, Baltimore and London, 267 S.
- SCHLÄPFER, D., & K.I. ITTEN (1998): PARGE: Parametric geocoding based on GCP-calibrated auxiliary data. - Proc. SPIE, 3438, 334 – 344.
- SCHRADER, D., 1997: Erfassung der Pyritoxidation von Förderbrückenkippen im Braunkohlentagebau mit Hilfe von Fernerkundung und GIS (Beispiel Zwenkau). - Unveröffentlichte Diplomarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität München, 105 S.
- SCHRECK, P., & W. GLÄBER (1998): Regional geology of the lignite mining districts in eastern Germany, Acidic Mining Lakes. Editoren: Geller, W., Klapper, H., & Salomons, W.; Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York, o. S.
- SPITZER, W.G., & D.A. KLEINMAN (1961): Infrared lattice bands of quartz. - Physical Review, 121, 1324 – 1335.
- WALTER, L.S., & J.W. SALISBURY (1989): Spectral characterization of igneous rocks in the 8 to 12 μm region. - J. Geophys. Res., 94/B7, 9203 – 9213.
- ZOCK, A., SCHODLOK, M., SEGL, K., AVRAHAM, Z.B., & H. KAUFMANN (1998a): Analysis of the spatial distribution of evaporite sediments at Mt. Sedom, Israel, based on DAIS 7915 imaging spectrometer data. Part I: Reflective wavelength range (0.5 – 2.5 μm). - Proc. 1st EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, Zürich, 383 – 391.
- ZOCK, A., SCHODLOK, M., SEGL, K., AVRAHAM, Z.B., & H. KAUFMANN (1998b): Analysis of the spatial distribution of evaporite sediments at Mt. Sedom, Israel, based on DAIS 7915 imaging spectrometer data. Part II: Emissive wavelength range (8.0 – 12.6 μm). - Proc. 1st EARSeL Workshop on Imaging Spectroscopy, Zürich, 393 – 402.

T. WIESER

Das GeoInformationssystem Cospuden

UFZ Leipzig-Halle, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle

Kurzfassung

Das GeoInformationssystem (GIS) „Cospuden“ ist Teil der GIS-gekoppelten Datenbank der Sektion Hydrogeologie des UFZ. Das System ist in der Lage, alle mit dem Projekt verbundenen Daten aufzunehmen. Während die Eingabe der Daten über Masken erfolgt, ist das Abrufen der Daten direkt im GIS möglich. Problemlos können Diagramme in eine digitale Hintergrundkarte integriert werden. Neben der Unterstützung beim Langzeitmonitoring werden mit dem GIS auch methodische Fragestellungen verfolgt. Es wurden Algorithmen für den Entwurf von finiten Elementenetzen und zur Ableitung beschreibender statistischer Parameter (z.B. durchschnittlicher Rippenabstand in Förderbrückenkippen) aus digitalen Geländemodellen entwickelt.

Einleitung

Seit 1993 wird die Flutung des Restlochs „Cospuden“ durch Forschungsprojekte des UFZ begleitet. Eine der Forschungsaufgaben ist die Beobachtung des Aufsättigungsverhaltens des Kippenkörpers, der den aufgehenden Restsee südlich flankiert. Bei diesen Untersuchungen fallen erhebliche Datenmengen an, die vor allem aus analytischen Messungen an Kippenwässern stammen. Für die Vorhaltung, Aufbereitung und dauerhafte Archivierung dieser Daten bedarf es besonderer Werkzeuge. Mit Desktop-Programmen wie Excel oder Access gelangt man sehr schnell an technische Grenzen. So entschlossen wir uns auch im Hinblick auf die vielen anderen Projekte, die in der Sektion Hydrogeologie bearbeitet werden, ein Relationales Datenbank-Management-System (RDBMS) zu verwenden und dieses mit dem vorhandenen GIS zu koppeln.

Neben dem Datenmanagement wurden an das GIS weitere Anforderungen gestellt, die auch aus dem Bereich Modellierung kommen. So kann mit GIS-Methoden das Prä- und Postprozessing in der Grundwassermodellierung um viele Funktionalitäten erweitert werden. Dies wird an Hand von 2 Beispielen in Kapitel 3 diskutiert.

Datenmanagement und Monitoring

Struktur des GIS

Das hier vorgestellte GIS baut auf den Softwareprodukten ARCINFO (1998), ARCVIEW (1998), MAPOBJECTS (1998) / DELPHI (1998) und dem RDBMS ORACLE (1998) auf. Neben der direkten Aufnahme von Daten (z.B. Analysenergebnisse) ist es in der Lage, Metainformationen über Dateien (z.B. Geodaten) zu speichern. Die Dateien selbst werden in einem strukturierten Dateibaum abgelegt (vgl. Abb. 1). Die relationale Datenbank umfaßt mehr als 50 Tabellen und bildet unter anderem den gesamten Probenahmeablauf von der Planung bis zur Analyse im Labor ab. Somit werden nicht nur die eigentlichen Analysen gespeichert sondern auch notwendige Metainformationen wie Probenahmebedingungen, Analysemethoden und Analysefehler. Das GIS ist Client/Server orientiert und von jedem Computer im Netzwerk nutzbar. Der Zugriff ist über Netz-Login, Datenbank-Login und Projektzugehörigkeiten der jeweiligen Nutzer mehrfach gesichert. Ein unauthorisierter Zugriff kann ausgeschlossen werden.

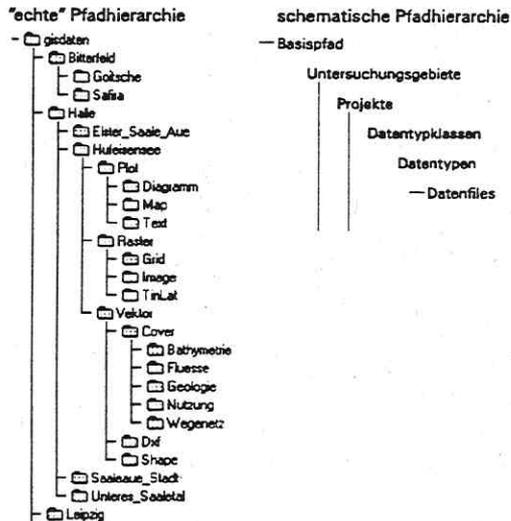


Abb. 1: Pfadhierarchie des GIS-Hydrogeologie

Datenzugriff

Die Eingabe aller Daten erfolgt über Masken (Vgl. Abb. 2). Analysen können direkt im Labor ins System eingegeben werden. Die Registrierung von Geodaten erfolgt über ArcView. Neben den üblichen ArcInfo-Formaten (Cover, Shape, Grid, Tin) werden auch zahlreiche Raster-Formate (z.B. TIFF, JPG), CAD-Formate (DXF) und Plot-Formate (z.B. EPS, WMF) unterstützt.

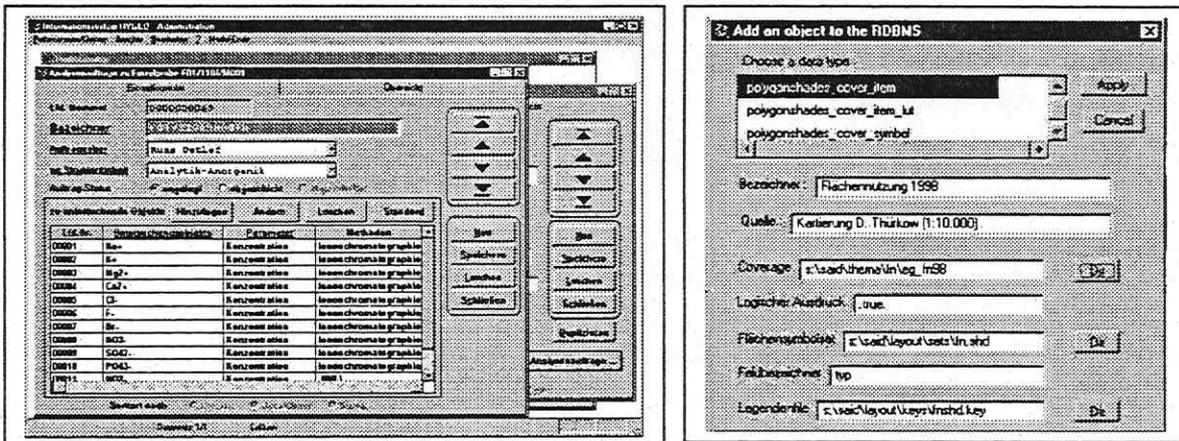


Abb. 2: Eingabemaske für Analysen- und Geodaten

Ein entscheidendes Kriterium für die Akzeptanz einer Datenbank ist die Möglichkeit des Ausladens von Daten zur Weiterverarbeitung (z.B. Erstellung von Exceldiagrammen).

Das hier vorgestellte System bietet dazu 2 Möglichkeiten (vgl. Abb. 3) :

- über ein einfaches Formular, können unter der Angabe von Auswahlkriterien Daten exportiert werden,
- über eine GIS-Applikation können in einer digitalen Karte konkrete Probenahmeorte ausgewählt und die Daten unter Angabe weiterer Kriterien exportiert werden.

Die Daten werden grundsätzlich im Dbase-Format ausgegeben und können somit von allen gängigen Desktop-Programmen weiterverarbeitet werden. Der Export von Geodaten erfolgt über das Shape-Format (vgl. ArcView, 1998), welches auch die direkte Kopplung mit Analysendaten erlaubt.

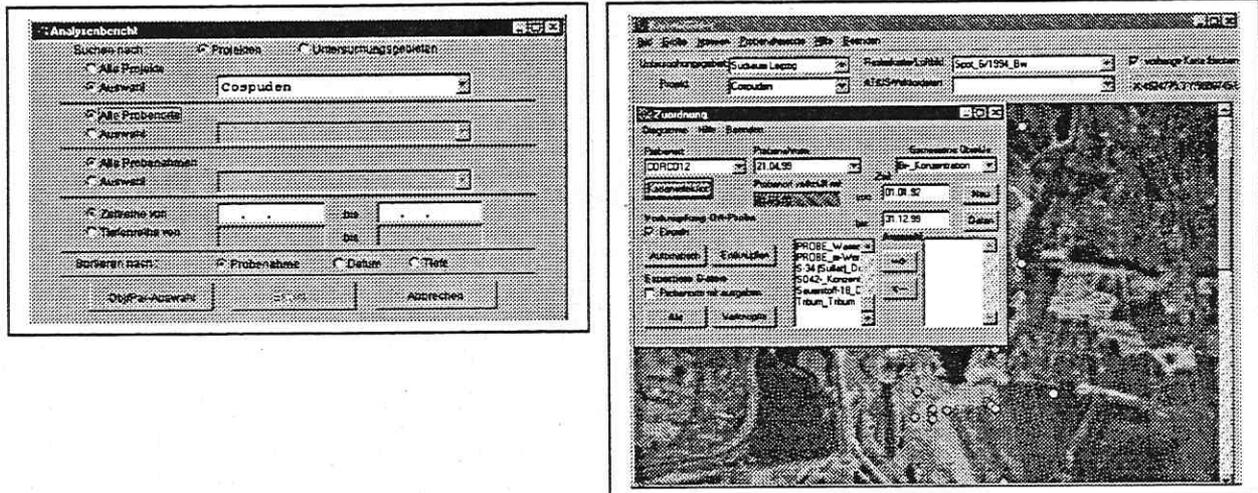


Abb. 3: Datenexport über Formular und GIS-Applikation „Gishdg“

Datenvisualisierung

Zur Visualisierung der gespeicherten Analysen und Geodaten bietet das GIS mehrere Möglichkeiten. Die erste erlaubt einen Zugriff auf digitale Karten mit ArcInfo. Ein kleines Makroprogramm (ArcInfo-AML) bietet dem Nutzer eine Menü-Oberfläche, die ein einfaches Overlaying ermöglicht. Eine Kopplung mit Analysen aus der Datenbank wie in Abb. 4 setzt allerdings tiefere Kenntnisse in ArcInfo und SQL voraus.

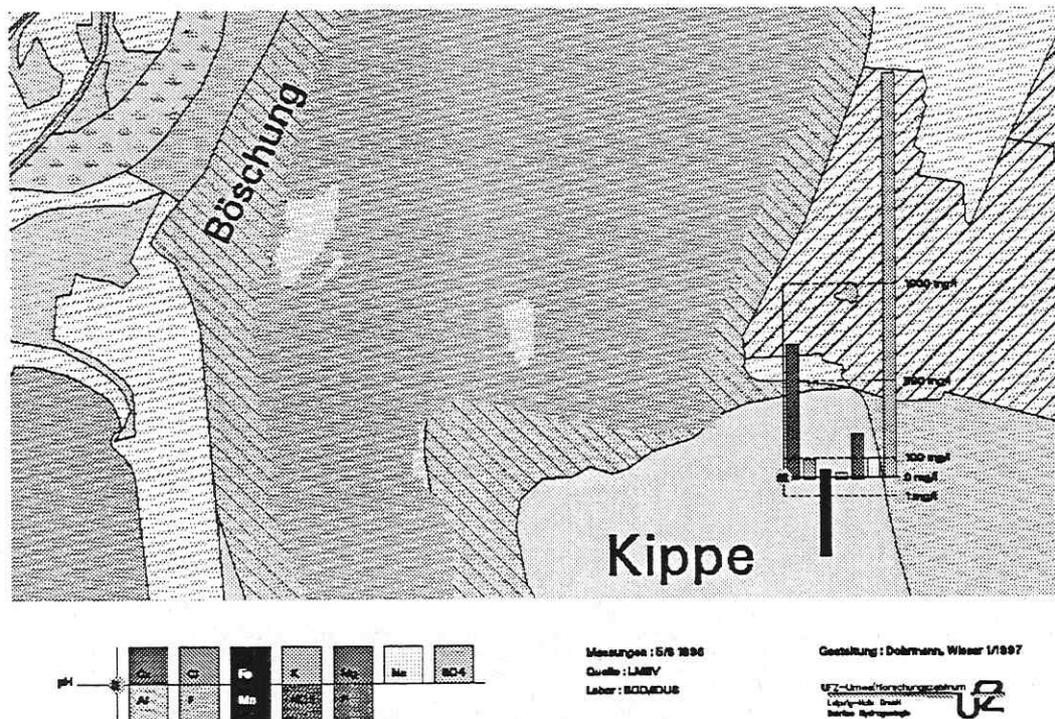


Abb. 4: Kombination von RDBMS-gespeicherten Geo- und Analysendaten mit ArcInfo

Die zweite Möglichkeit der Datenvisualisierung wurde mit ArcView realisiert. Dazu wurden in die Programmoberfläche zusätzliche Menüpunkte integriert (vgl. Abb. 5) und mit Avenue-Scripten (Programmiersprache in ArcView) unterlegt. Auch in diesem Programm wird „nur“ der komfortable Zugriff auf alle Rohdaten ermöglicht. Zur Gestaltung von Karten oder zur Datenregionalisierung muß der Anwender die Standardfunktionalitäten von ArcView nutzen.

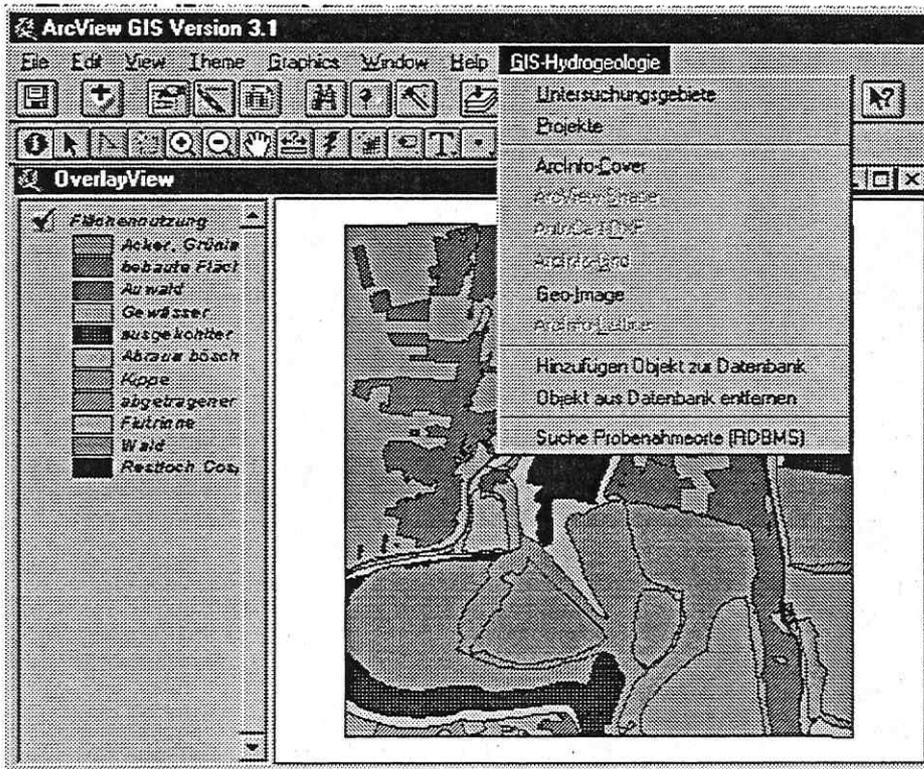


Abb. 5: Datenbankzugriff und Visualisierung mit ArcView



Abb. 6: Das MapObjects/Delphi-Programm „Gishdg“

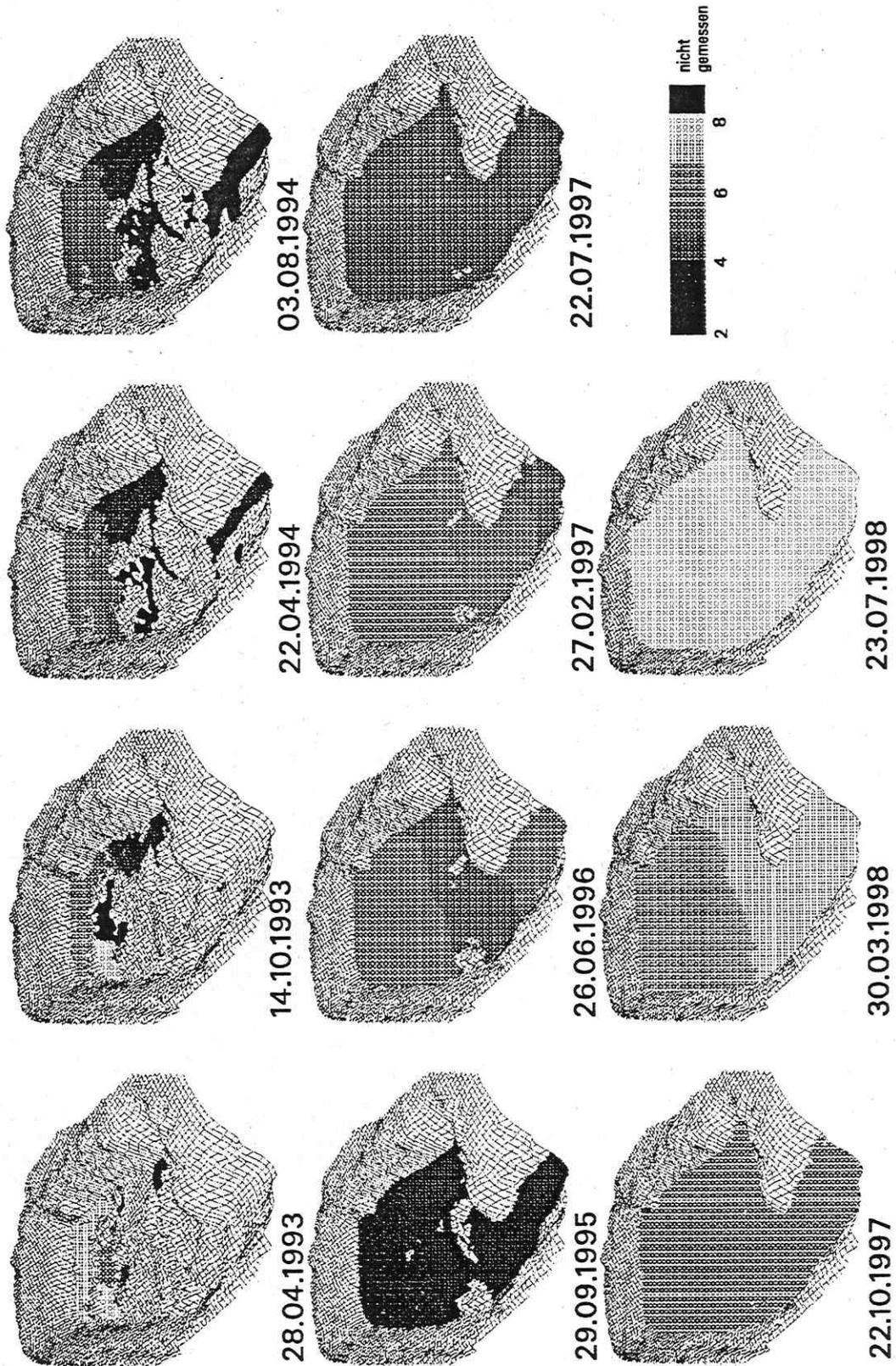


Abb. 7: pH-Wert-Entwicklung und Seewasseranstieg Restloch „Cospuden“

Die dritte und nutzerfreundlichste Visualisierungsmöglichkeit der Datenbestände ist ein MapObjects/Delphi-Programm (Gishdg), welches ständig weiterentwickelt wird. Hier wird ein vollständig menügeführter Zugriff auf die Analysendatenbank ermöglicht. Das Programm ist ausschließlich für den Datenbankzugriff entwickelt worden und enthält somit im Gegensatz zu ArcView nur Funktionen, die der Nutzer auch wirklich braucht. Nach der Wahl des Untersuchungsgebietes und des Projektes können alle im gewählten Kartenausschnitt vorhandenen Probenahmeorte mit einzelnen Probennahmen verknüpft und z.B. als Säulendiagramm zur Darstellung gebracht werden (vgl. Abb. 6). Die Darstellungsparameter können beliebig verändert werden und jede erstellte Karte kann über die Zwischenablage beispielsweise in ein Word-Dokument eingefügt werden. Als Hintergrundkarte können alle registrierten Geodaten (Raster oder Vektor) verwendet werden. Neben Säulendiagrammen sind auch Darstellungen als Tortendiagramm oder Zeitreihen möglich. An der Darstellung als Udluft- oder Piperdiagramm wird gearbeitet. Weiterhin wird an der Implementierung von Interpolationsmethoden zur Regionalisierung von Analysenparametern gearbeitet.

Da die Datenbank beliebig viele Analysen aufnehmen kann, ist sie gerade für Langzeit-Monitoring geeignet. Mit der Hilfe der GIS-Applikationen können Entwicklungstrends im räumlichen Zusammenhang visualisiert und analysiert werden. Ein Beispiel dafür ist in Abb.7 zu sehen.

Eine ausführlichere Beschreibung der Datenbank ist in Wieser und Thürkow (1999) zu finden.

Unterstützung von Grundwassermodellierungen

Digitale Kippenrekonstruktion

Eine wichtige Voraussetzung für die Modellierung des Stofftransportes ist die digitale Aufbereitung von Schichtgrenzen. Während heute für die Erstellung digitaler Geländemodelle (DGM) der Erdoberfläche Methoden der Photogrammetrie (digitale Auswertung von Stereoluftbildpaaren) zum Einsatz kommen, müssen für unterirdische Schichtgrenzen traditionelle Methoden wie z.B. die Interpolation von Schichtenverzeichnissen verwendet werden. Im vorliegenden Fall standen für die digitale Erfassung der Schichtgrenze Förderbrückenkippe/Absetzerkippe alte Tagebaurisse zur Verfügung (vgl. Abb. 8).

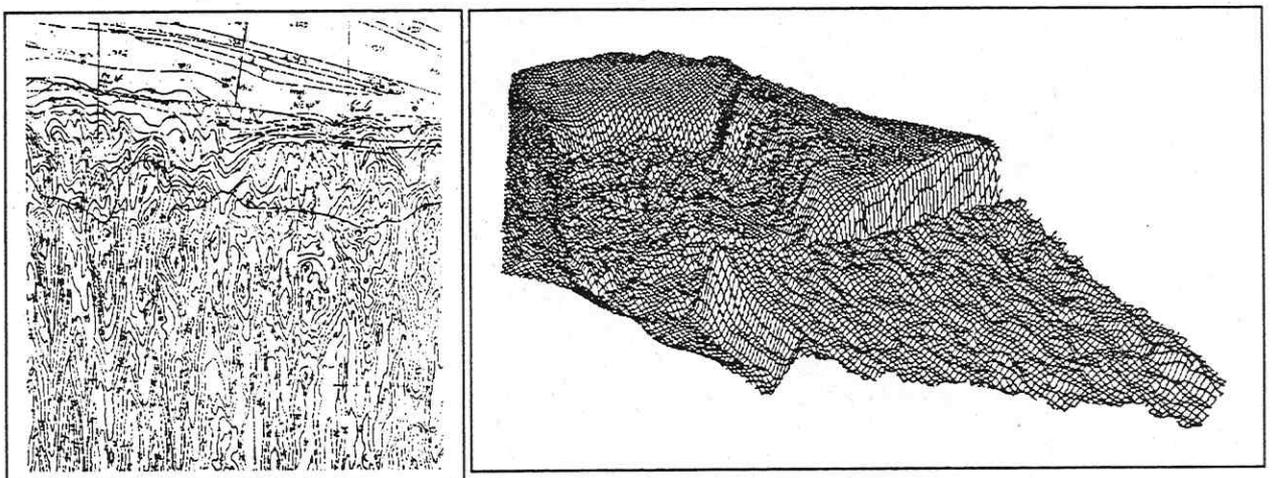


Abb. 8: Ausschnitt Tagebauriß Cospuden und abgeleitetes DGM

Diese Risse wurden mit ArcInfo digitalisiert und attribuiert (Höhenzuweisung). Für die Generierung des DGM wurde eine Dreiecksvermaschung mit anschließender Polynomialinterpolation gewählt.

Aus dem DGM sollten nun allgemeine statistische Parameter (z.B. Rippenabstand, Schüttwinkel) abgeleitet werden. Für die Realisierung wurden verschiedene Extraktionsmethoden geprüft, die in folgender Kombination die besten Ergebnisse lieferte:

Zunächst wurde das Modell mit einem LowPass-Filter von kleinen Unebenheiten befreit und anschließend die Wasserscheiden berechnet (vgl. Abb. 9). Um neben den Kippenrippen auch die Kippentäler zu ermitteln, wurden alle Berechnungsschritte auch auf das inverse Höhenmodell angewendet. Allen Teillinien des Wasserscheidenmodells wurden über den Vergleich von Anfangs- und Endpunkt Expositionsrichtungen zugeordnet. Diese Zuordnung ermöglicht es, alle Linien mit ähnlicher Ausrichtung zu selektieren. In Abb. 9 ist das Ergebnis einer Nord-Süd-Filterung zu sehen, was der Hauptstreichrichtung der Kippenrippen entspricht.

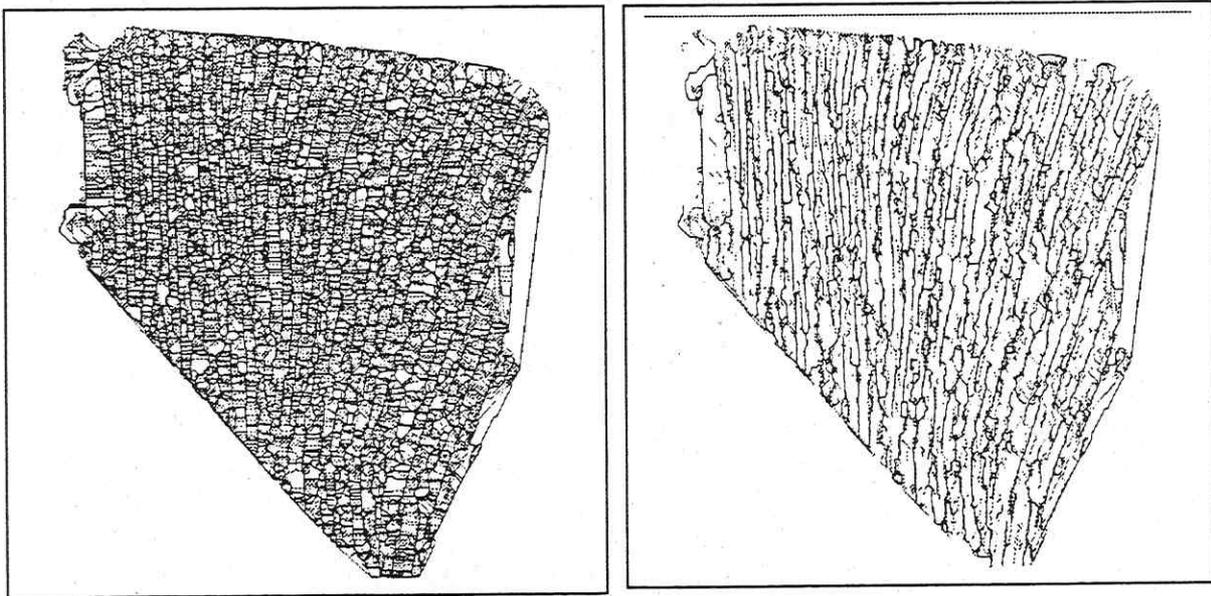


Abb. 9: Berechnete Wasserscheiden und Ergebnis der Richtungsfilterung

Zu beachten ist, daß alle extrahierten Linien zu diesem Zeitpunkt noch Lagetreue besitzen, welche bei den anschließenden Generalisierungsschritten verlorengeht. Deshalb macht es sich erforderlich, jedem Teilpunkt der Linien die entsprechenden Höhen des DGM zuzuweisen. Da diese Zuweisung systembedingt nicht direkt erfolgen kann, wurde es über eine abgeleitete Punktkarte mit entsprechenden Schlüsselfeldern für die spätere Zuordnung realisiert. Durch die Generalisierungsbefehle von ArcInfo (z.B. „generalize“) können die Linien nun beliebig geglättet, zusammengefaßt oder eliminiert werden. Das Ergebnis der Generalisierung für die Kippe „Cospuden“ ist in Abb. 10 dargestellt. Über das ArcInfo Kommando „near“ können nun die Entfernungen zwischen den Rippen bzw. zwischen Rippen und Tälern bestimmt werden. Durch die Rückübertragung der Höhenwerte ist es dann möglich Höhendifferenzen und Schüttwinkel zu bestimmen. Über normale Mittelwertbildungen kommt man zu durchschnittlichen Parametern, die für die Generierung einer virtuellen Kippe verwendet werden können. Diese vereinfachte Kippe kann als eine vereinfachte Grundlage für die hydrodynamische Modellierung dienen. Inwieweit sich der „Output“ der virtuellen Kippe vom Original unterscheidet, bleibt noch zu prüfen.

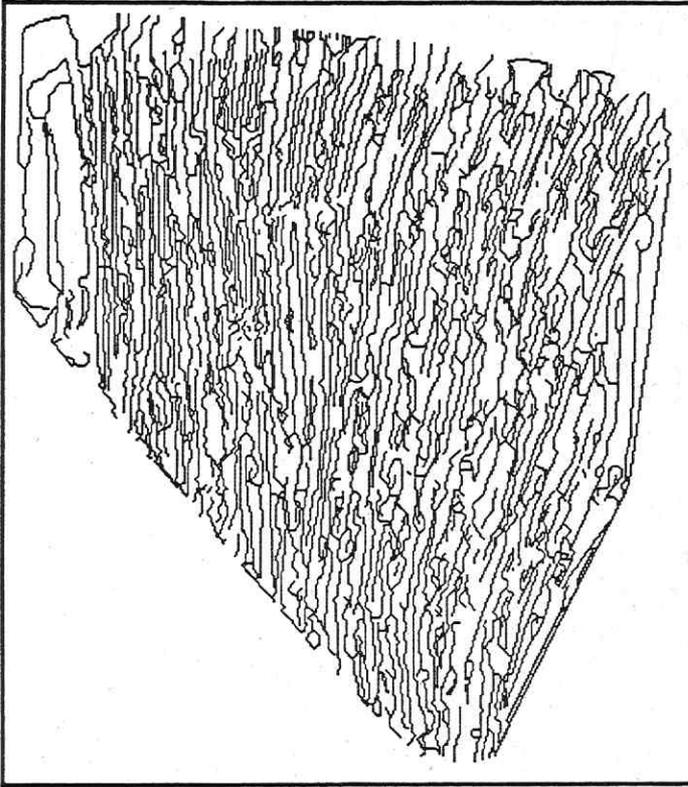


Abb.10: Generalisierte Kippenstrukturlinien

Entwurf finiter Elementenetze

Bei der Modellierung des Grundwasserflusses im Umfeld von Tagebaurestlöchern mit finiten Elementemethoden kann es bei großmaschigen Elementenetzen zu Problemen mit der numerischen Stabilität kommen, die durch einen sehr großen Gradienten (Druckhöhen, Konzentrationen) entlang der Tagebaugrenze verursacht werden. Für dieses Problem wurde ein Algorithmus entwickelt, der ein finite Elementenetz entwirft, das unterschiedlich fein diskretisiert, aber numerisch stabil ist. Die Anzahl der Elemente insgesamt kann dadurch optimiert und unnötige Rechenzeit eingespart werden. Der Algorithmus basiert auf der Kombination der Buffer-Funktion und der Dreiecksvermaschung von ArcInfo. Ein für die Flutungssimulation optimiertes finite Elementenetz ist in Abb. 11 zu sehen.

Ein ähnliches numerisches Problem stellen Schichtgrenzen dar, wenn der Durchlässigkeitsbeiwert um Größenordnungen differiert (z.B. Grenze Förderbrückenkippe/ Absetzerkippe). Zur Bewältigung dieser Fragestellung soll der Algorithmus weiter ausgebaut werden. Ein erster Entwurf für einen Vertikalschnitt der Cospudener Kippe ist in Abb. 12 dargestellt.

Es ist generell möglich, das Post- und Präprocessing von Modellierungen mit finiten Elemente- oder Differenzenmethoden in einem GIS durchzuführen. Eine umfangreiche Erläuterung dieser Problematik findet man bei WIESER, GLÄBER und FRIND (1996).



Abb.11: Finites Elementenetz für die Flutungssimulation

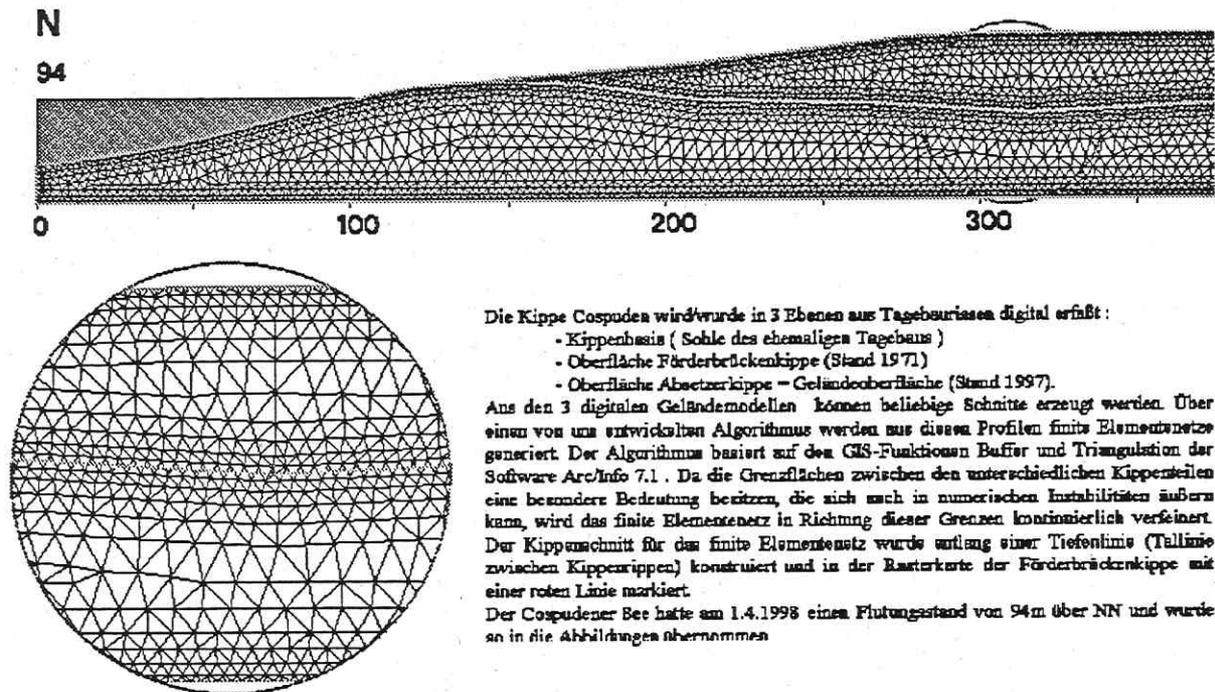


Abb.12: Optimiertes finite Elementenetz zur Modellierung eines Kippenschnittes

Literatur

- ARCINFO 7.2 (1998): GIS-Software. ESRI - Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- ARCVIEW 3.1 (1998): GIS-Software. ESRI - Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- DELPHI 4 (1998): Borland-Pascal-Compiler, - Visuelles Windows-Entwicklungstool, Inprise Corporation, ScottsValley, California
- HYGEO (1997): RDBMS-basiertes Informationssystem. Noell Umweltdienste, Niederlassung Leipzig der BISANTECH GmbH.
- MAPOBJECTS 1.2 (1998): GIS-Softwarekomponenten. -ActiveX control (OCX), ESRI - Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California
- ORACLE 8.0.4 (1998): RDBMS-Software. Oracle Corporation, Redwood Shores, California
- WIESER, T., GLÄBER W., & E.O. FRIND (1996): Unterstützung von Flutungsszenarien durch GIS. -Proceedings der 4. Dresdener Grundwassertage, Coswig 25.-26.10.1995
- WIESER, T., & D. THÜRKOW (1999): Projektbezogenes Datenmanagement unter Verwendung einer relationalen Datenbank. - In : Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI, Editoren: Strobl, J., & T. Blaschke, Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999, Wichmann Verlag, S.563-570

H. WAGNER, W. ROLLAND, S. SCHWEIGERT & U. GRÜNEWALD

Aufbau einer GIS – gestützten Modellierung der sekundären Pyritverwitterung für den Tagebau Jänschwalde

BTU Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft, Postfach 101344, 03013 Cottbus

Kurzfassung

Aufgrund der geringen Deckgebirgs- und Flözmächtigkeiten ist für das Lausitzer Braunkohlenrevier eine großflächige Verbreitung von Kippen charakteristisch. Daher spielt die sekundäre Pyritverwitterung, die nach der Ablagerung der Sedimente auf der Kippe durch diffusiven und konvektiven Sauerstofftransport in den Kippenkörper induziert und im wesentlichen durch die bodenphysikalischen Parameter der Kippenoberfläche beeinflusst wird, eine bedeutende Rolle.

Das Ziel der hier vorgestellten Arbeit ist eine substratspezifische Klassifizierung der Kippenoberfläche, mit wesentlichem Augenmerk auf die wichtigsten Parameter Luft- und Feldkapazität sowie Pyritgehalt, um in der Folge eine Modellierung der sekundären Pyritoxidation durchführen zu können. Dabei konnte zur Charakterisierung der Kippersedimente auf Kippengutachten, Luftbildaufnahmen und ein im Geographischen Informationssystem ARC/INFO angelegtes geologisches Modell des Tagebaus Jänschwalde zurückgegriffen werden.

Problematik und Zielstellung

Im Lausitzer Braunkohlenrevier zwischen Elbe und Neiße wird derzeit der zweite Lausitzer Flözhorizont abgebaut (LUA, 1995). Durch den etwa in der Mitte des 19. Jahrhunderts begonnenen Abbau der Braunkohle wurden im Lausitzer Revier bislang rund 73.800 ha Fläche devastiert (KATZUR, 1996). Schon bei der Grundwasserabsenkung und in noch größerem Ausmaß bei der Abtragung der Deckgebirgsschichten und der nachfolgenden Umlagerung werden die Sedimente belüftet. Zudem werden die ursprünglich unter einer mächtigen quartären Schichtenfolge lagernden tertiären Sedimente bei der Umlagerung mit den quartären Substraten vermischt und so an die Oberfläche gebracht. Unter diesen Bedingungen werden die in den tertiären Deckschichten enthaltenen Eisendisulfide (hauptsächlich Pyrit) oxidiert (primäre Pyritoxidation). Dabei wird vor allem Eisen und Sulfat sowie Säure in Form von Protonen freigesetzt. Nach Ablagerung der Abraummassen auf der Kippe kommt es durch das Eindringen von Sauerstoff durch Diffusions- und Konvektionsvorgänge über die Kippenoberfläche zu sekundärer Pyritoxidation mit weiteren gravierenden Folgen für die Umwelt.

Die hier beschriebenen Untersuchungen erfolgten im Rahmen eines Projektes, das die Prognose der zukünftigen Grundwasserbeschaffenheit im Raum des Tagebaus Jänschwalde zum Inhalt hatte. Um Aussagen zur Beschaffenheit des Grundwassers und der zukünftigen Wasserqualität in entstehenden Restseen treffen zu können, müssen die durch den Kohleabbau induzierten Prozesse tagebauspezifisch quantifiziert werden. Der Tagebau Jänschwalde liegt im Norden des Niederlausitzer Lagerstättenbezirkes, ca. 15 Kilometer nordöstlich der Stadt Cottbus, im Bundesland Brandenburg. Der Abbau des zweiten Lausitzer Flözhorizontes wurde 1978 mit einer F60-Förderbrücke begonnen und wird etwa im Jahr 2020 beendet. Die bis dahin in Anspruch genommene Fläche beträgt ca. 89 km².

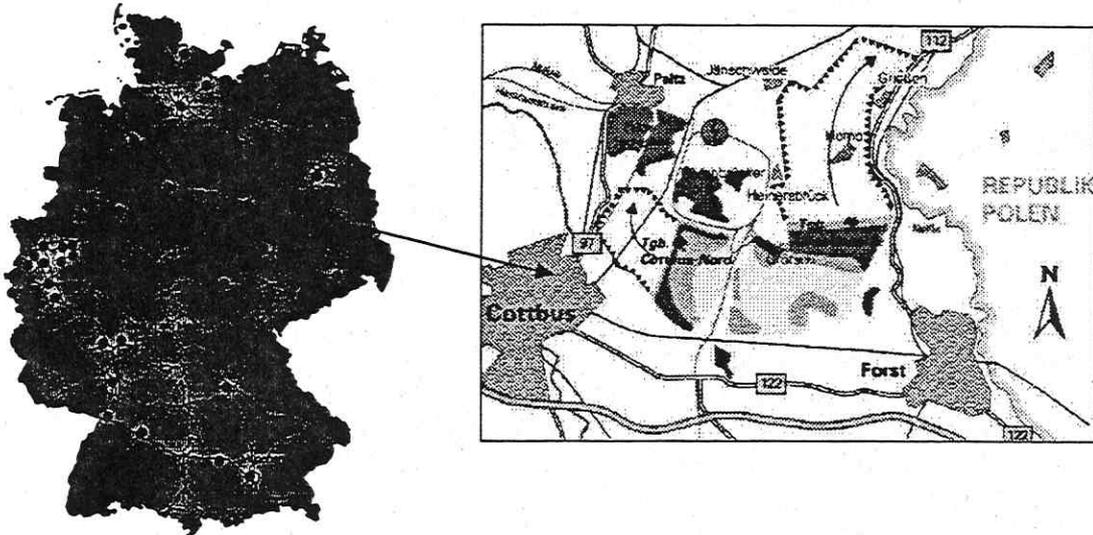


Abb. 1-1: Geographische Lage des Tagebaus Jänschwalde (LAUBAG, 1997)

Die Modellierung der sekundären Pyritoxidationsprozesse im Tagebau Jänschwalde mit dem Simulationsprogramm SAPY (PREIN, 1994) erfolgte im Anschluß an die substratspezifische Klassifizierung. Das prozeßorientierte Modell implementiert den diffusiven und konvektiven Sauerstofftransport, die Pyritoxidation als eine Funktion der Sauerstoffversorgung, des pH-Wertes, der Temperatur sowie der Fe^{3+} -Konzentration und einen eindimensionalen Sickerwasserfluß. Im Vorfeld dieser Modellierung wurde das Programm auf die Sensitivität getestet. Im Ergebnis stellen sich die Parameter Luftkapazität, Feldkapazität und Pyritgehalt als einflußreichste Größen auf die Modellierung dar. Demzufolge wurde diesen Parametern bei der Klassifizierung der Kippenoberfläche besondere Beachtung geschenkt.

Klassifizierung des Tagebauareals

Parameterbestimmung

Die Modellierung mit SAPY erforderte die Bestimmung der Parameter Luftkapazität (LK), Feldkapazität (FK), Pyritgehalt, k_f -Wert, Grundwasserneubildung (GWN), Lagerungsdichte (Ld), Pufferkapazität (PK) und pH-Wert.

Für Bereiche im Westen und im Osten des Tagebaus Jänschwalde liegen detaillierte Kippengutachten (GFE, 1990-1997) vor. Aus diesen Kippengutachten wurden Informationen über die Substratbezeichnung, die Bodenart, die Lagerungsdichte, die Luftkapazität, den k_f -Wert, die Bodenreaktion, den Gesamtschwefelgehalt sowie den CaCO_3 -Gehalt entnommen.

Angegeben sind die Parameter größtenteils als verbale Bewertungen (z.B.: Luftkapazität: sehr hoch, etc.). Mit Hilfe der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) und der TGL 24300 (1985), nach denen die Kippenflächen kartiert sind, wurden diesen Bewertungen Werte zugeordnet. Bei den nach TGL 24300 (1985) kartierten Substraten wurden zu den verbalen Bewertungen der Lagerungsdichten die zugehörigen Werte aus der TGL 24300 bestimmt und damit in die Einteilung der Lagerungsdichte der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) eingeordnet. Fehlende Bodenarten konnten zu den unterschiedlichen Kippsubstraten nach ABO-RADY et al. (1998) ergänzt werden.

Anschließend konnten über die Lagerungsdichte und die jeweilige Bodenart Angaben zu den Parametern Luftkapazität, Feldkapazität und k_f -Wert der einzelnen Substrate aus Tabellen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) vervollständigt werden. Die für das Modell nötigen Pufferkapazitäten wurden aus den in den Kartierberichten angegebenen CaCO_3 -Gehalten errechnet.

Angaben über Gesamtschwefelgehalte lagen in den Gutachten als SO_{3ges} ausgedrückt vor. Da diese wiederum größtenteils in Form verbaler Einstufungen vorlagen, wurden ihnen, wo vorhanden, in den Gutachten angegebene gemessene Gehalte von Proben zugeordnet und daraus Tabelle 2-1 erstellt. So konnten für Substrate, die nur verbal bewertet waren, Werte angegeben werden.

Aus den S_{ges} -Werten wurden die für das Modell notwendigen Pyritwerte bestimmt (Tabelle 2-1). Dies war möglich, da in früheren Untersuchungen (ROLLAND et al., 1998) der Zusammenhang, der zwischen den S_{ges} - und S_{di} - Gehalten der rolligen und bindigen Sedimente vorliegt, ermittelt wurde.

Tab. 2-1: Einstufung der S- und Pyritgehalte

SO_{3ges}			S_{ges}	S_{di}	Pyrit
Gewählte Klassen	Bewertung	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%	Gew.-%
1	sehr gering	< 0,03	< 0,012	< 0,07	< 0,13
2	gering	0,03-0,39	0,012-0,156	0,07-0,16	0,13-0,30
3	mittel	0,4-0,99	0,157-0,39	0,17-0,31	0,31-0,58
4	hoch	1-2,5	0,4-1	0,32-0,7	0,59-1,30
5	sehr hoch	> 2,5	> 1	> 0,7	> 1,30

Klassenbildung

Um die Anzahl der Modelldurchläufe zu verringern, wurde nach einer Möglichkeit gesucht, Flächen zu Klassen zusammenzufassen. Da sich das Modell SAPY als sehr sensitiv auf die Parameter luftgefülltes und wassergefülltes Porenvolumen sowie den Pyritgehalt erwies, wurde die Klassenbildung unter besonderer Berücksichtigung dieser Parameter durchgeführt. Dazu mußten für die Luftkapazität und die Feldkapazität Spannen festgelegt werden, die die Bereiche, innerhalb denen sich die beiden Parameter bewegen, unterteilen. Für die Luft- und Feldkapazität wurde eine Einstufung, wie in Tabelle 2-2 dargestellt, getroffen. Sie orientiert sich an den überhaupt vorkommenden Werten für die Parameter Luft- und Feldkapazität. Die Einteilung der Pyritgehalte erfolgte entsprechend Tabelle 2-1.

Tab. 2-2: Einstufung der Luft- (LK) und der Feldkapazität (FK)

<i>Einstufung der LK</i>		<i>Einstufung der FK</i>	
1	< 15 Vol.-%	1	< 18 Vol.-%
2	15 – 19 Vol.-%	2	18 - 23 Vol.-%
3	> 19 Vol.-%	3	> 23 Vol.-%

Die Einteilung der Substrate fiel dadurch wesentlich leichter. In einem ersten Schritt wurden Böden gleicher Einstufungen der Luftkapazität zusammengefaßt. Innerhalb dieser ersten Klassifizierung wurde zwischen den Substraten mit nach Tabelle 2-2 verschiedenen Feldkapazitäten unterschieden. Als letzter Schritt erfolgte eine Differenzierung nach den unterschiedlichen Pyritgehalten, so daß letztendlich als Ergebnis eine Einteilung in sieben Substratklassen vorlag. Die Parameter der einzelnen Klassen wurden ermittelt, indem aus allen dazu vorhandenen Werten einer Klasse Mittelwerte gebildet wurden. Tabelle 2-3 stellt die Parameter mit den zugehörigen gemittelten Werten dar.

Die Grundwasserneubildungen je Klasse wurden nach dem Verfahren RASTER (GLUGLA & KÖNIG, 1989) berechnet. Das Verfahren ermöglicht auch eine Berechnung der langjährigen

Mittelwerte der Grundwasserneubildung für unbewachsene Kippenoberflächen (GLUGLA et al., 1985). Ein in GRÜNEWALD et al. (1999) angeführter Literaturvergleich zur Grundwasserneubildung auf Kippenstandorten ergibt eine Spannweite der Grundwasserneubildungen von 28 mm/a bis über 400 mm/a.

Der initiale pH-Wert wurde für die vermutlich meliorierten Flächen der Klasse 4 und die nahezu rein pleistozänen sandigen Sedimente der Klasse 5 mit 7, der der Klasse 7 mit 8 angenommen, allen anderen wurde ein pH-Wert von 5 zugeordnet. Bestätigt wurde dies durch frühere Probennahmen (ROLLAND et al., 1996).

Tab. 2-3: Mittlere Parameter der einzelnen Substratklassen

Klasse	LK [Vol.-%]	FK [Vol.-%]	Pyrit [Gew.-%]	Initialer pH-Wert (Annahme)	k_f -Wert [m/s]	Lagerungs- dichte [g/cm ³]	Puffer- kapazität [mmol/kg]	GWN [mm/a]
1	13	21	0,19	5	1,02E-05	1,70	0	1,16E-08
2	12	23	0,95	5	1,09E-05	1,70	0	1,08E-08
3	17	21	0,36	5	1,94E-05	1,65	0	1,18E-08
4	18	24	0,22	7	1,61E-05	1,50	0,05	1,20E-08
5	22	20	0,11	7	3,38E-05	1,50	0,01	1,22E-08
6	23	19	0,28	5	4,21E-05	1,50	0,01	1,22E-08
7	7	31	0,19	8	2,86E-06	1,80	0,14	1,14E-08

Klassifizierung der Kippenoberfläche

Klassifizierung der Altkippe und des momentanen Abbaubereiches

Neben den Bereichen, für die detaillierte Berichte vorliegen, gibt es viele Flächen, für die in Übersichtskarten zu Kippbodenformen (LAUBAG, 1997; LMBV, 1997) lediglich das vorliegende Substrat eingetragen ist, ohne nähere Angaben zu den erforderlichen Parametern zu enthalten. Diese Flächen wurden den einzelnen Klassen zugeordnet. Dazu wurden aus ABO-RADY et al. (1998) die in den Substraten überwiegenden Bodenarten abgeleitet und die daraus resultierenden abgeschätzten Parameter Luftkapazität, Feldkapazität und k_f -Wert mit den für die einzelnen Klassen bestimmten Parametern verglichen.

Aus den Symbolen (z.B. TGL 24300: xS-Kp = Kipp-Kohlesand; Bodenkundliche Kartieranleitung: oj-ss(t) = Kipp-Reinsand) lassen sich Angaben bezüglich der Zusammensetzung wie Anteile Quartär-Tertiär, Kohlegehalt und Bodenart ableiten. Mit Hilfe dieser Informationen wurde, anhand der Luftkapazitäten und der Pyritgehalte der jeweiligen Bodenarten, eine Zuordnung zu den Substratklassen vorgenommen.

Für weite Teile der bereits verkippten Fläche lagen keinerlei Informationen bezüglich des oberflächlich anstehenden Substrates vor. Jedoch war in Luftbildern (LAUBAG, 1996/1997) die bis Sommer 1997 verkippte Fläche aufgenommen worden. So erfolgte aus diesen Luftbildaufnahmen eine Abgrenzung oberflächlich anstehender Substrate durch einen Farb- und Oberflächenvergleich mit bekannten Flächen, eine Zuordnung zur Substratklassifizierung und eine Bestätigung dieser Annahmen durch Vor-Ort-Begehungen in einem Teilbereich des Tagebaus. Die Flächen, die eine starke Heterogenität bezüglich der auftretenden Sedimente aufwiesen, wurden in die vorwiegend auftretenden Substratarten eingeordnet. Die durch die Gutachten (GFE, 1990-1997) beschriebenen Flächen sowie die in den Karten abgegrenzten Flächen ohne Hintergrundinformationen lagen bereits in digitaler Form (LAUBAG, 1998) vor. Alle durch Luftbilder und Begehungen lokalisierten Flächen wurden im GIS ARC/INFO

ergänzt. In Abbildung 2-1 ist ein Ausschnitt aus den vorliegenden Übersichtskarten der Kippbodenformen und der äquivalente Luftbildausschnitt dargestellt.

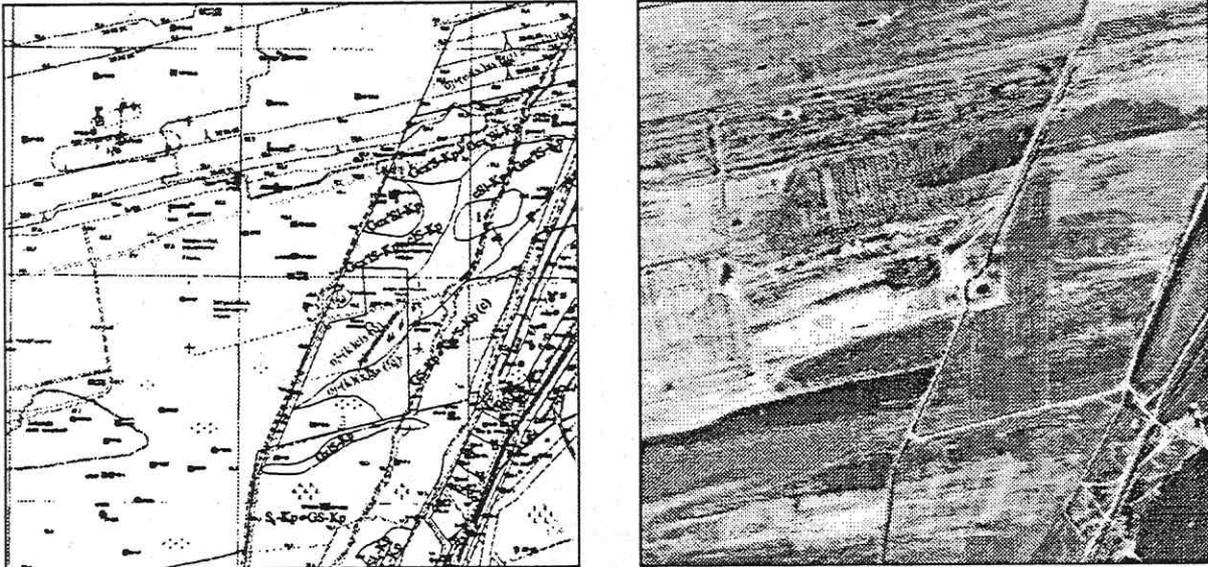


Abb. 2-1: Ausschnitte aus den Übersichtskarten zu Kippbodenformen (LMBV, 1997) und Luftbildern (LAUBAG, 1997)

Klassifizierung des Vorfeldes

Im Zuge der Vorfelderkundungen zur Lagerstättenbeschaffenheit wurden für das gesamte Tagebaugebiet vor Abbaubeginn Bohrungen vorgenommen. Durch diese Bohrungen sind die Mächtigkeiten und der geologische Aufbau des Deckgebirges bekannt. Aus diesen Bohrdaten erfolgte die Erstellung eines geologischen Modells im GIS. Zur Volumenberechnung der jeweils rolligen wie auch bindigen Anteile an den quartären und tertiären Sedimenten wurden Thiessenpolygone für die Äquivalentflächen um die Bohrpunkte herum konstruiert.

Da über die in Zukunft an der Oberfläche liegenden Substrate des Vorfeldes noch keine Angaben gemacht werden können, wurde angenommen, daß über die gesamte Profilmächtigkeit eine homogene Mischung der aus den geologischen Bohrungen bekannten Mächtigkeiten der Sedimente abzüglich der Vorschnittmassen vorliegen wird. Für alle Bohrpunkte wurden die Mächtigkeiten der einzelnen Schichten (Quartär rollig/ bindig, Tertiär rollig/ bindig) in prozentuale Anteile an der Gesamtmächtigkeit umgerechnet. Der Pyritgehalt der Säulen konnte aus den für die einzelnen Schichten im Mittel bekannten Gehalte (Tabelle 2-4) berechnet werden.

Tab. 2-4: Mittlere Gehalte der Sedimente (nach ROLLAND et al., 1997)

<i>Sediment</i>	<i>Pyrit [Gew.-%]</i>
Quartär rollig	0
Quartär bindig	0
Tertiär rollig	0,98
Tertiär bindig	4,23
Zwischenmittel 1	1,30
Zwischenmittel 2	1,23

Alle diese Informationen liegen in Datentabellen vor. Mit Hilfe des Programmes ArcView konnten innerhalb der Tabellen Abfragen gestartet und den so ausgewählten Flächen eine

neue Kennzeichnung, in diesem Fall die Substratklasse, zugeordnet werden. Diese Abfragen orientierten sich am Pyritgehalt sowie an den jeweils rolligen und bindigen Anteilen von Quartär und Tertiär an der Gesamtmächtigkeit. Weiterhin erfolgte eine Auswahl anhand der Anteile der Fraktionen Ton, Schluff und Sand an den Bodenarten (Tabelle 26, Bodenkundliche Kartieranleitung (AG BODEN, 1994)), da diese Anteile die Bodenarten charakterisieren und somit die Parameter Luftkapazität, Feldkapazität und k_f -Wert bestimmen. In Abbildung 2-2 ist dargestellt, welches Verfahren für die Klassifizierung der einzelnen Flächen der Kippe angewandt wurde.

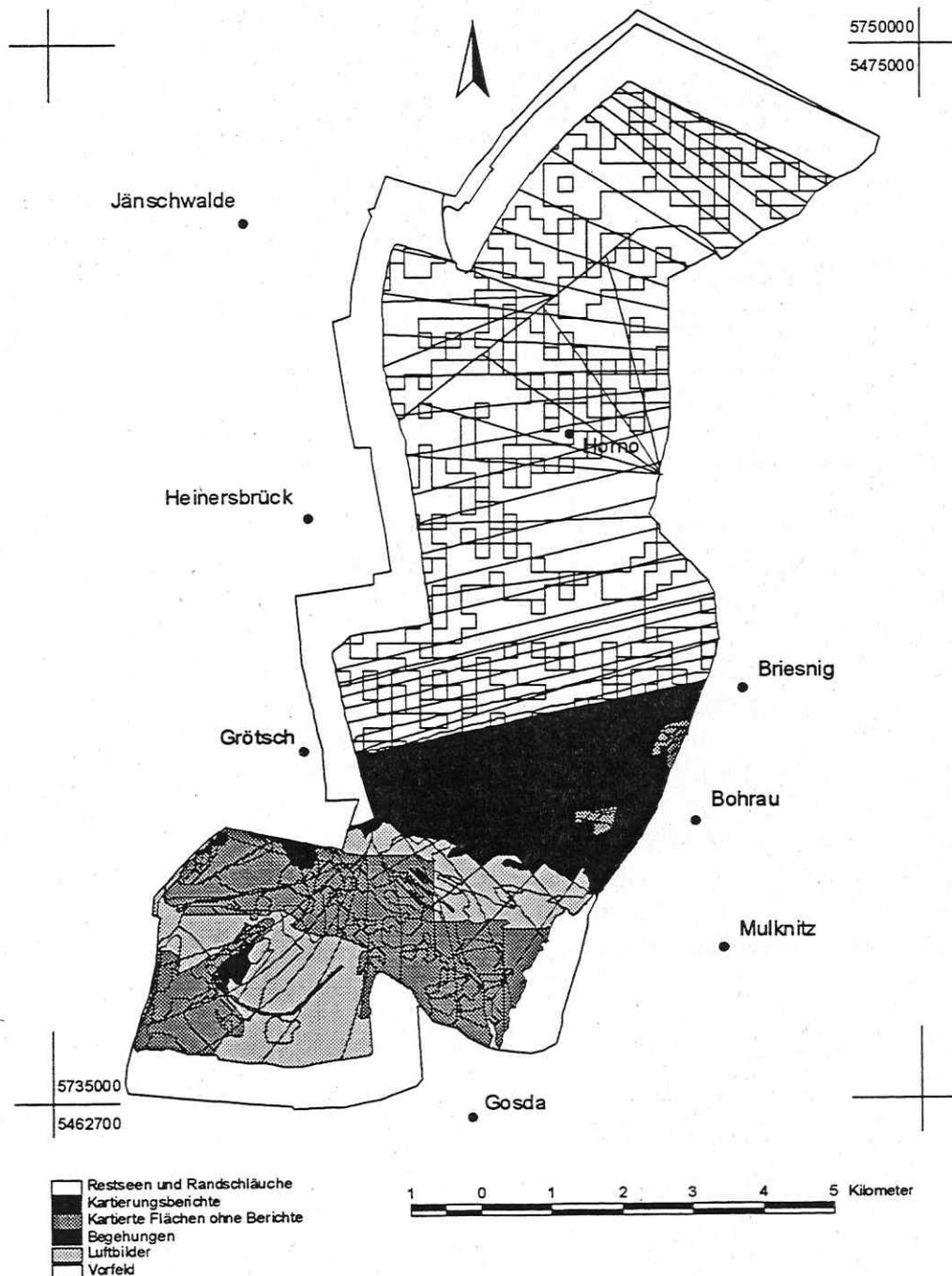


Abb. 2-2: Verfahren zur Flächenklassifizierung

Ergebnisse

Die klassifizierten Flächen aus den Kippengutachten, den Karten, den Luftbildern und aus dem Vorfeld wurden im GIS zu einer Gesamtkarte zusammengeführt. So stellt sich letztlich die gesamte Kippenoberfläche in ihrer Klassifizierung in anstehende Substrate wie in Abbildung 3-1 dar. Dabei wurden die Randschläuche und zukünftigen Restseen in diesen Untersuchungen nicht mit in die Klassifikation einbezogen und sind infolgedessen weiß gefärbt.

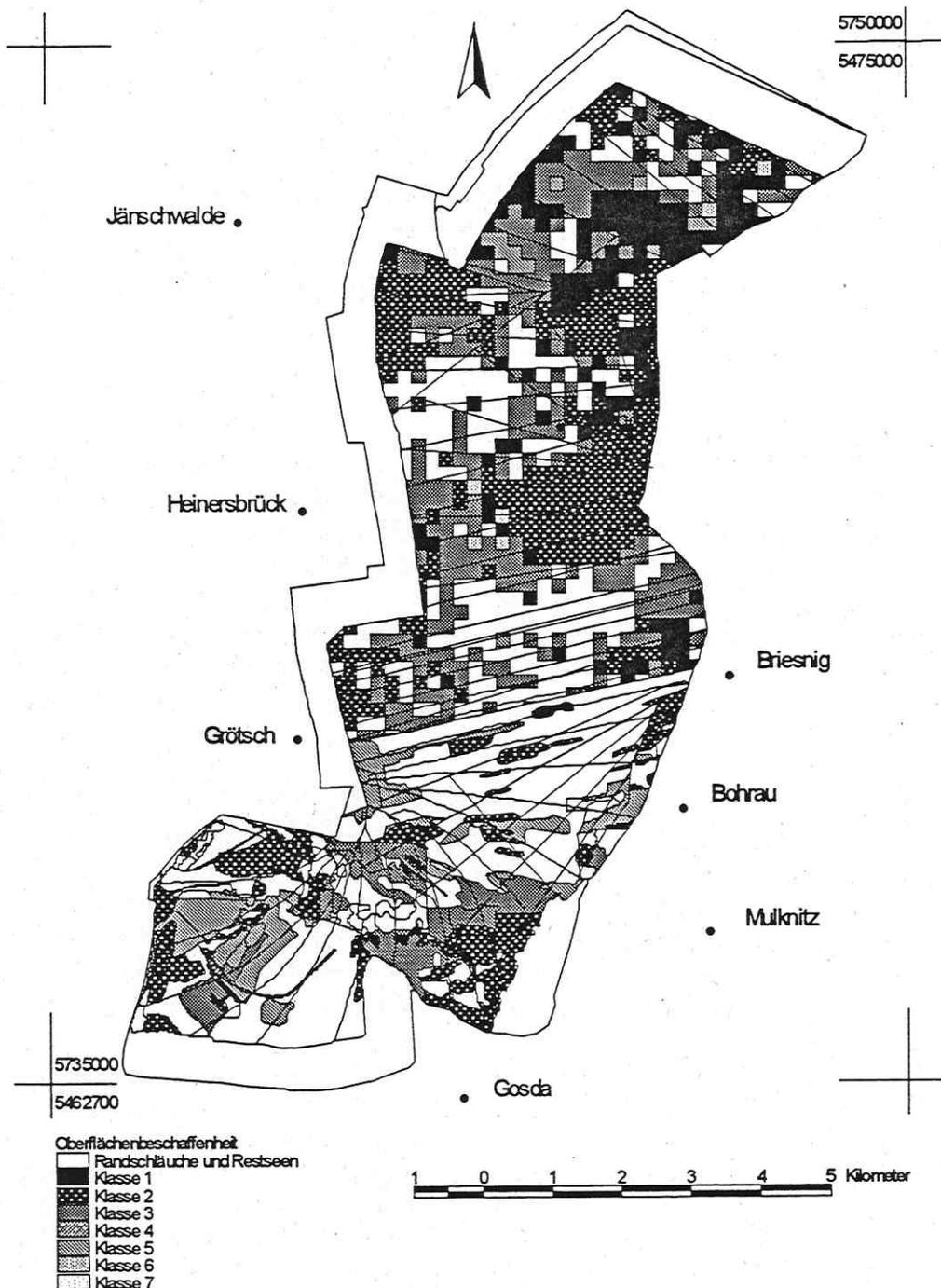


Abb. 3-1: Oberflächenbeschaffenheit des Tagebaus Jänschwalde, klassifiziert nach Tabelle 2-3

Betrachtet man die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Substratklassen, so fällt auf, daß die Klasse 6 in ihrer Verbreitung gegenüber den anderen Klassen deutlich überwiegt. Sie kann als ein quartäres und tertiäres Mischsubstrat charakterisiert werden. Es ist eher sandig und schwach kohlehaltig bei geringen bis mittleren Pyritgehalten und weist eine Luftkapazität von ca. 23 Vol.-% auf. Danach folgt Klasse 2. Diese ist ebenfalls ein Mischsubstrat, jedoch eher bindig ausgeprägt. Der Kohlegehalt ist höher als in Klasse 6 und der Pyritgehalt mittel bis hoch. Klasse 3, ein überwiegend tertiäres, sandiges Substrat mit einem schwachen Kohlegehalt und einem mittleren Pyritgehalt, folgt darauf.

Weit weniger häufig treten die Klassen 1 und 5 auf. Klasse 1 kann als quartäres, relativ bindiges Substrat mit geringem Pyritgehalt beschrieben werden. Klasse 5 ist ein rolliges, überwiegend quartäres Kippsediment mit sehr geringem Pyritgehalt und einer geringen Pufferkapazität.

Untergeordnet kommen die Klassen 4 und 7 im Tagebauareal vor. Klasse 4 ist gekennzeichnet durch eine überwiegend quartäre, relativ bindige Zusammensetzung. Weiterhin tritt in dieser Klasse eine, durch Melioration des Kippenbodens hervorgerufene, höhere Pufferkapazität bei gleichzeitigem sehr schwachem Kohlegehalt und geringem Pyritgehalt auf. Am wenigsten verbreitet ist die Klasse 7, die nur im Südwesten des Tagebaus vorkommt. Dabei handelt es sich um Gips- und Ascheablagerungen mit sehr geringer Luftkapazität und geringem Pyritgehalt.

Diskussion

Bei der Bewertung der hier durchgeführten Substratdifferenzierung auf einer Kippenoberfläche muß beachtet werden, daß eine durch eine Förderbrücke hervorgebrachte Tagebaukippe ein sehr heterogener, schwierig zu beschreibender Körper ist. Bei der hier durchgeführten Klassifizierung der Kippenoberfläche mußte eine Reihe von Vereinfachungen und Modellannahmen getroffen werden. Eine besondere Schwierigkeit bestand in der Prognose der Kippsubstrate im künftigen Tagebaufeld. Die wesentliche Simplifizierung lag in der Zusammenfassung ähnlicher Substrate zu Klassen, woraus Spannbreiten der Werte der einzelnen Parameter resultieren. Aus diesem Grund sind die in Tabelle 2-3 den Klassen zugeordneten Parameter nicht als Absolutwerte zu verstehen und auch nicht ohne nähere Prüfung auf andere Tagebaue zu übertragen.

Die flächenhafte Einordnung der Kippenoberfläche zu den Klassen war nur durch Vereinfachungen möglich. Dabei spielt schon die Größe des zu klassifizierenden Areals eine entscheidende Rolle. So zeigte sich bei den Feldbegehungen, daß sich auf vielen Flächen der durchweg planierten Kippenoberfläche des Altbereiches relativ kleinräumig tertiäre mit quartären Rippen abwechseln. Diese kleinräumigen Unterschiede, die häufig innerhalb weniger Meter auftreten und auf Luftbildern nicht eindeutig erkennbar sind, konnten nicht in die Gesamtklassifizierung aufgenommen werden. Es wurde das jeweils vorherrschende Substrat klassifiziert.

Bei der Zuhilfenahme der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN, 1994) zur Parametrisierung der Klassen auf Grundlage der Kartierberichte erwies sich diese als auf Kippenböden nur bedingt anwendbar. Der Grund dafür ist, daß keine ausreichend genaue Unterscheidung der geringen bis sehr geringen Lagerungsdichten, die auf Kippenböden vorherrschen, vorgenommen und dadurch eine Unterschätzung der Luftkapazitäten bedingt wird. Daraus resultiert wiederum eine Unterschätzung der sekundären Pyritoxidation. Das Maß dieser Unterschätzung bedarf weiterer Untersuchungen.

Diese Arbeit macht damit deutlich, daß es zur angemessenen Beschreibung der mittel- und langfristigen Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in dem großräumigen und extrem heterogenen Gebiet des Braunkohletagebaus einer den Faktoren entsprechenden sukzessiven Verbesserung der Datengrundlage bedarf. Konventionelle Methoden sind häufig

unzureichend. Aus diesem Grund sollte eine Weiterentwicklung adäquater Modelle und entsprechender Parametrisierungsansätze mit modifizierter Ordnung, Systematisierung und Klassifizierung der Datengrundlage zur Ableitung effektiver Parameter und der Abbildung der Prozeßsituation angestrebt werden.

Zusammenfassend kann jedoch gesagt werden, daß die hier beschriebene Vorgehensweise zur substratspezifischen Klassifizierung einen geeigneten Ansatz zur Charakterisierung von Kippenoberflächen darstellt. Bei der Übertragung dieser Vorgehensweise auf andere Tagebaue sind zur Parameterbestimmung Referenzflächen mit genau untersuchten bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften unabdingbar.

Literaturverzeichnis

- ABO-RADY, M., WEISE, A., OEHME, W.-D., HAUBOLD, W., MÖBES, A., VOGEL, H., NEUMANN, E. E., KÜHN, D., BRANDTNER, W. (1998): Substratansprache auf Kippen und Halden des Braunkohlenbergbaus. - Schriftenr. angew. Geowiss., 21-34.
- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, Hannover, 392 S.
- AKADEMIE DER LANDWIRTSCHAFTSWISSENSCHAFTEN DER DDR (1985): TGL 24300. Berlin.
- GFE – GEOLOGISCHE FORSCHUNG UND ERKUNDUNG GMBH (1990 – 1997): Bodengeologische Kartierungsberichte und Kippengutachten Tagebau Jänschwalde 12/90, 1/92, 8/92, 11/93, 10/95, 7/96, 3/97, 9/97, 10/97.
- GLUGLA, G., EYRICH, A., KÖNIG, B., FÜRTIG, G. (1985): Bestimmung von Gebietswerten des Wasserhaushaltes für den Lockergesteinsbereich unter Berücksichtigung der anthropogenen Beeinflussung. Abschlußbericht. Institut für Wasserwirtschaft, Bereich Wasserbewirtschaftung, Abteilung Grundwasserbewirtschaftung.
- GLUGLA, G., KÖNIG, B. (1989): Der mikrorechnergestützte Arbeitsplatz Grundwasserdargebot. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 39, Heft 8, 178-181.
- GRÜNEWALD, U., BIEMELT, D., BEKURTS, V., SCHREITER, M., TAHL, S. (1999): Standortuntersuchungen zur besseren Quantifizierung von Elementen des regionalen Wasserhaushalts. In: Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften: Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlenreviers. Hrsg.: Hüttl, R. F., Klem, D., Weber, E. Verlag de Gruyter, Berlin, New York, 223-238.
- KATUR, J. (1996): Erfahrungen und Probleme bei der Rekultivierung der Neulandböden und Gestaltung der Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Braunkohlenrevier- Überblicksbeitrag. Workshop Rekultivierung 1991/92, Hrsg. Lausitzer Braunkohle AG, Senftenberg, 4-9.
- LAUSITZER BRAUNKOHLE AG (1996/97): Luftbilder der Tagebaubefliegung Jänschwalde.
- LAUSITZER BRAUNKOHLE AG (1997): Tagebau Jänschwalde. Informationsbroschüre, Senftenberg.
- LAUSITZER BRAUNKOHLE AG (1998): Übersichtskarte Tagebau Jänschwalde: Geplante Bergbaufolgelandschaft mit Kippenentwicklung und prognostischen Bodenartengruppen (technol. Grundlage: Rahmenbetriebsplan 1994 – Auslauf, 01.12.1992).
- LAUSITZER UND MITTELDEUTSCHE BERGBAU-VERWALTUNGSGESELLSCHAFT (1997): Übersichtskarten der Kipp-Bodenformen des Tagebaus Jänschwalde.
- LUA - LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1995): Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Studien und Tagungsberichte Band 6, 86 S.
- PREIN, A. (1994): Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraumkippen von Braunkohlentagebauen. Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft, Hydrologie und landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, Heft 79, 1 – 129. ISSN 0343-8090.

- ROLLAND, WOLFGANG, CHMIELEWSKI, ROBERT, WAGNER, HELLA, GRÜNEWALD, UWE (1996): Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit der Braunkohlenabraumkippe des Tagebaues Jänschwalde – Zwischenbericht. BTU Cottbus.
- ROLLAND, WOLFGANG, CHMIELEWSKI, ROBERT, WAGNER, HELLA, GRÜNEWALD, UWE (1997): Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit der Braunkohlenabraumkippe des Tagebaues Jänschwalde – Zwischenbericht. BTU Cottbus.
- ROLLAND, WOLFGANG, CHMIELEWSKI, ROBERT, WAGNER, HELLA, GRÜNEWALD, UWE (1998): Ermittlung der Grundwasserbeschaffenheit der Braunkohlenabraumkippe des Tagebaues Jänschwalde – Endbericht. BTU Cottbus, 96 S. zzgl. Anlagen.

M. HEMM¹, B. NIXDORF², W. UHLMANN¹ & U. GRÜNEWALD¹

Der "Lichtenauer See" ein Braunkohlentagebausee in der Niederlausitz

¹ BTU Cottbus, Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft, Theodor Neubauer Straße 6, 03046 Cottbus

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

³ IWB GmbH Possendorf, Turnerweg 6, 01728 Possendorf

Kurzfassung

Es ist bekannt, daß in absehbarer Zeit in der Lausitz sehr viele künstliche Seen entstehen werden. In diesem Artikel wird der Tagebausee „Lichtenauer See“ vorgestellt. Es wird auf die Morphometrie des Gewässers, die Grundwasserverhältnisse und deren Einfluß auf die Wasserbeschaffenheit im See eingegangen. Abschließend werden Prognosen zur Entwicklung der pH-Verhältnisse bei verschiedenen Flutungsvarianten in dem „Lichtenauer See“ gegeben.

Einleitung

In der Lausitz entstehen infolge des abrupten Rückganges der Braunkohlenförderung in den nächsten Jahren sehr viele künstliche Seen, deren Besonderheit in ihrem hohen Säuregrad mit pH-Werten zwischen 2 bis 3 und $K_{B4,3}$ -Werten zwischen 1 bis 35 mmol/l liegt. Dieser entsteht durch das wiederansteigende Grundwasser, infolge der Pyrit- und Markasitoxidation. Um dem Prozeß der Versauerung entgegenzuwirken, werden die Seen zusätzlich mit alkalinem und eutrophen Oberflächenwasser geflutet (GRÜNEWALD, 1999, subm.).

Im Rahmen des vom Steuerungs und Budgetausschuß für die Braunkohlesanierung in Auftrag gegebenen Projektes „Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebauseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung“ (BTU, 1997 und 1999) wurde und werden eine Vielzahl von Tagebauseen untersucht und Prognosen zur Entwicklung des Säuregrades und der Trophie für die wichtigsten Seen abgeleitet.

Am Beispiel des Tagebausees „Lichtenauer See“ wird die Komplexität der gütebestimmenden Prozesse dargestellt. Dies schließt die Charakterisierung der Grundwasser- und Strömungsverhältnisse um das Gewässer, die aufkommenden Wassermengen- und Beschaffenheitsverteilungen, die geochemische Modellbildung sowie die zeitliche Entwicklung der physikochemischen Parameter (Temperatur, Sauerstoff und pH) des Sees mit ein. Abschließend wird eine Prognose zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in dem Tagebausee „Lichtenauer See“ gegeben.

Das Untersuchungsgewässer

Der „Lichtenauer See“ befindet sich in Deutschland in der Region der Brandenburgischen Niederlausitz ca. 40 km westlich von Cottbus.

Er ist das Ergebnis des Braunkohleabbaues in den Schlabendorfer Feldern. Von 1959 bis 1962 wurde südwestlich der Stadt Lübbenau der Tagebau Schlabendorf-Nord aufgeschlossen. Dazu wurde 1959 mit der Streckenentwässerung begonnen. Die Aufschlußmassen wurden auf die Außenhalde Beuchow verkippt. Der Tagebau, in dem im Regelbetrieb zwei Förderbrücken F34 im Einsatz waren, erreichte 1977 seine Endstellung. Die Einstellung der bergbaulichen Wasserhebung erfolgte 1984. Im Zuge der Rekultivierung wurden die technologisch bedingten Randschläuche weitgehend geschlossen. Lediglich der von 1974 bis 1977 entstandene Randschlauch F blieb offen.

Das Gewässer liegt im Einzugsgebiet der Spree. Seit 1977 strömt dem Tagebausee Grundwasser zu. Der Wasserspiegel schwankt saisonal um einen Meter. Eine Fremdflutung

des Tagebauses ist erst ab Ende 1999 vorgesehen. Zur Verfügung stehen durchschnittlich $10 \text{ m}^3/\text{min}$ Wasser aus dem Südumfluter der Spree. Externe Einflüsse wie z.B. Böschungsrutschungen, als Resultat von Böschungssanierungen, beeinflussen die Wasserstandsentwicklung und Morphologie des Sees.

Der Lichtenauer See soll sich später als Landschaftssee in ein großflächiges Naturschutzgebiet eingliedern und der extensiven Erholung dienen (LUA, 1996).

Ergebnisse

Entwicklung von Morphometrie und Topographie

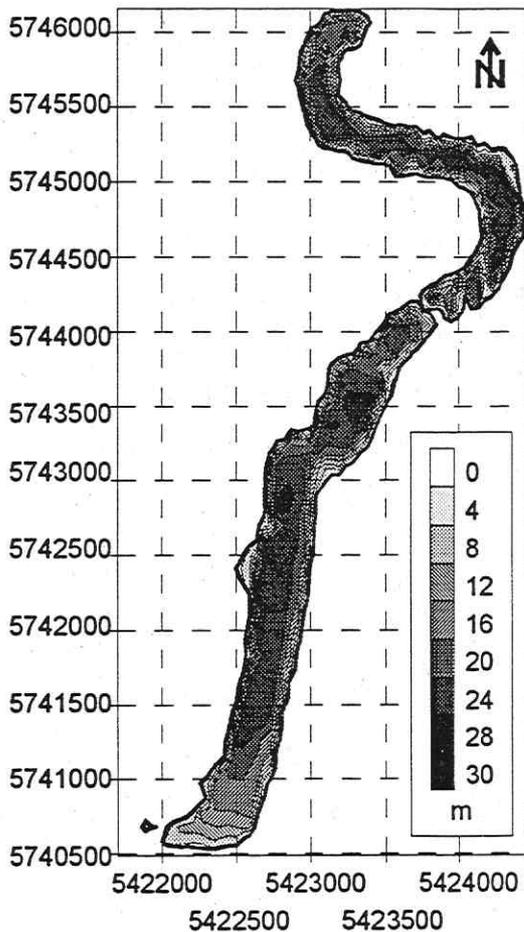


Abb. 1: Ufer- und Tiefenlinien im Endzustand bei 55 mNN

Der Lichtenauer See (RL F) erstreckt sich schlauchförmig in Nordsüdrichtung, wobei er in seinem Nordteil s-förmig gekrümmt ist (Abb. 1).

Die maximale Länge des Tagebaurestsees beläuft sich auf ca. 5,7 km und die effektive Breite auf ca. 550 m (Tab. 1). Im Südteil erfolgte eine Ascheverkipfung, wodurch die Böschung auf eine Neigung von 1:4 und im Uferbereich auf 1:10 abgeflacht worden ist. Die gewachsene Böschung im nördlichen Teil des Restloches wurde ebenfalls saniert. Sie wurde im künftigen Uferbereich auf eine Neigung von 1:10 abgeflacht und begrünt. Oberhalb und unterhalb der Böschung beträgt die Neigung 1:2 bzw. 1:5. Um die Standsicherheit in der Kohlebahnausfahrt zu gewährleisten, wurde diese vom Restloch abgetrennt. Die entstandenen Hänge sind flach und der Abraum ist relativ stark verfestigt. Der Kohlebahnabschnitt soll auf eine Höhe von 49 m NN aufgefüllt werden, wodurch flachere Bereiche entstehen werden.

Tab. 1: Morphometrische Daten des Sees beim Endwasserstand von 55 mNN

Parameter		Einheiten	Endwasserstand 55 mNN
Seewasservolumen	V	[Mio m^3]	25,1
Epilimnionvolumen	V_{epi}	[Mio m^3]	13,8
Hypolimnionvolumen	V_{hypo}	[Mio m^3]	11,3
Verhältnis Volumen Hypo-/Epilimnion	$V_{\text{hypo}}/V_{\text{epi}}$	[-]	0,82
Seefläche	A	[Mio m^2]	2,3
Uferlänge	U	[m]	16000
maximale Länge	L_{max}	[m]	5689

Parameter		Einheiten	Endwasserstand 55 mNN
maximale Breite	B_{\max}	[m]	1467
effektive Länge	L_e	[m]	3578
effektive Breite	B_e	[m]	550
effektive Achse	D_a	[m]	2064
maximale Tiefe	Z_{\max}	[m]	31,0
Mittlere Tiefe	Z_{mean}	[m]	10,8
theoretische Epilimniontiefe	Z_{epi}	[m]	7,1
Tiefe (90% Seevolumen)	Z_{90}	[m]	29,9
reduzierte Tiefe	Z_{red}	[m ⁻¹]	0,79
Tiefengradient	F	[-]	4,36

Während des Untersuchungszeitraumes von 1995 bis 1998 schwankte die maximale Tiefe um 5,0 bis 7,0 m.

Chemische Parameter

Im RL F kam es bei pH-Schwankungen zwischen 2,6 und 2,9 seit 1995 zu leicht ansteigenden Basenkapazitäten von rund 4 auf 5 mmol/l (Abb. 2).

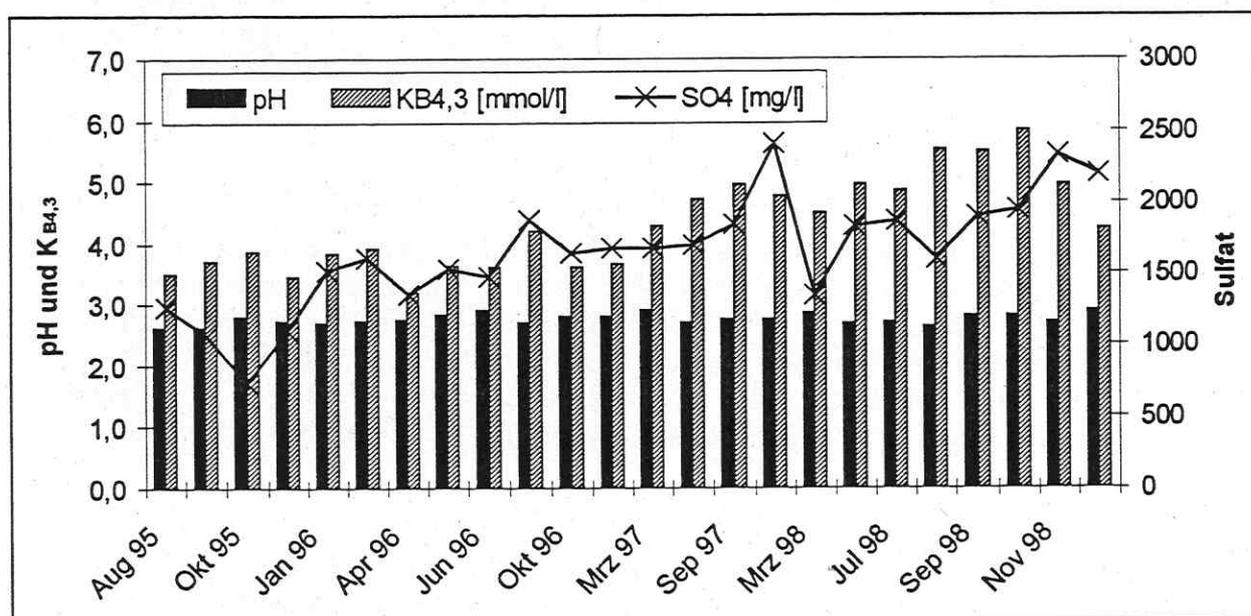


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der pH- und $K_{B4,3}$ - Werte sowie der Sulfatkonzentration im Lichtenauer See von 1995 bis 1998

Von August 1995 bis zum jetzigen Zeitpunkt stieg die Sulfatkonzentration allmählich von 1100 mg/l auf 2100 mg/l an. Kurzzeitige starke Erhöhungen des Sulfatgehaltes lassen sich zum Teil auf eingetretene Böschungsrutschungen zurückführen, wie z.B. im Oktober 1996 und im März 1998.

Die Basenkapazität verhält sich in ihrem Verlauf äquivalent zu dem Sulfatgehalt. Die Säurekapazität des Lichtenauer Sees zeigt ein sehr schwach gepuffertes Gewässer an. Entsprechend dem Klassifizierungsansatz von LESSMANN und NIXDORF (1997) ist der See als „extrem sauer I“ einzuordnen.

Diese auftretenden Schwankungen lassen erkennen, wie sensibel ein Bergbaunachfolgegewässer auf äußere Einflüsse (Böschungsrutschung, spontaner Grundwasseranstieg) reagieren kann. Das dies kein Einzelfall ist, belegt die Tatsache, daß diese Beobachtungen auch an dem Tagebausee Gräbendorf gemacht worden sind (HEMM et al., 1998).

Mixisregime und O₂-Verhältnisse

Trotz des schwankenden Wasserstandes und externer Störungen ist der Tagebausee dimiktisch. Es bildeten sich die typischen Temperaturverteilungen aus (Abb. 3).

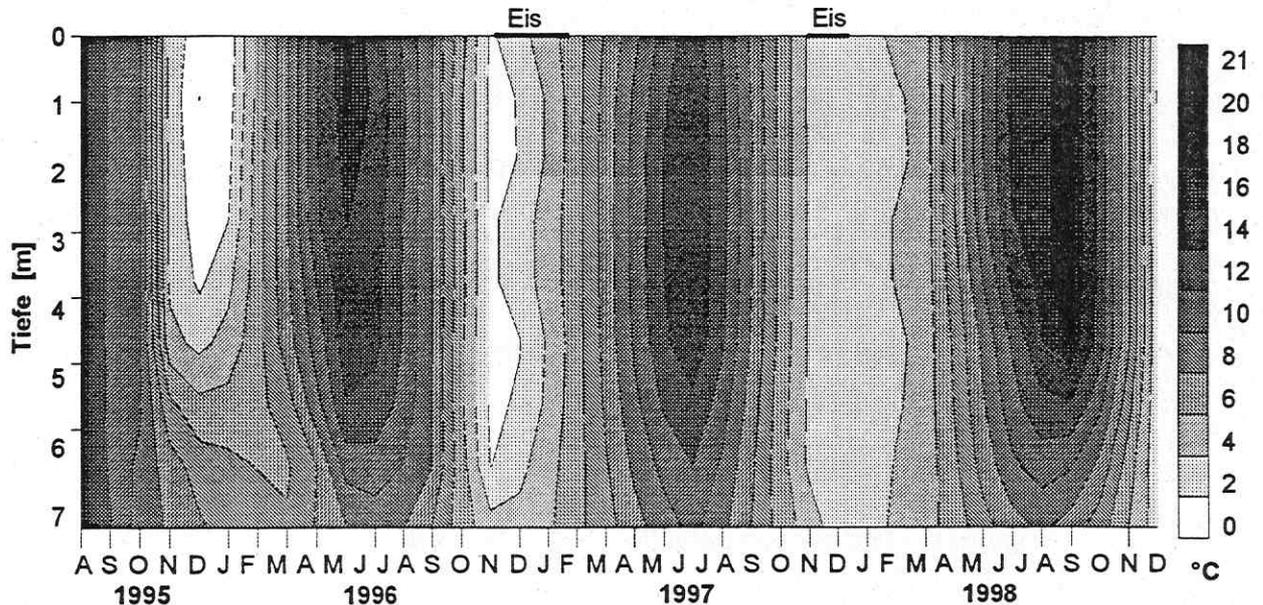


Abb. 3: Temperaturverteilung im Lichtenauer See von 1995 bis 1998

Im Lichtenauer See kam es in den Sommermonaten 1995 und 1996 während der Stagnation zu keiner deutlichen Ausbildung eines Hypolimnions. Das Epilimnion erstreckte sich zum Teil bis zum Grund. Mit der Vergrößerung der Tiefe konnte sich erstmals zur Sommerstagnation 1997 und 1998 eine stabile Sauerstoffschichtung einstellen. Die besonderen Bedingungen in dem Tagebausee können zu dynamischen Phytoplanktonentwicklungen führen (KAPFER et al., 1999 und NIXDORF et al., 1998).

Die Grundwasserverhältnisse um den Lichtenauer See

Der größte Teil des Grundwassers, welches dem Lichtenauer See zuströmt, kommt aus der Schlabendorfer Kippe im Westen des Gewässers. Eine ausführliche Beschreibung der chemischen Verhältnisse in den Grundwasserleitern findet sich bei SCHÖPKE (1998) und in BTU (1998). Das Versauerungspotential des Grundwassers mit einer Basenkapazität von 5 bis 10 mmol/l ist sehr hoch (Abb. 4). Dieses Grundwasser wird den See chemisch noch über einen langen Zeitraum beeinflussen. Das Grundwasser östlich des Lichtenauer Sees ist bezüglich seines Versauerungspotentials positiv zu bewerten, hat jedoch aufgrund der Grundwasserströmungsrichtung von West nach Ost keinen Einfluß auf den See.

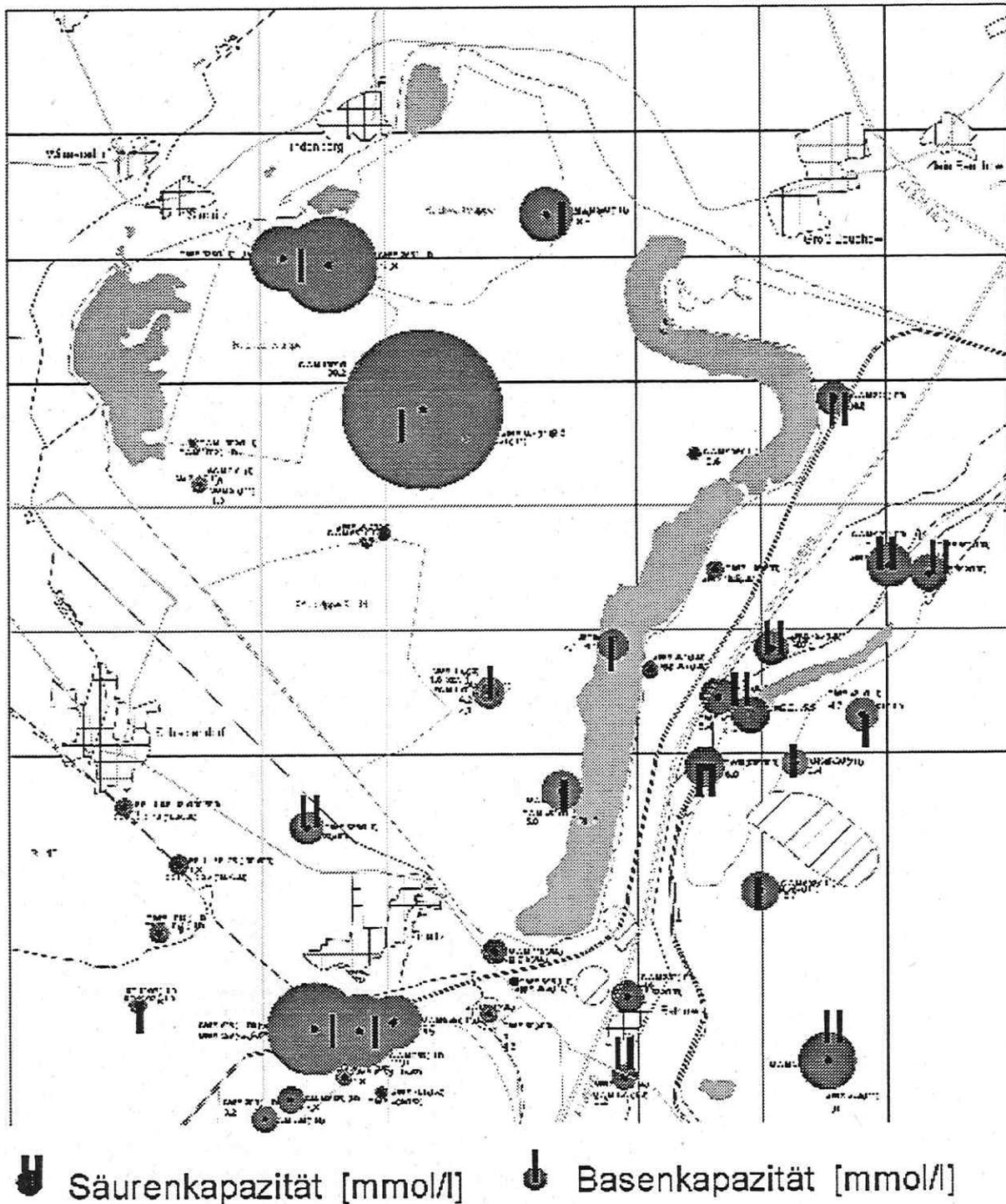


Abb. 4: Säuren- und Basenkapazität des Grundwassers rund um den Lichtenauer See (BTU, 1998)

Prognose der pH-Wert-Entwicklung im Lichtenauer See

In der Abb. 5 sind fünf Flutungsvarianten für den „Lichtenauer See“ dargestellt. Wenn dem Lichtenauer See neben dem Grundwasser kein zusätzliches Wasser zugeführt wird (Variante 1), wird das Gewässer in den nächsten 20 Jahren sauer bleiben. Wird der See dagegen mit

Fremdwasser geflutet (Varianten 2 bis 5), verändert sich die Situation zunehmend in Abhängigkeit von der zugeführten Wassermenge. Je mehr Flutungswasser aufgebracht werden kann, desto schneller werden in dem Lichtenauer See pH-neutrale Werte erreicht werden.

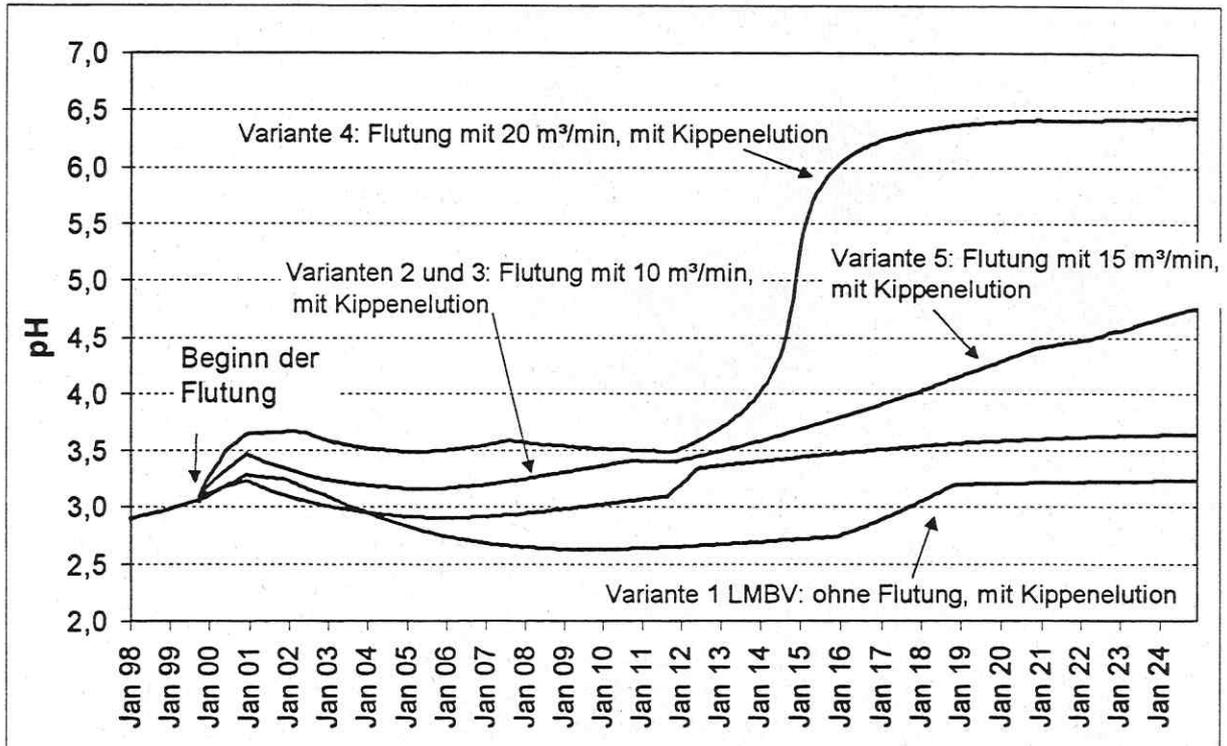


Abb. 5: Prognose der pH-Wert-Entwicklung im Lichtenauer See mit 5 Flutungsvarianten (BTU, 1998)

Zusammenfassung

Der „Lichtenauer See“ erstreckt sich entlang der gesamten Ostgrenze des Tagebaues Schlabendorf-Nord. Hierbei handelt es sich um einen Randschlauch, woraus sich die besonderen morphologischen Gegebenheiten des Sees ableiten lassen. Beim geplanten Endwasserstand von +55,0 mNN wird er eine Länge von ca. 5,7 km aufweisen, jedoch nur etwa 550 m breit sein. Er erreicht Tiefen von knapp über 30 m, wobei die Ufer sehr steil abfallen werden.

Der Tagebausee ist bei einer maximalen Tiefe von rund 7 m derzeit dimiktisch. Nur 1995 wurde während der Sommerstagnation ein chemisch bedingter stärkerer Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen im Hypolimnion beobachtet. Die Basenkapazität ($K_{B4,3}$) ist in den letzten Jahren von 4 auf 5 mmol/l angestiegen. Der pH-Wert liegt zwischen 2,6 und 2,9.

Der Lichtenauer See soll sich später als Landschaftssee in ein großflächiges Naturschutzgebietes eingliedern und der extensiven Erholung dienen. Es ist eine Flutung und Nachsorge mit Wasser aus dem Südumfluter der Spree vorgesehen. Der Endwasserstand wird dabei etwa 10 Jahre nach Flutungsbeginn erreicht. Die Einleitung des Flutungs- und Nachsorgewassers wird im Südteil des Lichtenauer Sees und die Ausleitung an seinem Nordende erfolgen. Das zugeführte Wasser wird den gesamten See durchströmen, was für die Entsäuerung des Sees optimal ist.

Im Umfeld des Lichtenauer Sees gibt es sowohl im gewachsenen Gebirge als auch auf der Kippe neben überwiegend schwach bzw. nicht säuregenerierenden Sedimenten zahlreiche

Sedimente mit puffernden Eigenschaften. Letztere spiegeln sich jedoch in der aktuellen Restseewasserbeschaffenheit nicht wider. Diese wird von stark versauernd wirkenden Ablagerungen geprägt, die mit den durchgeführten Untersuchungen offensichtlich nicht repräsentativ erfaßt wurden.

Sowohl beim natürlichen Wiederanstieg des Grundwassers als auch bei der geplanten Flutungsvariante mit 10 m³/min einschließlich der Nachsorge können für den Lichtenauer See in absehbarer Zeit keine pH-neutralen Verhältnisse erwartet werden. Mit einer Erhöhung der mittleren Flutungswassermenge sind jedoch längerfristig deutliche Verbesserungen der Wasserbeschaffenheit möglich. In Verbindung mit dem Ergebnissen der detaillierten wassermengenwirtschaftlichen Modellierung gilt es, diese Einzelergebnisse in die verknüpfte Betrachtung von Wassermenge und -beschaffenheit sowie von Grund- und Oberflächenwassern einzubeziehen und iterativ die günstigsten regionalen und überregionalen Lösungen zu suchen (Grünwald, 1999, subm.).

Literatur

- BTU, (1997): Wissenschaftlich-technisches Projekt: Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebaurestseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1996. BTU und LMBV, Cottbus, Februar 1997.
- BTU, (1998): Gutachten zur Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen der Schlabendorfer Felder, BTU und LMBV, Cottbus, 31. Juli 1998.
- BTU, (1999): Wissenschaftlich-technisches Projekt: Erfassung und Vorhersage der Gewässergüte in Tagebaurestseen der Lausitz als Basis für deren nachhaltige Steuerung und Nutzung. Ergebnisse 1997/98. LMBV und BTU, Senftenberg/Cottbus, Januar 1997.
- GRÜNEWALD, U., (1999): Water resources management in river catchments influenced by lignite mining. submitted to Ecological Engineering (Eco-PoL'99, 15-19 March 1999; Cottbus, Germany), subm.
- HEMM, M., JANNACK, K. & NIXDORF, B., (1998): Entwicklungsstadien des Tagebauses Gräbendorf in der Niederlausitz, Deutschland vom Restloch über den sauren See zum neutralen Gewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht, 1998.
- KAPFER, M., NIXDORF, B., FYSON, A. & BARTENBACH, B., (1999): Die Bedeutung des Benthals für das limnologische Entwicklungspotential von Tagebauseen. In Hüttl, R.F., Klem, D. & Weber, E. (Hrsg.), Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. DeGruyter Verlag, Berlin, New York: 205-218.
- LESSMANN, D. & NIXDORF, B., (1997): Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung. In Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.), Gewässerreport (Teil III). BTUC-AR 5/97: 9-18. 1434-6834.
- LUA, (1996): Nutzungsziele für Tagebaurestseen; Orientierungen für Zielvorgaben der Einleitungsbedingungen; Randbedingungen für das Restloch Koschen und den Speicher Niemtsch.- Schreiben des Landesumweltamtes Brandenburg, Abt. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft, Ref. Wasserwirtschaft Süd-Cottbus vom 30.10.1996 an Dr. Gockel, LMBV mbH.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LESSMANN, D., (1998): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370: 315-327.
- SCHÖPKE, R., (1998): Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemische Prozesse in Kippengrundwasserleitern. Dissertation, Cottbus, 1998.

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie
Theodor-Lieser-Straße 4 • D-06120 Halle/Saale
Telefon 0049/345/5585-202
Telefax 0049/345/5585-559