

UFZ-Bericht

Nr. 7/2001

10. Doktorandentreffen Hydrogeologie am 25. und 26. Mai 2000 in Halle/Saale

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Sektion Hydrogeologie

RS

01

738 MA

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

10. Doktorandentreffen Hydrogeologie

am 25. und 26. Mai 2000 in Halle/Saale

Michie

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

Telefon: 0345/558 52 02, Telefax: 0345/558 55 59

www.ufz.de

UFZ-limweltforschungszentrum
Leng dig-fralle GmbH
Zentralmiellerhek
Permoserstralle 1s
04318 Leipzig

01-0741

10. Doktorandentreffen Hydrogeologie

Koordination:

betzl@hdg.ufz.de	0345-558 54 14
boehnke@hdg.ufz.de	0345-558 52 16
kay@hdg.ufz.de	0345-558 52 17
richert@hdg.ufz.de	0345-558 52 13
	boehnke@hdg.ufz.de kay@hdg.ufz.de

Inhalt

BILEK, F. Bestimmung des Versauerungspotentials von ungesättigtem Kippens erosiven Eintrag in Restseen	Seite 5 ediment beim
BÖHNKE, R. Grundwasserdynamik und hydrochemische Charakterisierung des oberflä Grundwassers in Flussauen der Mittleren Elbe	Seite 9 ächennahen
Bott, W. Wasserrückhalt in Wäldern – Einfluss von forst- und waldbaulichen Maß	Seite 15 Bnahmen
EISERMANN, D. Datenakquisition und Processing von mehrfachüberdeckenden Georadard	Seite 20 daten
HECHT, H. & KÖLLING, M. Optische Sauerstoffmessung zur Quantifizierung von Pyritverwitterungsp	Seite 27 prozessen
HÜLMEYER, S. Säulenversuche zur Untersuchung der Pufferkapazität karbonatischer Syssaure Minenwässer	Seite 31 steme für
KARIUS, V., HAMER, K. Elutionsverfahren zur Baustoffuntersuchung am Beispiel von Ziegeln aus Baggergut	Seite 37 s Bremer
KLOCK, H. & UDLUFT, P. Ermittlung der Grundwasserneubildung für das Einzugsgebiet Kalahari ir Norden Namibias unter Berücksichtigung hydrochemischer und geologisch	Seite 42 m semiariden cher Daten.
MAGIERA, P. Von der Visualisierung des Untergrundes zur statistischen Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers	Seite 47
Massmann, G. Das Verhalten von Eisen und Mangan in einem anoxischen Grundwasser: Oderbruch	Seite 51 leiter im
MWENDE, E. Geogenic sources for high fluorine in Arumeru District natural waters	Seite 55
NOBACTEB, C. Einsatz von Eisenwerkstoffen zur in-situ-Immobilisierung von Uran im Grundwasserleiter	Seite 61

SCHUHMACHER, P.; MERZ, C. & WINKLER, A. Seite 65
Migrationsverhalten umweltrelevanter Spurenstoffe unter wechselnden
Milieubedingungen im oberflächennahen Grundwasserleiter des Oderbruchs

Simon, S. Seite 71

Analyse des Grundwassergefährdungspotentials durch ehemalige Rüstungsstandorte: Großräumige Gefährdungsabschätzung unter Einsatz eines GIS

Personenregister (Teilnehmer)

Seite 76

Bestimmung des Versauerungspotentials von ungesättigtem Kippensediment beim erosiven Eintrag in Restseen

Felix Bilek

Dresdner Grundwasserforschungszentrum e. V., Meraner Str. 10, 01217 Dresden, Tel. +49-351-4050674, Fax +49-351-4050669, e-mail: fbilek@dgfz.de

Einleitung

Zur Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushaltes in Bergbaufolgelandschaften werden Restseen geflutet. Insbesondere deren Kippenböschungen sind durch Starkniederschlagsereignisse und Wellenerosion stark erosionsgefährdet. In den Restsee eingetragene, von Pyritoxidation geprägte Sedimente sind eine beträchtliche Säurequelle. Untersuchungen an den verschiedenen Restseen zeigen, dass ihre Wasserbeschaffenheit nur korrekt erklärt werden kann, wenn der Säureeintrag durch Böschungserosion in der Stoffbilanz berücksichtigt wird.

Die für einen kurzfristigen Stoffaustrag bedeutsame Stoffspeicherung im erodierenden lufttrockenen Sediment erfolgt im Wesentlichen im Haftwasser, an den permanenten Austauschern (unspezifische Adsorption) und den pH-abhängigen (variablen) Austauschern sowie in Form von schnell löslichen Mineralen. Der Austausch zwischen Lösung und Austauscheroberfläche kann in bestimmten Grenzen mit Gleichgewichtsansätzen beschrieben werden.

Bisherige Methoden zur Charakterisierung der Versauerungswirksamkeit des Sedimentes basieren auf der Bestimmung des Stoffgehaltes im Eluat der Sedimente oder auf der Titration einer Suspension mit Basen. Allerdings sind die im Eluat vorliegenden Ionen bei beiden Methoden nicht mit den Ionen im Restsee vergleichbar. Die Sedimente stehen bei diesen Versuchen mit begrenzten Volumina von Lösungsmitteln im Kontakt. Damit ändern sich im Verlauf der Versuche die Aktivitäten der gelösten Ionen-Spezies, die Ionenstärke des Wassers und der pH-Wert, was wiederum auf die Verteilung der einzelnen Spezies zwischen Sediment und Wasserphase zurückkoppelt. Daher erlauben Eluierungsversuche oder Titrationen nur begrenzte Aussagen über das Verhalten eines Sedimentes gegenüber einem "natürlichen" Wasser. Hier soll eine Methode zur laborativen Beschreibung und modelltechnischen Charakterisierung des Sedimentes vorgestellt werden, welche zur Bestimmung der Stoffausträge die jeweilige Wasserbeschaffenheit, die Zusammensetzung der Austauscher des Sedimentes und das Sediment/Wasser-Verhältnis berücksichtigt und somit auch für Prognosen geeignet ist.

Bearbeitungsmethodik

- Um die Größe und die Belegung der Austauscher zu bestimmen, wurde die Kationenaustauschkapazität (KAK) nach der ISO-Norm ISO 11260 bestimmt.
- Mit den gewonnen Daten wurde das Sediment modelltechnisch charakterisiert. Um die Aussagefähigkeit dieser Beschreibung zu testen, wurde das Sediment im Labor stufenweise mit Natronlauge titriert und diese Titration rechnerisch zu Kalibrierzwecken mit dem Modellsediment unter gleichen Bedingungen nachvollzogen.

Die in der ISO-Norm ISO 11260 dargestellte Extraktionsmethode mit einer BaCl₂-Lösung dient zur Bestimmung der nicht versauerungswirksamen und der versauerungswirksamen Kationen. Im ersten Schritt werden die sorbierten Kationen durch Barium verdrängt. Aus dem

Extrakt kann die Konzentration der Kationen K, Na, Ca, Mg, Al und Fe bestimmt werden. Der pH des Eluates gibt Aufschluss über den Hydrolysierungsgrad von Eisen und Aluminium, so dass die Anzahl der Austauscherplätze bestimmt werden kann, die von diesen Ionen belegt waren. Die Bestimmung der KAK erfolgt im zweiten Schritt über den Austausch von adsorbiertem Barium durch Magnesium. Die Menge des verbleibenden Mg in Lösung wird bestimmt und mit einer Differenzbildung zu der in einer Blindprobe bestimmten Mg-Menge erfolgt die Ermittlung der an den Austauschern gebundenen Mg-Ionen, welche der KAK in mmol_c/kg entspricht. Mit diesem Vorgehen kann die Lösung eventuell im Sediment befindlicher Minerale berücksichtigt werden.

Kontrolle der Ergebnisse durch Nachmodellieren einer Titration

vorliegende Sediment die ermittelte durch kontrollieren. das ob Austauscherbeschaffenheit korrekt beschrieben werden und damit seine Reaktion auf den Kontakt mit unterschiedlichen Restseewässern ermittelt werden kann, wurde eine Titration des zu untersuchenden Sedimentes durchgeführt, die anschließend mit dem chemischen Gleichgewichtsprogramm PHREEQC 2.0 (Parkhurst & Appelo, 1999) nachgerechnet wurde. Die Wasser-Sedimentsuspension in der Titration zeigte ohne Säurezugabe einen pH von 3.6. Die in der Lösung gemessenen Protonen können auf die Lösung eines versauernd wirkenden Minerals, auf die Präsenz von Protonen im Bodenwasser oder auf Austauscherprozesse zurückzuführen sein. Da die Elution des Bodens mit Aqua Dest nur sehr geringe Freisetzung von Ionen zeigte, wurde die Lösung von Mineralien vernachlässigt. Dem System wurde bei der Simulation diejenige Menge Protonen zugefügt, die den initialen pH der Modelllösung im Kontakt mit dem Austauscher auf den gemessenen Anfangs-pH einstellt. Es stellt sich ein Gleichgewicht zwischen den Protonen in Lösung und dem Austauscher ein, wie es für den Anfangszustand des Systems gilt. Durch den in der Lösung gemessenen pH-Wert und die Austauschkonstante wird so gewährleistet, das die richtige Menge Protonen am Austauscher gebunden ist.

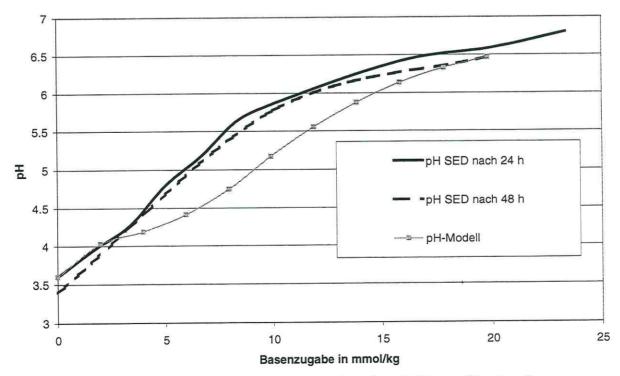


Abb. 1: Vergleich zwischen laborativ ermittelter und nachmodellierter Titrationskurve.

Im nächsten Schritt wurde, wie in der laborativ durchgeführten Titration, stufenweise NaOH zutitriert. Beide Kurven sind in Abb.1 dargestellt. Es erfolgte weiterhin eine Modelltitration für die Annahme, dass amorphes Al(OH)₃ als Feststoff ausfallen und damit dem System entzogen werden kann. Aufgrund der hinreichenden Übereinstimmung beider Kurven wurde die gewählte Sedimentbeschreibung für die Berechnung des Stoffaustrages verwendet.

Berechnung des Stoffaustrages gegenüber einem neutralen Restsee

Soll die Beschaffenheitsänderung des Seewassers durch Sedimenteintrag bestimmt werden, so muss sowohl die pro Zeiteinheit erodierende Sedimentmenge mit bekanntem Austauscher und das Seevolumen mit bekannter Seewasserbeschaffenheit gegeben sein. Diese können dann im richtigen Verhältnis zur Reaktion gebracht und die Änderung der Seewasserbeschaffenheit kann errechnet werden.

Die Berechnung erfolgt mit PHREEQC 2.0 in 4 Schritten

- 1. Speziierung des Seewassers mit den Restsee-Stoffkonzentrationen
- 2. Kontakt mit einer pro Zeiteinheit erodierenden Sedimentmenge pro Seevolumen
- 3. Zugabe von Protonen in Form von Schwefelsäure, wie sie aus der Eichung an der Titrationskurve bestimmt wurden.
- 4. Berechnung der Austauscherzusammensetzung und Vergleich mit dessen ursprünglicher Zusammensetzung (Tab 1).

Tab 1: Änderung der Stoffkonzentrationen bei Kontakt mit dem Seewasser

	Neutraler Se	Neutraler See	
	Desorption	Adsorption	
рН	Abfall von 6	Abfall von 6.80 auf 6.62	
Kationen	mmol/kg	mmol/kg	
Al	6.5978		
Fe	0.2000		
Ca		-5.2850	
Mg		-1.5978	
Na	0.2185		
K		-0.1266	
Protonen		-0.0004	

Die in Tabelle 1 dargestellten Änderungen zeigen, dass es bei Kontakt von Sediment mit den Seewässern zu einem Stoffaustrag bezüglich Fe²⁺, Al³⁺, Na⁺ und K⁺ kommt, wohingegen Ca²⁺ und Mg²⁺ an den Austauschern gebunden und damit dem Seewasser entzogen werden. Die jeweiligen adsorbierenden Ladungsäquivalente entsprechen dabei den desorbierenden Ladungsäquivalenten.

Vergleich der Alkalinität des Seewassers vor und Wasserbeschaffenheitsänderung durch Sedimenteintrag kann mit beiden Wässern eine Ks4.3-Bestimmung mittels Titration durchgeführt werden, wobei kein Kontakt mit dem Sediment mehr bestehen soll (Abb. 2). Dabei sinkt der Ks4.3 um etwa 3% von 0.31 auf 0.30 mmol/l. Hier nicht dargestellte Ergebnisse für stark versauerte Restseen zeigen aufgrund der hohen Ionenstärken und der hohen absoluten Protonenaktivität durch den Kontakt mit dem Austauscher eine wesentlich geringere oder keine Aciditätszunahme. Dieses Ergebnis zeigt damit deutlich die Abhängigkeit der versauernden Wirkung des Sedimentes von der aktuellen Seewasserbeschaffenheit. Damit kann dieser Ansatz als Werkzeug

wasserbeschaffenheitsabhängigen Bestimmung des Stoffeintrages (für alle betrachteten Kationen) beispielsweise in einer Modellierung genutzt werden.

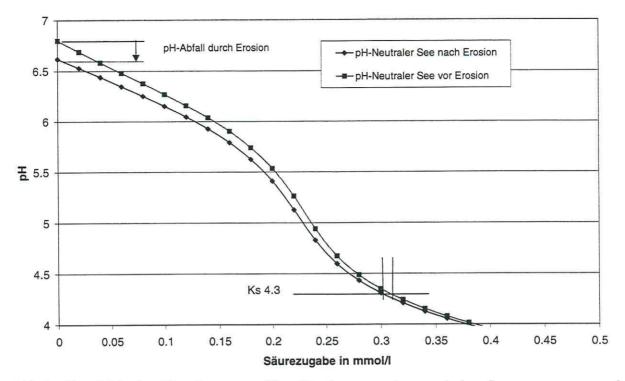


Abb 2: Vergleich der Titrationen zur $K_{S4,3}$ -Bestimmung des neutralen Seewassers vor und nach dem Stoffeintrag durch Erosion.

Ausblick

In weiteren Arbeiten sollen Sedimente mit einem Anteil an leichtlöslichen, versauernd wirkenden Mineralien, sowie die Bedeutung des TOC als Komplexbildner und Träger variabler Ladung (bedeutsam für die Bestimmung der pH-abhängigen Größe der Austauscher) näher untersucht werden.

Literatur

APPELO, C., A., J., POSTMA, D. (1994): Geochemistry Groundwater and Pollution. (2nd edition). A.A. Balkema, Rotterdam.

KRINGEL, R., WOELFL, S., BUETTNER, O., HAFERKORN, B., SCHULTZE, M. (1999): Predicting the Water Quality of Lake Goitsche: - First Results of River Flooding and their Implication for the Acidity Development. Abstract for the International Symposium: "Ecology of Post-Mining Landscapes, EcoPoL'99, 1999" Brandenburgische Technische Universität Cottbus.

PARKHURST D., L., APPELO C., A., J. (1999): Users Guide to PHREEQC (Version2) - A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Water-Resources Investigations Report 99-4259, Denver, Colorado.

RHOADES, J.,D. (1982): Cation Exchange Capacity in: Methods of Soil Analysis, Part: 2 Chemical and Microbiological Properties - Agronomy Monograph no. 9 (2nd edition).

Grundwasserdynamik und hydrochemische Charakteristik des oberflächennahen Grundwassers in Flussauen der Mittleren Elbe

Robert Böhnke

Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle Tel.: 0345–558 52 16, Fax: 0345–558 55 59, email: boehnke@hdg.ufz.de

Einleitung

Innerhalb des vom BMBF geförderten Verbundforschungsprojektes "Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA)" werden im Bereich des Biosphärenreservates an der Mittleren Elbe im Deichvorland hydrogeologische und hydrologische Untersuchungen durchgeführt (Böhnke & Geyer 2000).

Der bestimmende Steuerfaktor für Auen und Auenböden und ihre Lebensgemeinschaften sind periodische Überflutungen aufgrund von Hochwasser in Flüssen oder an die Oberfläche tretendem Grundwasser (Qualmwasser). Aufgrund der häufigen Wechsel von Vernässungsund Austrocknungsphasen stellen die Auengebiete in Bezug auf den Wasser- und Stoffhaushalt äußerst dynamische Systeme dar, in denen sich die wirksamen Faktoren und Prozesse räumlich und zeitlich in unterschiedlichem Ausmaß wechselseitig beeinflussen.

Aufgabenstellung

Das Ziel der Untersuchungen ist die umfassende Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Elbeauen zur Erfassung all jener abiotischen Faktoren und Prozesse, die die biologische Entwicklung in der Flusslandschaft maßgeblich beeinflussen. Standortspezifische Untersuchungsprogramme zum Stoffhaushalt von Flussauen müssen die geohydraulischen Besonderheiten der Talgrundwasserleiter, die Grund- und Oberflächenwasserdynamik sowie den direkten Stoffeintrag durch zeitweise infiltrierendes Flusswasser erfassen. Im Vordergrund der Untersuchungen steht somit die Klärung der Strömungsprozesse im Aquifer der Überflutungsgebiete – in Abhängigkeit von der auftretenden Abflussdynamik – zur Ermittlung der Standortfaktoren und Lebensbedingungen für die Pflanzen- und Tiergesellschaften im Auenökosystem.

Methoden

In den Auengebieten an der Mittleren Elbe wurden insgesamt 50 Grundwasserbeobachtungsrohre bis 5 m Tiefe und mehrere Bohrungen abgeteuft und zu Grundwassermessstellen (GWMS) ausgebaut. Alle GWMS dienen der Messung der Grundwasserstände in festgelegten Zeitreihen und der Entnahme von Grundwasserproben mittels Unterwassermotorpumpe (Grundfos MP1) oder Schlauchpumpe zur Bestimmung der chemischen und isotopengeochemischen Parameter. Vorort werden die physikochemischen Parameter pH, Eh, Lf, O_2 und T gemessen sowie die Säurekapazität bei pH 4,3 durch Titration bestimmt. Laboranalytisch werden Hauptionen (Kat/Anionen), Nährstoffe, verschiedene Spurenelemente, DOC sowie Tritium, $\delta^{18}O/\delta^2H$ gemessen. Die Messung des radioaktiven Tritiumgehaltes dient zur Klärung der mittleren Verweilzeit der Grundwässer des jeweiligen Einzugsgebietes der Probenahmestelle, während $\delta^{18}O/\delta^2H$ - Isotope als Tracer für Uferfiltrat bzw. zur Differenzierung und Klärung der Herkunft von Grundwässern verwendet werden.

Um die zeitlichen Veränderungen chemischer und physikalischer Parameter im Sicker- und Grundwasser zu erfassen, wurden in unterschiedlichen geomorphologischen Einheiten (Flutrinne, trockenes und feuchtes Grünland) der Untersuchungsgebiete bodenhydrologische Messstationen errichtet. Konzeptionell ist jedes Messsystem in autark arbeitende Module unterteilt, wodurch eine hohe Zuverlässigkeit des Gesamtsystems gewährleistet wird (vgl. Böhnke et al. 1999).

Ergebnisse

Grundwasserdynamik

In fluviatil geprägten Auen ist von stark geschichteten Sedimentfolgen unterschiedlicher Durchlässigkeit auszugehen. Im Grundwasserleiter in der Elbeaue wechseln Mittelsand-Schichten und Grobsand-Feinkies-Schichten mit mittleren Durchlässigkeiten von 6,1 x 10⁻⁴ m/s bzw. 1.2 x 10⁻³ m/s. Zwischen Fluss- und Grundwasser besteht ein enger hydraulischer Kontakt über die gut durchlässigen Sande und Kiessande an der Flusssohle. Damit sind der Grundwasserstand und das Grundwassergefälle unmittelbar vom Flusswasserstand abhängig. Der Fluss mit seinen periodischen Überschwemmungen bestimmt weitgehend den Wasserhaushalt der Auenbereiche. Bei Niedrig- und Mittelwasser bewegt sich der Grundwasserstrom von den flussfernen saalekaltzeitlichen Hochflächen zum Fluss und hat in Flussnähe seinen Tiefstand. Bei ansteigendem Wasser im Fluss entwickelt sich ein hydraulisches Gefälle vom Fluss zum Rand der Aue hin und es kommt zum Auftreten von Druckwasser in den Senken. Die Wasserstandsänderungen in der Elbe führen im Ufernahbereich zu einem Wechsel von infiltrierenden und exfiltrierenden Verhältnissen, wobei die flussnahen Auenbereiche die stärksten Grundwasserstandsschwankungen aufweisen. Die Schwankungsamplitude betrug im Zeitraum April '98 bis Mai '99 für die elbnahen Standorte bis zu 5 m. Bei Hochwasser erfolgt eine Infiltration von Elbewasser ins Grundwasser, bei Normalabflussbedingungen ändert sich die Fließrichtung in Richtung Vorfluter.

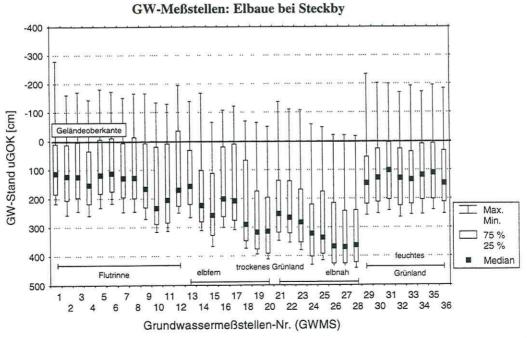


Abb.1: Saisonal induzierte Grundwasserstandsschwankungen im Untersuchungsgebiet bei Steckby (Messzeitraum: Frühjahr 1998 – Frühjahr 1999)

Das Grundwasserregime in weiten Bereichen der Aue ist infolge von Niedrigwasser und Flusssohlerosion überwiegend als nicht flurnah – Grundwasserstand im Jahresmittel tiefer als 1 m uGOK – einzuschätzen (Abb.1), nur an den flutrinnennahen Standorten können höhere Grundwasserstände erreicht werden. Der Mittelwasserstand liegt bei 1,5 bis 2,5 m uGOK. Ansonsten herrschen in der Aue Grundwasserstände von 0 – 3 m uGOK vor, in morphologisch höhergelegenen Bereichen sind auch Flurabstände von 3 – 5 m vorzufinden. Die Elbe ist ein typischer Mittelgebirgsfluss, im Frühjahr werden regelmäßig weite Teile der Elbeaue überflutet. Auf der weichselkaltzeitlichen Niederterrasse ist eine nahezu flächenhafte Auenlehmdecke (Vega aus Auensandlehm) ausgebildet, so dass der größte Teil des Überflutungswassers als Oberflächenabfluss abgeführt oder über die Evapotranspiration in die Atmosphäre geleitet wird. Eine Grundwasserneubildung infolge Sickerwassereintrags beschränkt sich auf die Randgebiete, da in den zentralen Bereichen der Aue die Versickerung aufgrund der geringen Niederschläge (langjähriges Jahresmittel um 500mm, Hilbig et al. 1987) und der vorherrschenden bindigen Sedimente weitgehend eingeschränkt ist.

Hydrochemische Charakterisierung

Saisonale Einflüsse und variierende hydrologische Verhältnisse bewirken Veränderungen der physikochemischen Steuergrößen wie beispielsweise Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotenzial und Temperatur im Grund- und Sickerwasser. Im belüfteten Grundwasserleiter kann es dadurch zur gewässerbelastenden Mobilisierung und Festlegung von Nähr- und Schadstoffen je nach Redoxzustand und pH-Wert kommen, z.B. durch Oxidation sulfidisch gebundener Spurenstoffe.

Die Zumischung von Elbewasser ins Grundwasser bei Hochwassersituationen kann z.B. anhand von Messungen der elektrischen Leitfähigkeit nachgewiesen werden, da sie im Elbewasser wesentlich niedriger ist als im oberflächennahen Grundwasser. In Abb.2 ist

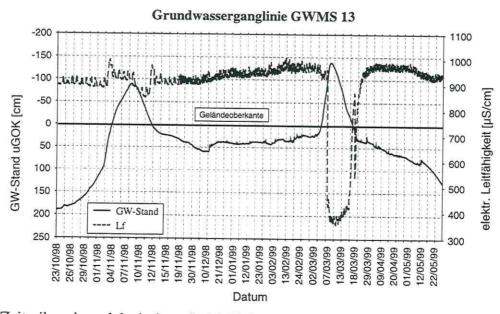


Abb.2: Zeitreihe der elektrischen Leitfähigkeit im oberflächennahen Grundwasser, der Grundwasserganglinie gegenübergestellt

deutlich eine Infiltration von Elbewasser ins Grundwasser zu erkennen, die sich durch eine starke Abnahme der Leitfähigkeit im Grundwasser bemerkbar macht und damit nahezu der des Elbewassers entspricht.

Das Grundwasser im Untersuchungsgebiet ist ein hartes, z.T. stark eisen- und manganhaltiges Wasser mit relativ hohem Gehalt an Sulfat (bis 450 mg/l) und kalkaggressiver Kohlensäure und kann dem Ca-Mg-SO₄-(HCO₃)-Typ zugeordnet werden. Die pH-Werte der Bodenlösung und des Grundwassers liegen im schwach sauren bis neutralen Bereich. Im Gegensatz zu tieferen Grundwasserleiterbereichen, wo relativ konstante Wassertemperaturen um 10°C mit einer geringen Schwankungsbreite von 1,0 bis 1,5 K vorherrschen, ist das oberflächennahe Grundwasser durch starke Temperaturschwankunken (6,0 K bei Maximalwerten um 13°C) gekennzeichnet.

Obwohl die Auenböden teilweise durch hohe Schwermetallbelastungen charakterisiert sind (Rinklebe et al. 1999) und die Schwermetallgesamtgehalte z.T. erheblich die Vorsorgewerte nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchV 1998) überschreiten, erwies sich der wasserlösliche Schwermetallanteil als gering. Im Grund- und Oberflächenwasser sowie in der Bodenlösung konnten Schwermetalle nur in Spurengehalten oder überhaupt nicht nachgewiesen werden.

Isotopenuntersuchungen

Erste vorliegende Analysenergebnisse zu den Tritiumkonzentrationen lassen erkennen, dass die oberflächennahen Grundwässer in den Auengebieten vermutlich sehr jung sind (< 5 Jahre) und keine größeren Beimengungen älterer Wässer beinhalten. In oberflächennahen Grundwässern an der Mittelelbe wurden Tritiumkonzentrationen von rund 12-17 TU gemessen (Maximalwert 19,5 TU), wobei der Mittelwert bei n=40 um 14 TU liegt. Diese Konzentration liegt etwas über den durchschnittlichen Niederschlagsgehalten der letzten Jahre (im Untersuchungsgebiet: 11,8 TU), so dass bei diesen Wässern z.T. bereits von Mischungen ausgegangen werden muss (Trettin et al. 1998). Bei den bisher nur in geringem Umfang analysierten δ^{18} O-Proben und δ^{2} H-Proben schwanken die Messwerte zwischen -7,4% bis -9,2% bzw. -56,6% bis -67,7%. Das Elbewasser variiert erwartungsgemäß (ähnlich wie die Niederschläge) mit positiveren Werten im Sommer (isotopisches Maximum aufgrund von Verdunstungsprozessen) und negativeren Werten im Frühjahr, Herbst und Winter. Aus dem zeitlichen Verlauf der Isotopenwerte des oberflächennahen Grundwassers kann man bei aller Unsicherheit durch die noch geringe Anzahl an Messwerten einen parallelen Verlauf zum Gang der Elbewerte postulieren.

Literatur

BÖHNKE, R., HEINRICH, K., MEYENBURG, G. (1999): Untersuchungen zur Charakterisierung der Standorteigenschaften von Aueböden unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik und Nährstoffsituation. - In: Friese, K., Kirschner, K., Witter, B. (Hrsg): Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse,. UFZ-Bericht 1/1999, Leipzig, S 123 - 127

BÖHNKE, R., GEYER, S. (2000): Grundwasserdynamik in Auensedimenten der Mittleren Elbe.- In: Friese, K., Witter, B., Rode, M., Miehlich, G. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, S. 99 - 109

- HILBIG, W., JAGE, H., REICHHOFF, L. (1987): Die gegenwärtige Verbreitung der Wasserpflanzen im Mittelelbegebiet (Abschnitt zwischen Elster- und Saalemündung).-Naturwiss. Beiträge Museum Dessau, Dessau, Heft 4
- RINKLEBE, J., FRANKE, C., HEINRICH, K., NEUMEISTER, H., NEUE, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe.- In: "Leipziger Geowissenschaften", Band 11, Universität Leipzig, S. 129 138
- TRETTIN, R., MALLEN, G., DEHNERT, J., GRISCHEK, T., NEITZEL, P. (1998): Identifikation von Strömungsprozessen in Talgrundwasserleitern (Teilbericht 2).- In: Nestler, W., Walther, W., Jacobs, F., Trettin, R., Freyer K. (Hrsg): Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe, UFZ-Bericht 7/1998, Leipzig

Wasserrückhalt in Wäldern – Einfluss von forst- und waldbaulichen Maßnahmen

Wolfgang Bott

Institut f. Geowissenschaften, Angewandte Geologie, Universität Mainz

Einleitung

Rheinland-Pfalz ist mit einem Anteil von 41 % Waldfläche neben Hessen das waldreichste Bundesland Deutschlands (LEONHARD, 1999). Daneben treten an Rhein, Mosel und Nahe immer wieder verheerende Hochwässer auf. Somit liegt die Verknüpfung von Hochwasserproblematik und der Fragestellung nach Möglichkeiten den Wasserrückhalt in Wäldern zu untersuchen und zu verbessern auf der Hand.

Vor diesem Hintergrund hat das rheinland-pfälzische Ministerium für Umwelt und Forsten den Auftrag zu diesem Forschungsprojekt erteilt. In enger Kooperation mit der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz und dem Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz bearbeitet das Institut für Geowissenschaften der Universität Mainz das Projekt. Ziel ist es, die Auswirkungen von forst- und wasserwirtschaftlichen Maßnahmen auf die Wasserdynamik von Waldstandorten zu untersuchen und im Hangmaßstab modelltechnisch zu beschreiben. Dazu wird mit CATFLOW gearbeitet, einem physikalisch basierten, prozessnahen, zeitkontinuierlichen, zweidimensionalen Gebietseinzugsmodell (MAURER, 1997).

Untersuchungsgebiete

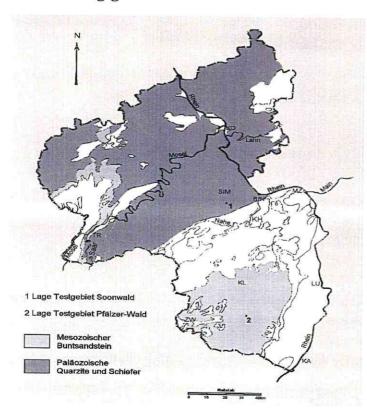


Abb. 1: Übersichtskarte von Rheinland-Pfalz mit den beiden Untersuchungsgebieten und den dazugehörigen geologischen Einheiten

Zur Erhebung der Eingangs- und Kalibriergrößen für die Modellrechnung wurden zunächst hydrogeologisch unterschiedliche Waldstandorte ausgewählt. Hauptkriterien waren dabei die messtechnische Ausstattung, Verfügbarkeit die pedogener und bestandsspezifischer Informationen, sowie längerjähriger Messreihen. klimatischer Beim ersten Gebiet handelt es sich um einen Hang im östlichen Soonwald, einem Teilgebiet des Hunsrücks. An Böden findet man hier Pseudogleve aus Solifluktionsschutt über einer tertiären Verwitterungsdecke, die aus paläozoischen Schiefern und Quarziten gebildet wird. Bestand setzt sich aus Nadel- und Laubbäumen aus allen Alterstufen zusammen.

Die Durchschnittstemperatur beträgt etwa 8,5 °C bei einem mittleren Jahresniederschlag von ca. 700 mm. Das zweite Testfeld befindet sich im Pfälzer Wald und weist als Substrat podsolige Braunerden über mesozoischem Buntsandstein auf. Der Bewuchs besteht in erster Linie aus alten Laubbeständen mit vereinzelten Nadelbäumen. Die Temperaturen liegen hier mit 7,5 - 8 °C leicht unter den Werten im Soonwald. Die Jahresniederschläge erreichen ein Niveau von etwa 950 mm. Beide Gebiete weisen eine mittlere Höhe um die 500 m üNN auf. Abbildung 1 liefert einen Überblick über die Lage der Testflächen.

Prozesse und Methoden

Der Wasserhaushalt von Waldeinzugsgebieten ist ein komplex aufgebautes System verschiedenster interagierender Prozesse und Einflussfaktoren (DE HAAR & HOFFMANN, 1982). Das Modell CATFLOW simuliert die vielfältigen Teilprozesse des Wassertransports wie sie in Abbildung 2 dargestellt sind. Insbesondere werden erfasst:

- Fluss in der gesättigten und ungesättigten Bodenmatrix
- Infiltration in die Bodenmatrix und in Makroporen
- Änderung
 Bodenfeuchtespeicher
- Evaporation
- Transpiration
- Interzeption
- Interzeptionsverdunstung
- Zwischenabfluss
- Oberflächenabfluss
- Gerinneabfluss
- Abfluss von befestigten Flächen

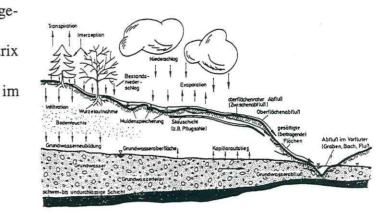


Abb. 2: Darstellung der Wassertransportprozesse an einem Hang (nach BRONSTERT, 1994)

Diese Teilprozesse verändern den Systemzustand unter dem Einfluss der vorwiegend klimatischen Randbedingungen, wie:

Niederschlag

Nettostrahlung

- Temperatur
- Luftfeuchtigkeit

- Global-
- und Windgeschwindigkeit
- Windrichtung

Die Modellierung des Wassertransports erfolgt durch vertikalebene Längsschnitte entlang einer idealisierten Hangfalllinie (Abb. 3). Jeder diskreten Zelle werden zugewiesen. Im Kennwerte ieweiligen Zeitreihen einzelnen sind dies Klimawerte und der Landnutzungsverteilung Landnutzungsparameter die sowie Bodenbedeckungsgrad, Blattflächenindex, Wuchshöhe und Wurzeltiefe.

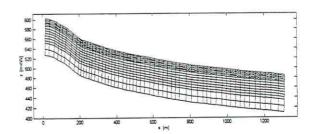


Abb. 3: Exemplarisches Beispiel einer Hangdiskretisierung entlang der Hangfalllinie

Die Parametrisierung der bodenhydraulischen Funktionen erfolgte nach dem Modell von VAN GENUCHTEN (1980) und MUALEM (1976) mittels Anwendung der Pedotransferfunktionen nach CARSEL & PARRISH (1988). Es verwendet folgende Parameter, die die Wasserspannungskurve (pF-Kurve) beschreiben:

$K_{\rm f}$	[LT ⁻¹]	gesättigte Leitfähigkeit	
$\Theta_{\rm r}$	[-]	residualer Wassergehalt	
Θ_{s}	[-]	gesättigter Wassergehalt	
α	[L-1]	beschreibt die Lage des Porengrößenmaximums der Porenverteilung; Kehrwert 1/α wird häufig als Lufteintrittspunkt bezeichnet	
n	[-]	beschreibt die Weite der Porengrößenverteilung	

Weitere Parameter sind m = 1-1/n und l (wird vereinfachend meist l = 0,5 gesetzt). Diese Pedotransferfunktionen leiten aus Korngrößenverteilungen die Parameter nach VAN GENUCHTEN ab. Entsprechende Korngrößenanalysen wurden an eigenen Bodenproben horizontspezifisch in den Testgebieten durchgeführt.

Erste Ergebnisse

Die ersten Simulationsergebnisse bestätigen den deutlichen Unterschied in der Wasserdynamik der beiden Untersuchungsgebiete. Im Bereich der schluffig-sandigen Böden des Pfälzer-Waldes treten hohe Infiltrationsraten und eine hohe Grundwasserneubildung auf. Flächenhafter oberirdischer Abfluss wurde nicht beobachtet. Im Soonwald dominiert der Interflow in den tonig-lehmigen Substraten. Es tritt eine deutliche Auffeuchtung im Bodenspeicher auf. Teilweise wird vollständige Sättigung erreicht, was zu Oberflächenabfluss führt. Die nachfolgenden Abbildungen 4-7 dokumentieren die Ergebnisse der Simulationen bei Verringerung der Durchlässigkeiten (K_f -Werte) um eine Zehnerpotenz. Dargestellt ist jeweils ein 10-tägiger Berechnungszeitraum mit einem Starkregenereignis am dritten Tag, das innerhalb weniger Stunden über 90 % des gesamten Niederschlags (NS = 65,2 mm) im betrachteten Zeitraum lieferte. Die resultierende Änderung im Bodenfeuchtespeicher (d Θ), die Evapotranspiration (ET), der oberirdische Abfluss A_o und der unterirdische Abfluss A_u sind kumulativ dargestellt.

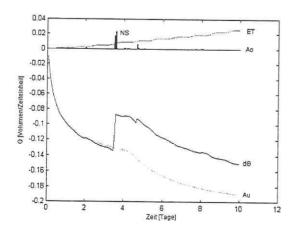


Abb.4: Simulation Pfälzer-Wald 1 $K_f = 1,23 * 10^{-4} \text{ m/s}$; $\Theta = 28,7 \%$

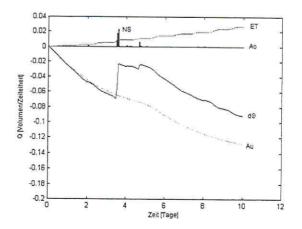
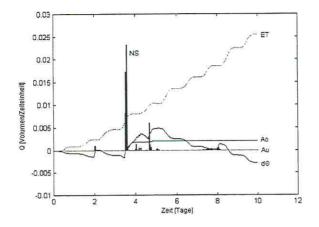


Abb.5: Simulation Pfälzer-Wald 2 $K_f = 1,23 * 10^{-5} \text{ m/s}$; $\Theta = 28,7 \%$



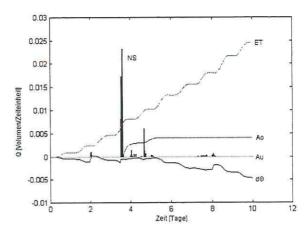


Abb.6: Simulation Soonwald 1 $K_f = 4.97 * 10^{-6} \text{ m/s}$; $\Theta = 30.1 \%$

Abb.7: Simulation Soonwald 2 $K_f = 4.97 * 10^{-7} \text{ m/s}$; $\Theta = 30.1 \%$

Allgemein lässt sich feststellen, dass Änderungen der bodenhydraulischen Parameter nach VAN GENUCHTEN einen hervorstechenden Einfluss auf die Wasserdynamik haben. Variationen der übrigen Parameter wie der Landnutzungskenngrößen und der Klimawerte (z.B. der Strahlungsgrößen) hatten dagegen nur kleine Auswirkungen auf das Ergebnis.

Ausblick und Diskussion

Die ersten Simulationen spiegeln die unterschiedlichen hydrologischen Verhältnisse der beiden Untersuchungsgebiete im Soonwald und im Pfälzer-Wald wider. Ein Haupteinfluss der pedogenen Merkmale gegenüber den anderen Parametern zeigte sich deutlich. Bis dato erscheint aber eine detailliertere Aussage zur Gewichtung der einzelnen Parametervariationen noch nicht zulässig. Weitere Modellierungen werden diese Frage aber genauer erhellen, insbesondere im Hinblick auf die Einflussfaktoren, welche durch mögliche forst- und wasserwirtschaftliche Maßnahmen auftreten. Es ist zu erwarten, dass hierbei alle Faktoren, die zu Änderungen in den Bodenparametern führen, die größten Auswirkungen auf das Gesamtsystem haben werden. Somit steht dann ein Instrumentarium zur Verfügung, dass es erlaubt die Auswirkungen geplanter forst- und waldbaulicher Maßnahmen zu prognostizieren.

Literatur

Bronstert, A. (1994): Modellierung der Abflussbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen.- Mitteilungen des IHW 46, Universität Karlsruhe (TH).

CARSEL, R.F. & PARRISH, R.S. (1988): Developing joint probability distribution of soil water retention characteristics.- Wat. Resour. Res. 24(5): 755-769.

GENUCHTEN VAN, M.T. (1980): A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils.- Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898.

HAAR DE, U. & HOFFMANN, D. (Ed.) (1982): Wasser aus dem Wald - Wasser für den Wald.-Beiträge zur Hydrologie, Sonderheft 4, Kirchzarten.

LEONHARD, J. (1999): Waldland Rheinland-Pfalz – Zahlen, Fakten, Übersichten. - Lebendiges Rheinland-Pfalz, Heft 1/1999, Jahrg.34/35, Mainz

Maurer, T. (1997): Physikalisch begründete, zeitkontinuierliche Modellierung des Wassertransports in kleinen ländlichen Einzugsgebieten.- Mitteilungen des IHW 61, Universität Karlsruhe (TH).

MUALEM, Y. (1976): A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media.- Wat. Resour. Res. 12(3): 513-522.

Datenakquisition und Processing von mehrfachüberdeckenden Georadardaten

D. Eisermann ¹, P. Schikowsky ²

Einleitung

Das Georadarverfahren beschränkt sich im allgemeinen bei der Datenaufnahme auf einen Sendepunkt und einen Empfangspunkt. Befinden sich Sende – und Empfangsantenne in einem Gehäuse, handelt es sich um eine monostatische Messanordnung, sind Sender und Empfänger in getrennten Gehäusen untergebracht, spricht man von der bistatischen Messmethode. Bei beiden Messanordnungen werden kurze elektromagnetische Impulse mit einer Länge von wenigen Nanosekunden ausgesendet und nach der Reflexion bzw. Streuung an Schichtgrenzen oder Einlagerungen wieder empfangen. Die somit erzielte Einfachüberdeckung des Untergrundes besitzt den Vorteil einer relativ schnellen Datenaufnahme. Dadurch ist es jedoch nicht möglich, die Ausbreitungsgeschwindigkeiten in der Tiefe aus dem Wellenfeld zu bestimmen. Weiterhin können bei der Ausbreitung elektromagnetischer Wellen im heterogenen Medium Effekte auftreten, die sich durch die einfache Überdeckung des Untergrundes nur schwer interpretieren lassen.

Die durchgeführten Untersuchungen beschäftigten sich mit der Frage, inwieweit eine durch bistatische Messanordnung erreichte Mehrfachüberdeckung des Untergrundes im Gegensatz zur herkömmlichen Einfachüberdeckung den Informationsgehalt des registrierten Wellenfeldes sowie das Signal/Rausch – Verhältnis verbessert.

Die geologische Situation des Messgeländes stellte für Radarmessungen, aufgrund des zunehmenden Anteils bindiger Materialien im Untergrund, ein für den mitteldeutschen Raum praxisnahes Problem dar.

Als nützlich für die Untersuchungen erwiesen sich die vorhandenen Bohrungen und Rammsondierungen auf der Messfläche, welche es ermöglichten, konkrete Vergleiche zwischen dem bekannten Schichtprofil im Untergrund und den Ergebnissen der Georadardaten zu ziehen.

Datenakquisition

Bei der Constantoffsetmessung werden Sende – und Empfangsantenne in einen gleichbleibenden Abstand um ein gewisses Inkrement schrittweise bewegt, was zu einer Einfachüberdeckung des Reflektors führt.

Die Grundidee der Multioffsetmessung beim Georadarverfahren ist aus der Seismik übernommen und besteht darin, einen Reflektorpunkt in der Tiefe unter verschiedenen Winkeln zu treffen. Dadurch kommt es zu einer Mehrfachüberdeckung der einzelnen Schichtgrenze. Nach der NMO – Laufzeitkorrektur lassen sich dann die Spuren eines gemeinsamen Mittelpunktes (CMP – Punkt) stapeln und die Reflexionseinsätze werden gegenüber den inkohärenten Störsignalen verstärkt. Die Aufstellungsgeometrie ist ähnlich wie in der Reflexionsseismik. Die Sendeantenne befindet sich an einem festen Ort während die Empfangsantenne in einem bestimmten Abstand schrittweise entlang des Profils bewegt wird. Dabei registriert der Empfänger an jedem Messpunkt eine Spur. Werden alle Spuren, welche zu einem Sendepunkt gehören zusammengefasst, erhält man ein Einzelradargramm.

¹ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Hydrogeologie, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle

² Universität Leipzig, Institut für Geophysik und Geologie Talstr. 35, 04103 Leipzig

Die wichtigsten Messparameter der Datenakquisition sind in der folgenden Tabelle zusammengefasst.

	40 MHz	80 MHz
Länge der		
Dipolantennen	2,4 m	1,2 m
constant offset -		1
Messung	S – E Abstand: 2,5 m	S – E Abstand: 1,0 m
Offsetbereich der		
Multioffsetmessung	2,1 m – 4,8 m	1 m – 3,7 m
Sender/ Empfänger		
Inkrement	0,1 m	0,1 m
Anzahl der		
Sendepunkte	201	201
Anzahl der		
Empfangspunkte pro	28	28
Schuss		
Überdeckungsgrad	14	14
Zeitbereich (Tiefe)	260 ns	160 ns
Profilänge	20,0 m	20,0 m

Bei der Durchführung der verschiedenen Messanordnungen ist mit folgenden zeitlichen und personellen Aufwand zu rechnen.

Messmodus	Constantoffsetmessung	Multioffsetmessung
zeitlicher Aufwand für ein		
20,0 m Profil	ca. 30 min – 45 min	ca. 10 Stunden
personeller Aufwand	2 Personen	2 Personen

Processing

Die Bearbeitung der Felddaten beider Messmoden erfolgte mit dem Softwaresystem ProMAX. Das Ziel des Processings der Multioffsetmessung bestand darin, die Rohdaten so aufzubereiten, dass eine Stapelung der zu einem gemeinsamen Mittelpunkt zwischen Sender und Empfänger gehörenden Spuren eine Verbesserung des Signal/Rausch – Verhältnisses bewirkt. Da die Stapelung bei der Einfachüberdeckung entfällt, beschränkte sich die Bearbeitung der Constantoffsetmessung auf das Preprocessing.

Das Preprocessing beinhaltete die Anhebung des Nutzsignalanteils im Frequenzspektrum (Spectral Whitening), eine Bandpassfilterung und f-k – Filterung. Außerdem wurden die Daten einen automatischen Amplitudenausgleich längs der Laufzeitachse (AGC) unterzogen. Dies führt zu einer Amplitudenerhöhung im unteren Laufzeitbereich (zwischen 80 ns und 160 ns) bei den 80-MHz-Radargrammen in der Abb. 2 und 3.

Die Stapelgeschwindigkeiten für die dynamische Korrektur stammen aus der Geschwindigkeitsanalyse. Hierfür wurde das Modul "Semblance Velocity Analysis" verwendet.

Nach der Wandlung der Stapelgeschwindigkeiten in Intervallgeschwindigkeiten, erfolgte die Erstellung eines Intervallgeschwindigkeits – Tiefenmodells (Abb. 1). Die erzielte Übereinstimmung zwischen dem synthetisch berechneten Zeitschnitt und den reell gemessenen Radardaten bildete die Grundlage der geologischen Interpretation.

Auswertung und Interpretation

Aus dem Vergleich zwischen den Ergebnissen der Constantoffsetmessung und der Multioffsetmessung für die Frequenzen 80 MHz (Abb. 2 und 3) und 40 MHz lässt sich zusammenfassend feststellen, dass die aus den geotechnischen Untersuchungen bekannte Schichtfolge des Untergrundes sich in beiden Radargrammen widerspiegelt. Durch die Stapelung der Georadardaten wurde das Signal/Rausch – Verhältnis im Radargramm zwar verbesserte, aber nicht entscheidend beeinflusst. Dieser Sachverhalt wird zum Beispiel beim speziellen Betrachten des Verlaufs des zweiten Reflektors bei ca. 42 ns in Abb. 2 und 3 deutlich.

Das Verhältnis zwischen Offsetbereich/ Ausbreitungsgeschwindigkeit und Reflektortiefe bei der Radarmessung bewirkte eine minimale Krümmung der Reflexionshyperbel. Außerdem ist die Periode des Signals (trotz Spectral Whitening) aufgrund der begrenzten Eindringtiefe von maximal 10 m im Verhältnis zur Spurlänge relativ groß. Bedingt durch die geringe Laufzeitverschiebung bei der dynamischen Korrektur kommt es zu keiner entsprechenden asynchronen Verteilung der kohärenten Störsignale im CMP – Gather. Diese Tatsache verhindert teilweise die destruktive Interferenz. Bei der Stapelung kam es zu einer Verstärkung der phasengleichen Nutzinformation, aber es erfolgte keine optimale Abschwächung der Störwellen.

Die Anwendung der Multioffsetmessung zur Erkundung des Untergrundes schafft eine Möglichkeit, die geologischen Verhältnisse in der Tiefe aufgrund des höheren Informationsgehaltes sicherer zu interpretierten. Im konkreten Fall der 80 MHz Messung führte die synchrone Stapelung der Nutzsignale zur Eliminierung eines Artefaktes (Vergleich zwischen Abb. 2 und Abb. 3 bei ca. 100 ns), welcher beim einfach überdeckten Radargramm leicht zur Fehlinterpretation der geologischen Verhältnisse führen kann. Weiterhin ist es möglich, anhand der Laufzeithyperbeln, die aus der Mehrfachüberdeckung der Georadardaten resultieren, Aussagen über die Geschwindigkeitsverteilung im Untergrund zu treffen. Dies bildet die Grundlage für eine tiefengerechte Interpretation der Reflektoren im Radargramm und lässt Rückschlüsse auf die elektrischen Kenngrößen der einzelnen Schichten zu.

Aus Abb. 1 ist zu erkennen, dass sich in den Ergebnissen der Georadarmessung die geologische Schichtfolge der Bohrung 1 widerspiegelt. Die erste Reflexion bei einer Laufzeit von ca. 23 ns entspricht im Geschwindigkeitsmodell einer Tiefe von ungefähr 2,0 m und wird als die Unterkante der anthropogenen Auffüllung gedeutet. Der in Abhängigkeit vom Pegelstand der Saale schwankende Grundwasserstand bildet sich im Radargramm bei einer Laufzeit zwischen 40 ns und 50 ns ab. Die lateralen Schwankungen beim Übergang vom wasserungesättigten Bereich zum wassergesättigten Bereich des sandigen Auelehms deuten auf unterschiedliche Porositäten innerhalb der Auelehmschicht hin.

Der Reflektor bei der Laufzeit von ca. 70 ns stellt eine markante Grenze in der wassergesättigten Auelehmschicht dar. Dieser Reflexionshorizont trennt den stärker sandigen Anteil des Auelehms vom tonig geprägten Auelehm in einer Tiefe von 4,5 m.

Die Oberkante des Terrassenschotters, spiegelt sich im Radargramm (Abb. 1) bei 180 ns wieder. Der Übergang vom Auelehm zum Terrassenschotter ist gekennzeichnet durch einen unterschiedlichen Verlauf des Reflexionshorizontes entlang des Profils. Für die Oberkante des

Terrassenschotters wurde eine Anfangstiefe von 7,8 m berechnet, welche bis zum Ende des Profils auf knapp 9,0 m abfällt.

Die erreichte Eindringtiefe von maximal 9,0 m ließ keine Rückschlüsse auf die Grundgebirgsoberkante zu. Im Radargramm sind bei ca. 220 ns noch Reflexionen zu erkennen, die jedoch hauptsächlich durch die Wirkung der AGC verstärkt wurden. Eine geologische Zuordnung kann somit leicht zu Fehlinterpretationen führen.

Zusammenfassung

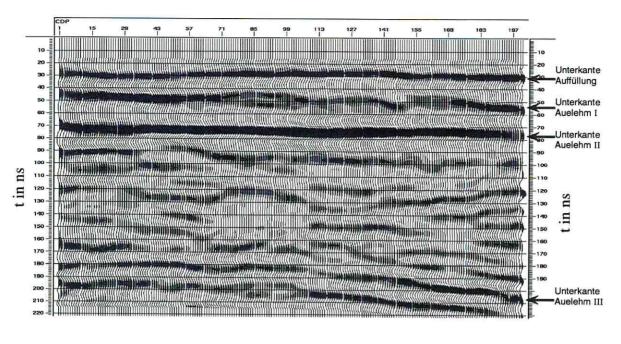
Durch die Anwendung des Prinzips der Mehrfachüberdeckung bei Georadarmessungen, wurde eine Möglichkeit geschaffen, die Untergrundverhältnisse im Vergleich zur Einfachüberdeckung sicherer zu interpretieren. Diese Tatsache basiert auf dem umfangreicheren Datensatz und dem daraus resultierenden erhöhten Informationsgehalt.

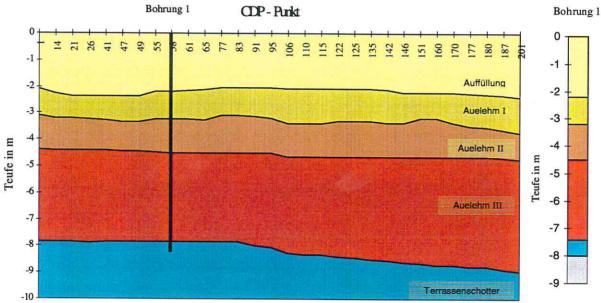
Der Anwendungsbereich für die Multioffsetmessung ist daher bei Problemstellungen zu suchen, die zur Klärung der jeweiligen Aufgabe, konkretere Aussagen über die Geschwindigkeits – oder Reflektivitätsverteilung im Untergrund benötigen (z.B. Untersuchung des Untergrundes für Bauvorhaben).

Der Nachteil der Multioffsetmessung liegt eindeutig im hohen zeitlichen Mess – und Bearbeitungsaufwand. Daher ist es empfehlenswert, wenn es sich um herkömmliche Problemstellungen der Georadaruntersuchungen handelt, wie z.B. das schnelle Orten von anthropogenen Einlagerungen, die einfachüberdeckende Messvarianten zu verwenden.

Literatur

EISERMANN, D. (1999): Datenakquisition und Processing von mehrfachüber- deckenden Georadardaten zur Ableitung eines Geschwindigkeits – und Impedanzmodells des Untergrundes, Diplomarbeit, Universität Leipzig





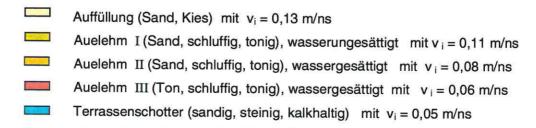


Abb.1: 40 MHz Stapelradargramm mit dazugehörigen Intervallgeschwindigkeits-Tiefenmodell im Vergleich zur Bohrung 1 (v_i = Intervallgeschwindigkeit)

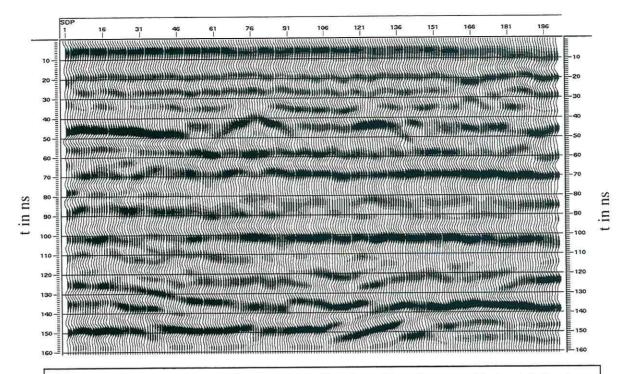
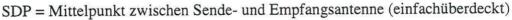


Abb. 2: 80 MHz Constantoffsetmessung (Sender - Empfänger - Abstand 1,0 m), bearbeitet



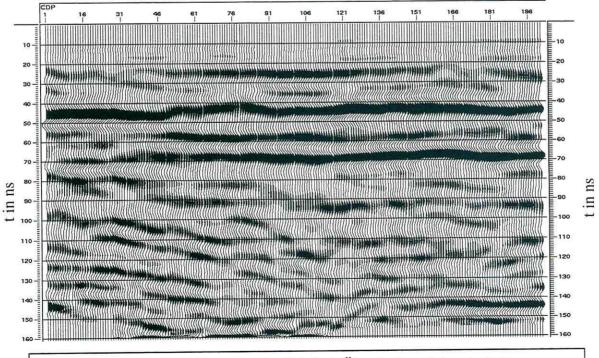


Abb. 3: 80 MHz Multioffsetmessung (14-fach Überdeckung), bearbeitet

Optische Sauerstoffmessung zur Quantifizierung von Pyritverwitterungsprozessen

H. Hecht, M. Kölling Fachbereich 5 - Geowissenschaften, Universität Bremen

Einleitung

Weltweit kommt es im Bergbau zu starken und nachhaltigen Veränderungen der Chemie des Grundwassers, wenn Minerale, deren Stabilität auf reduzierende Milieus begrenzt ist, exponiert und unter Protonenfreisetzung oxidiert werden. Die entstehenden Wässer werden als saures Grubenwasser oder "acid mine drainage" bezeichnet. Zu den betreffenden Mineralen gehören vor allem die Sulfide, deren häufigster Vertreter der Pyrit ist. Nach STUMM UND MORGAN (1981) wird bei der Pyritoxidation pro molarer Einheit Mineralphase die größte Säuremenge aller Verwitterungsreaktionen frei. Die Wässer besitzen ein sehr hohes Gefährdungspotential für die angrenzenden Ökosysteme und das Trinkwasser. In der Bundesrepublik Deutschland treten die Probleme der Pyritverwitterung im Braunkohletagebau auf, wo der Pyrit häufig als Bestandteil der tertiären Nebengesteine auftritt. Die Prozesse der Pyritverwitterung sind in hohem Maße von der Anwesenheit und der Nachlieferung von Sauerstoff an den Reaktionsort abhängig. Mit der optischen Sauerstoffmessung steht ein Werkzeug zur Verfügung. Änderungen Sauerstoffkonzentrationen in Systemen der Pyritverwitterung auch über längere Zeiträume sehr genau zu betrachten. Diese Daten erlauben eine Quantifizierung und in Teilbereichen eine Voraussage der assoziierten Prozesse.

Optische Sauerstoff- und Temperaturmessung

Die optische Sauerstoffmessung beruht auf der fluoreszenzlöschenden Eigenschaft des Sauerstoffs in bezug auf einige Farbstoffe (STERN & VOLLMER, 1919). Über einen Spiegelaufbau wird mit einer Frequenz von 37.5 kHz moduliertes blaues Licht in einen Lichtleiter eingespeist, an dessen Spitze der sauerstoffsensitive Fluoreszenzfarbstoff aufgebracht ist. Das rote Fluoreszenzlicht wird durch den Lichtleiter zurückgeleitet und im Gerät detektiert. Bei Anwesenheit von Sauerstoff wird die Fluoreszenz geschwächt. Sowohl die Intensität der roten Fluoreszenz als auch die Nachleuchtdauer der Fluoreszenz (gemessen als Phasenverschiebung zum blauen Anregungslicht) sind sauerstoffabhängig (HOLST et al., 1995). Faseroptische Messverfahren ermöglichen auf Grund des einfachen Sondendesigns und der kurzen Ansprechzeiten räumlich und zeitlich sehr hoch aufgelöste Messungen. Sauerstoffoptoden verschiedener Bauart stehen für Kurz- und Langzeitzeitmessungen in unterschiedlichen Systemen zur Verfügung. Die Temperaturabhängigkeit der optischen Sauerstoffmessung macht es notwendig, diese parallel mit zu bestimmen. Dies geschieht ebenfalls mit Optoden.

Säulenversuche zur Pyritverwitterung

Um die Prozesse bei der Pyritverwitterung betrachten und nachvollziehen zu können, werden Säulenversuche mit natürlichem Bergematerial des Braunkohletagebaus Garzweiler durchgeführt. Es handelt sich dabei um ungesättigte Säulen von ca. 1m Länge, in denen über die Tiefe mit hoher Auflösung Sauerstoffmessungen durchgeführt werden können ohne das System zu stören. Das Material wird einmal täglich beregnet, um eine Sickerwasserbewegung und somit einen Abtransport der Reaktionsprodukte zu erzeugen. Das Säuleneluat wird in

einer Kammer unter der Säule aufgefangen und einmal wöchentlich beprobt. Das Hauptanliegen in den Versuchen ist die Betrachtung der diffusiven Sauerstoffnachlieferung, die auf Grund der ratenlimitierenden Eigenschaft des Sauerstoffs eine entscheidende Rolle beim Pyritumsatz spielt. Als Kontrollparameter für die auf der Säule stattfindenden Prozesse werden im Eluat die Reaktionsprodukte der Pyritverwitterung und ihrer Folgeprozesse (Sorption-Desorption, Lösung, usw.) erfasst.

Sowohl die pH-Eh-Entwicklung im Säuleneluat, als auch die Stoffausträge von Eisen und Schwefel spiegeln die Prozesse der Pyritverwitterung auf der Säule während der fortschreitenden Entpyritisierung deutlich wider. Austräge von Aluminium, Calcium und Magnesium zeigen die aus den niedrigen pH-Werten resultierenden Pufferreaktionen an (Ionentausch und Lösung). Während des Versuches dringt der Sauerstoff mit steigenden Konzentrationen tiefer in das Material ein und zeigt damit das Voranschreiten einer Entpyritisierungsfront an. Die vollständige Sättigung der Bodenluft mit Sauerstoff zeigt das Ende der Pyritverwitterung und somit die vollständige Entpyritisierung des Materials an. Die mit Optoden über die Tiefe erfasste Sauerstoffentwicklung während der Entpyritisierung ist qualitativ und quantitativ gut mit den im Eluat erfassten Stoffausträgen korrelierbar.

Modellierung der Pyritverwitterung in der ungesättigten Zone

Die in den Säulenversuchen gewonnenen Daten dienen als Grundlage für die Entwicklung eines Modells zur Pyritverwitterung in der ungesättigten Zone. Es handelt sich dabei um ein iteratives Zellenmodell, das die diffusive und konvektive Sauerstoffnachlieferung und den Umsatz von Pyrit mit Sauerstoff berechnet. Der Transport der Hauptreaktionsprodukte Eisen und Schwefel mit dem Sickerwasser wird ebenfalls berechnet, so dass die resultierenden Konzentrationen im Vergleich mit den Eluaten der Säulenversuche als Kontrollparameter dienen können. Die Diffusion wird unter Berücksichtigung des lufterfüllten Porenvolumens und der Tortuosität berechnet. Anschließend wird für einen Zeitschritt der Verbrauch von Sauerstoff in Abhängigkeit von der vorhandenen Pyritmenge und deren Oberfläche so wie der Pyritoxidationsrate ermittelt. Der durch den Gasverbrauch entstandene Unterdruck erzeugt einen konvektiven Transport des jeweiligen Gasgemisches. Die in jedem Zeitschritt bei der Pyritoxidation entstehenden Reaktionsprodukte werden an das Sickerwasser übergeben und mit diesem in die Tiefe transportiert.

Schaltet man in dem Modell die Pyritverwitterung und die Konvektion aus, so können rein diffusive Stoffflüsse nachmodelliert werden. Über die Anpassung des bodenspezifischen Parameters Tortuosität, der für diffusive Prozesse eine entscheidende Rolle spielt und als Parameter für die Modellierung der Pyritverwitterung notwendig ist, können Daten aus Diffusionsversuchen des entpyritisierten Materials nachmodelliert werden. Die dabei ermittelten Werte für die Tortuosität stimmen mit nach ALBERTSEN (1977) berechneten Werten sehr gut überein.

Zusammenfassung

Das Modell zur Pyritverwitterung ermöglicht nach Eingabe sinnvoller Eckdaten die Berechnung von Sauerstoffentwicklungen in pyrithaltigen Materialien unter Berücksichtigung von Pyritabbau und Sickerwasserentwicklung in bezug auf die Hauptparameter. Der enge Zusammenhang zwischen der Ausbildung von Sauerstoffprofilen, dem Fortschreiten von Entpyritisierungsfronten und der Sickerwasserausbildung wird durch das Modell verdeutlicht. Es zeigt sich, dass durch die Anpassung des Modells an zeitlich und räumlich hochaufgelöste Sauerstoffdaten eine Prognose für die Geschwindigkeit von Pyritverwitterungsfronten und die

Entwicklung von Sickerwässern abgegeben werden kann. Die optische Messtechnik ermöglicht die Erfassung von Sauerstoffkonzentrationsänderungen mit ausreichend hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung. Feldversuche zum Einsatz des Messsystems in Abraumhalden des Braunkohletagebaus sind in Vorbereitung.

Literatur

- ALBERTSEN, M. (1977): Labor- und Felduntersuchungen zum Gasaustausch zwischen Grundwasser und Atmosphäre über natürlichen und verunreinigten Grundwässern.- Diss. Univ. Kiel, 145S.
- HOLST, G.; M. KÜHL & I. KLIMANT (1995): A novel measuring system for oxygen micro-optodes based on a phase modulation technique.- Proc. SPIE, Vol 2508-45, 199-206.
- STERN, O. & M. VOLMER (1919): Über die Abklingzeit von Fluoreszenz.- Physikalische Zeitschrift 20: 183-188.
- STUMM, W. & J.J. MORGAN (1981): Aquatic chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters.- John Wiley & Sons, New York, 780 S.

Säulenversuche zur Untersuchung der Pufferkapazität karbonatischer Systeme für saure Minenwässer

Stefan Hülmeyer

Institut für Allgemeine und Angewandte Geologie, AG Hydrogeologie, Ludwig-Maximilians-Universität München

Einleitung

Durch die Verringerung des Braunkohlentagebaues im Mitteldeutschen Revier wird ein Reihe von stillgelegten Braunkohlegruben geflutet. Ein Problem dabei ist die Versauerung des aufgehenden Grundwassers. Durch die Absenkung der Grundwasseroberfläche und der dadurch erfolgten Belüftung im unverritzten Nebengestein sowie durch die Umlagerung des Abraumes im Tagebaurestloch wird die Oxidation des Pyritschwefels initiiert, was hohe Gehalte an Eisen, Sulfat und Schwermetallen wie auch niedrige pH-Werte im Grundwasser zur Folge hat. Eine Möglichkeit der Lösung dieser Problematik stellt die Pufferung der sauren Minenwässer mittels karbonatischer Systeme dar.

Die Oxidation von Pyrit durch Fe³⁺ und molekularen Sauerstoff wird durch folgende Reaktionen beschrieben (WILLIAMSON & RIMSTIDT 1993).

$$FeS_2 + 14 Fe^{3+} + 8 H_2O \implies 15 Fe^{2+} + 2 SO_4^{2-} + 16 H^+$$

 $FeS_2 + 7/2 O_2 + H_2O \implies Fe^{2+} + 2 SO_4^{2-} + 2 H^+$

Bei einem für die Pufferung im neutralen Bereich ausreichenden Karbonatgehalt kann nach NICHOLSON ET AL. (1988) folgende Oxidationsreaktion angegeben werden:

FeS₂ (s) + 15/4 O₂ + 7/2 H₂O + 4 CO₃²⁻
$$\Rightarrow$$
 Fe(OH)₃ (s) + 2 SO₄²⁻ + 4 HCO₃⁻

In diesem Fall steht die Säureproduktion mit dem Säureverbrauch im Gleichgewicht und der pH verbleibt im neutralen Bereich.

Versuchsaufbau, Probenmaterial

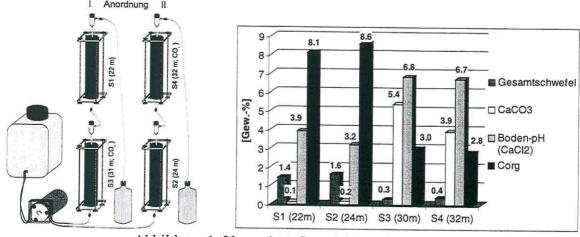


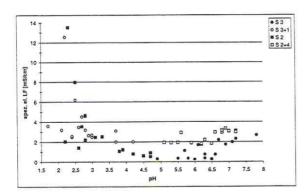
Abbildung 1: Versuchsaufbau, Materialparameter

Als Versuchsaufbau wurden vier Durchlaufsäulen in Tandemkonfiguration gewählt (Abbildung 1). Hier wird in unterschiedlicher Abfolge je eine Säule mit karbonathaltigem (Säulen S3 und S4) und karbonatfreiem (Säulen S1 und S2) Kippenmaterial durchströmt, so dass in Anordnung I hydrogenkarbonathaltiges Wasser in versauertes Material einfließt, in Anordnung II saures Eluat anschließend karbonathaltiges Material durchströmt. Es wurden sofort spez. el. Leitfähigkeit, Redoxpotenzial, O2-Gehalt und pH-Wert gemessen sowie der

HCO₃- und der Sulfatgehalt bestimmt. Die quantitative Analyse der Wasserproben auf die maßgeblichen Inhaltsstoffe erfolgte für die Kationen Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe (ges.), Zn, Cr, Co, Ni, Cu, As, Cd und Pb. Zur Befüllung der Säulen wurde Kippenmaterial aus einer im Kippenbereich des Braunkohlentagebaues Cospuden abgeteuften SGM-Forschungsbohrung (Wohnlich et al. 1997) verwendet. Die Materialparameter sind aus Abbildung 1 ersichtlich.

Ergebnisse

In allen Eluaten ist ein schneller Anstieg des O2-Gehaltes von ca. 4 mg/l auf ca. 8 mg/l mit einem starken Sulfatrückgang nach ca. zehn Porenwasserwechsel zu beobachten. Anfangs stark sauere Eluate aus S2 und S3+1 (pH 2,3 und 2,2) steigen langsam bis zum Versuchsende auf pH-Werte von 5,0 bzw. 4,2. Die pH-Werte der calcitgepufferten Säulen S3 und S2+4 Versuchsverlaufes zwischen während des gesamten schwanken Hydrogenkarbonat enthalten nur die Eluate der Säulen S3 und S2+4. Die Gehalte gehen von anfänglich ca. 360 mg/l auf ca. 50 bzw. 100 mg/l zurück. Bei dem in Abbildung 2 dargestellten Zusammenhang zwischen spez. el. Leitfähigkeit und pH-Wert ist eine deutliche Unterscheidung in vier Eluatgruppen zu erkennen. So kommt es bezüglich des pH-Wertes zu keiner Überschneidung zwischen den "Übergruppen" S2 und S3+1 sowie S3 und S2+4. Hier liefert die calcithaltige Säule (S3) wie die Kombination "clacitfrei-calcithaltig" (S2+4) pH-Werte im Bereich 5,5 bis 7,2. Die calcithaltige Säule zeigt hierbei niedrigere spez. el. Leitfähigkeiten zwischen 0,23 und 2,3 mS/cm. In S2+4 ist der, die Leitfähigkeit steigernde erhöhte Ionenaustrag aus der ungepufferten Säule S2 und die anschließende Pufferung des pH-Wertes durch die calcithaltige Säule S4 zu erkennen. Der zu Beginn des Versuches deutlich höhere Lösungsinhalt im sauren Eluat der Säule S2 gegenüber der gepufferten



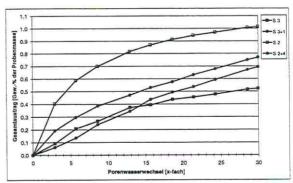


Abbildung 2: spez.el.Leitfähigkeit - pH-Wert

Abbildung 3: Lösungsinhalt in Masse-% der Probenmasse

calcithaltigen Säule S3 ist aus Abbildung 3 zu ersehen. Mit dem Anstieg des pH-Wertes und dem Abklingen der Pyritverwitterung ist eine Angleichung der Lösungsrate von S2 an S3 zu erkennen. Beim Vergleich der Austragsraten der beiden Säulenkombinationen wird der Einfluss der anfänglich hohen Lösungsrate aus der sauren Säule S1 auf die Eluatkonzentration S3+1 deutlich. Die zu Beginn hohen Austragsraten aus S2 werden durch Festsetzung in S4 und folgender stetiger Freisetzung über den Versuchszeitraum hinweg ausgeglichen. Die anfänglich hohen Sulfatgehalte (über 6500 mg/l) der Säulen S2 und S3+1 gehen stark auf 200 bzw. 1800 mg/l zurück. Niedrigere Anfangsgehalte in S3 und S2+4 (1500 bis 2200 mg/l) reduzieren sich auf fast 0 bzw. 1300 mg/l. Die akkumulierten Fe- und S2-Austräge zeigen in der calcitfreien Säule S2 und der Kombination S3+1 bis zum ca. achten Porenwasserwechsel ein stöchiometrisches Lösungsverhältnis von Fe:S2 = 1:1. Danach ist durch den deutlichen Rückgang des Fe-Austrages ein überproportionaler SO4²-Austrag zu verzeichnen. Für die

calcitfreie Säule S2 und die Kombination S3+1 ist eine deutliche Abhängigkeit des Eisenaustrages vom pH-Wert mit einer starken Abnahme für pH-Werte > 5 festzustellen. Die Ausfällung von Fe(OH)3 im neutralen pH-Bereich wird durch eine Braunfärbung der Eluate deutlich. Die Sulfatgehalte zeigen eine deutliche Abhängigkeit vom pH-Wert. Unter pH 3 werden in S2 und S3+1 Konzentrationen bis 6750 mg/l gemessen. Höhere pH-Werte limitieren die Sulfatgehalte auf unter 3000 mg/l. Der Sulfataustrag der calcithaltigen Säule S3 weist auf Pyritverwitterung trotz Pufferung hin. Jedoch zeigt sie nach ca. zehn, die calcitfreie Säule S2 nach ca. 30 Porenwasserwechsel nur noch einen geringen SO₄²-Austrag und damit ein Abklingen der Pyritverwitterung. Der dennoch weiterführende Sulfat-Austrag in den Eluaten S2+4 ist auf eine anfängliche Festsetzung der hohen Austräge aus S2 und der folgenden sukzessiven Abgabe zurückzuführen. Ebenso wie bei Eisen zeigen die Konzentrationen an den Spurenmetallen Kobalt, Nickel, Chrom, Zink und Aluminium eine deutliche Abhängigkeit vom pH-Wert mit stark ansteigenden Gehalten bei pH-Werten unter 4,5. Die Aluminiumkonzentrationen steigen bei den niedrigen pH-Werten der calcitfreien Säule S2 und der Anordnung S3+1 (pH um 2,3) bis auf Werte über 150 mg/l. In diesem stark sauren Bereich wird Aluminium aus der Silikatphase gelöst. Aus dem Korrelationsdiagramm Eisen-Kobalt/Nickel/Zink (Abbildung 4) ist zu ersehen, dass sich diese Elemente vergleichbar zum zweiwertigen Eisen verhalten.

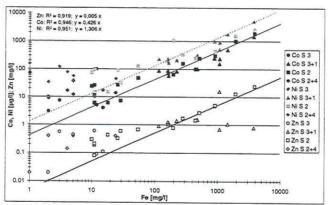


Abbildung 4: Korrelation Cobalt, Nickel, Zink zu Eisen

MASON & MOORE (1985) sehen als Grund für diesen Zusammenhang das ähnliche Ionenpotenzial dieser Schwermetallkationen. WISOTZKY (1994) nennt als Ursache die vergleichbaren Ionenradien von Eisen, Kobalt, Nickel und Zink, wodurch der Einbau dieser Metalle in das Kristallgitter von eisendominierten Mischkarbonaten möglich ist, die bei einer Untersättigung des Grundwassers an diesen Mischkarbonaten mobilisiert werden. Speziesberechungen mit Hilfe des thermodynamischen Modellierungsprogrammes PHREEQC (PARKHURST, 1995) zeigen, dass nahezu der gesamte Fe-Gehalt der Eluate S2 und S3+1 als Fe2+ -Spezies bzw. Fe2+-Komplexe erfolgt. Die Sättigungsindizes von Calcit der Eluate S3 und S2+4 zeigen ab ca. neun Porenwasserwechsel Untersättigung an. Berechnungen zeigen allerdings eine bei weitem ausreichende Pufferkapazität der karbonathaltigen Säulen S3 und S4 unter der Annahme, dass der gesamte Calcitanteil mit der entstehenden Säure reagieren kann. Die Untersättigung an Calcit in den Eluaten S3 und S2+4 trotz eines nach der Durchströmung noch vorhandenen Calcitgehaltes lässt deshalb den Schluss zu, dass nicht der gesamte Calcit für die Pufferung zur Verfügung steht. Höchste HCO₃-Konzentrationen sind bei pH-Werten zwischen 6,6 und 7,8 mit Werten bis 1100 mg/l festzustellen. Über pH 6,5 zeigen Gleichgewichtsberechnungen eine Calcit-Übersättigung an

(Abbildung 5). Dieser pH-Werte entspricht in etwa der Säurekonstanten der undissoziierten Säure der Reaktion HCO₃ + H⁺ ⇔ H₂CO₃*, pK_S = 6,38. Die Gleichgewichtskonstante bestimmt den pH-Bereich der maximalen Pufferkapazität der wässerigen Phase. Unter diesem pH wird die calciumkarbonatische Pufferkapazität aufgebraucht und es ist von einer vollständigen Lösung des Calciumkabonatgehaltes im Sediment auszugehen. Damit sind unterhalb dieses pH-Wertes Karbonate in fester Phase für die pH-Werteinstellung irrelevant. Wie aus den Sättigungsberechnungen hervorgeht, ist eine Limitierung der hohen Sulfatgehalte der calcitfreien Säule S2 durch Ausfällung der sekundären Mineralphase Gips nicht möglich, da mit Ausnahme weniger Proben noch eine Untersättigung zu verzeichnen ist. Die insgesamt höheren Sulfatkonzentrationen der Kombination S3+1 lassen eine Gipsfällung zu. Die aufgrund der pH-Werte im neutralen Bereich geringen Sulfatgehalte der Eluate S3 schlagen sich in einer starken Untersättigung an Gips nieder. Die Wässer der Kombination S2+4 mit den geringsten Schwankungen in den Sulfatkonzentrationen sind trotz niedrigerer Sulfatgehalte als in den Eluaten der Kombination S3+1 an der Mineralphase Gips gesättigt oder schwanken nur wenig um den Nullwert. Bei gleichzeitiger Untersättigung an der primären Mineralphase Calcit bei pH-Werten unter 6,5 kommt es zu einem Übergang des Kations Calcium von der gelösten primären in die gebildete sekundäre Phase. Obwohl die Sulfatgehalte der Eluate S3+1 und S2 zwischen 6750 und ca. 200 mg/l stark schwanken, ist nur eine geringe Abweichung vom Gleichgewicht zu Gips zu beobachten. Dies ist auf die Bildung von Sulfatkomplexen wie CaSO₄⁰, FeSO₄⁰ und MgSO₄⁰ zurückzuführen. Nach Speziesberechnungen binden sie zwischen ca. 35 und 45 % (Extremwerte bis 61 %) der Gesamtsulfatkonzentration der Eluate. Als Beispiel für eine Eisensulfatmineralphase wurden Sättigungsberechnungen für Melanterit (FeSO₄ * 7H₂O) durchgeführt. Es zeigt sich hier während des gesamten Versuchverlaufes eine durchgehende Untersättigung (SI -1,6 bis -6,5) in allen Eluaten. Dies lässt darauf schließen, dass im Sediment ausgefälltes Eisensulfat vollständig gelöst wird und eine Limitierung der Eisen- und Sulfatkonzentrationen durch eine Gleichgewichtseinstellung mit Melanterit nicht möglich ist. Melanteritbildung wäre somit erst nach einer längeren Trockenperiode zu erwarten.

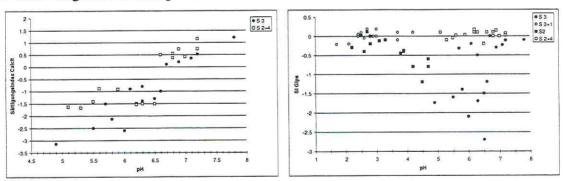


Abbildung 5: Zusammenhang SI Calcit bzw. Gips und pH-Wert

Literatur

MASON, B., MOORE, C. B. (1985): Grundzüge der Geochemie, 340S.; Enke Verlag, Stuttgart NICHOLSON, R.V., GILLHAM, R.W. & REARDON, E.J. (1988): Pyrite oxidation in carbonate-buffered solutions: 1. Experimental kinetics. – Geochim. et Cosmochim. Acta 52: 1077-1085.

WILLIAMSON, M. & RIMSTIDT, J. (1994): The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrit oxidation. - Geochim. Cosmochim. Acta 58: 5443-5454.

- WISOTZKY, F. (1994): Untersuchungen zur Pyritoxidation in Sedimenten des Rheinischen Braunkohlereviers und deren Auswirkungen auf die Chemie des Grundwassers.- Bes. Mitt. Dtsch. Gewässerkdl. Jahrb. 58; Essen.
- WOHNLICH, S., VOGELGSANG, A., GLÄßER, W. & DOHRMANN, H. (1997): Untersuchung hydrochemischer Prozesse am Beispiel der Braunkohletagebaukippe Zwenkau/Cospuden (Mitteldeutschland) In: GBL: Grundwassergüteentwicklung in den Braunkohlegebieten der neuen Länder, Vortragsband des 4. Kolloquiums 1997, 4: 98-103; Stuttgart (Schweizerbart).

Elutionsverfahren zur Baustoffuntersuchung am Beispiel von Ziegeln aus Bremer Baggergut

Volker Karius, Kay Hamer

Universität Bremen, Postfach 330440, 28334 Bremen, karius@uni-bremen.de

Einleitung

Zur Charakterisierung von Baustoffen werden eine Vielzahl von Aufschlüssen und Elutionsverfahren eingesetzt. Die Auswahl des richtigen Verfahrens hängt von der Fragestellung ab. In allen Fällen wird eine zu untersuchende Probe einem Elutionsmittel ausgesetzt. So wird ein Eluat gewonnen, das auf die Stoffe von Interesse analysiert wird. Dabei bestimmen mehrere Faktoren die Zusammensetzung des Eluats: Art des Elutionsmittels, Zeitdauer der Elution, Verhältnis von Elutionsmittel und Feststoff (L/S), geochemische Parameter in der Lösung (pH, pE), spezifische Oberfläche der Probe, Korngröße, Durchmischung von Feststoff und Elutionsmittel. In Tabelle 1 wird ein kurzer Überblick über die gängigsten Elutionsverfahren gegeben. Ausführlichere Beschreibungen sind in der Literatur erhältlich (z.B van der Sloot et al., 1991, 1996, Obermann & Cremer, 1992, Wahlström, 1996, Fällman & Aurell, 1996)

Tab. 1: Kurzbeschreibung von gängigen Elutionsverfahren (DMW = demineralisiertes Wasser)

Name	Land	Elutions- mittel	Zeit	PH- Kontrolle	L/S [L/kg]	Korngr.	Durchmischung
PH-Stat	D	HNO ₃ oder NaOH	24h	4-11	10	< 10 cm	Kreisschüttler
DEV S4 DIN 38414 S4	D	DMW	24h	nein	10	< 10 cm	Überkopfschüttler
Säulenversuch z.B. NEN 7343	NE	DMW PH 4	Ca. 21 d	nein	variert	< 4 mm	Schlauchpumpe aufwärts ge- richtete Strömung
Availability test NEN 7341	NE	HNO ₃	3h (pH7) 4h (pH4)	7 + 4	100	< 125 μm	Magnetrührer
Serial batch extraction NEN 7343	NE	DMW PH 4	5*23 h	Eluenten- wechsel nach je 23h	20	< 4 mm	Kreisschüttler
TCLP	US	Eisessig (+ NaOH) pH 2,88 bzw. 4,93	18h	nein	20	keine Angabe	Überkopfschüttler
TVA	СН	DMW, CO ₂ gesättigt	24	CO ₂ - Sättigung	10	Keine Angabe	Einblasen von CO ₂

Bei der Untersuchung von Baustoffen spielt der Lifecycle des Produktes eine Rolle. Hochbaustoffe (z.B. Ziegel) durchlaufen mehrere Phasen mit jeweils unterschiedlichen geochemischen und physikalischen Bedingungen. Während der Bauphase eines Gebäudes lagern die Ziegel u.U. im Freien und sind saurem Regen (pH 4-7) ausgesetzt. Eine fertige Ziegelfassade ist ebenfalls der Bewitterung ausgesetzt, beinhaltet aber zusätzliche Pufferkapazität in Form von Fugenmörtel. Nach Abbruch des Gebäudes entsteht Bauschutt, der deponiert wird. In Bauschuttdeponien herrschen alkalische Bedingungen (pH 11) und evt. reduzierendes Milieu (Hamer et al., 1999, Karius et al., 1999). Bei der Produktion anfallender Ziegelbruch wird in unterschiedlichen Kornfraktionen zum Wege- und Sportstättenbau, bzw. als Zuschlagstoff für Leichtbeton verwendet.

Das anzuwendende Elutionsverfahren muss am Einsatzzweck des Baumaterials und im Hinblick auf den betrachteten Zeitraum gewählt werden. So eignen sich Verfahren ohne pH-Kontrolle zur Abschätzung der kurzfristigen Schadstofffreisetzung, während für langfristige Abschätzungen Verfahren mit pH-Kontrolle gewählt werden sollten, um die Änderungen der Puffereigenschaften im Laufe der Zeit zu berücksichtigen (Karius et al., 1999, Hamer et al., 1999, Hamer & Karius, 1999).

Das Ergebnis von Elutionsverfahren ist immer von den gewählten Randbedingungen abhängig und insofern nicht unmittelbar auf reale Verhältnisse zu übersetzen. Mit allen Verfahren sind jedoch vergleichende Untersuchungen möglich, d.h. unterschiedliche Baumaterialien werden dem selben Testverfahren unterzogen. Auch ist eine Charakterisierung über den Vergleich des Elutionsergebnisses mit Grenzwerten möglich. Hier ist allerdings die Ableitungsmethode der Grenzwerte zu berücksichtigen. In den Bestimmungen der LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall) definierte Eluat-Grenzwerte beziehen sich z.B auf DEV S4 Elutionen und sind nicht auf pH-stat-Elutionen anwendbar, da hier durch die Einstellung von z.B sauren pH-Werten z.T. erheblich höhere Eluat-Konzentrationen erhalten werden.

Übersetzung von Eluatkonzentrationen in Ablaufwasser-Konzentrationen

Bei der Einschätzung eines Fassadenbaustoffes hinsichtlich seines Gefährdungspotentials für Schutzgüter ist bei nichtflüchtigen Schadstoffen (z.B. Schwermetalle) in erster Linie der Expositionspfad –Bewitterung – Fassadenablauf – Grundwasser- von Bedeutung. Da Fassadenablaufwässer nur sehr aufwendig zu gewinnen sind und ihr Schadstoffinventar von vielen Faktoren (Zusammensetzung des Regens, Verschmutzungsgrad der Fassade durch Stäube und Tierfäkalien, Zusammensetzung des Mörtels) abhängt, kann der Beitrag des Steins nur durch ein Elutionsverfahren abgeschätzt werden.

Die Verwendung von Elutionsverfahren als "worst case" Scenario wird häufig z.B. im Zusammenhang mit dem pH-stat-Verfahren oder dem niederländischen Verfügbarkeitstest diskutiert. Dabei wird angenommen, dass ein pH-Wert von 4 in der Umwelt nur unter extremen Bedingungen (Pyritverwitterung, hydrothermale Prozesse, Chemieunfälle) unterschritten wird. Damit gelten Schadstoffe, die silikatisch gebunden sind als inert (van der Sloot et al., 1991). Kritisch zu betrachten ist das L/S Verhältnis, das typischerweise in [L/kg] angegeben wird. Da es sich bei Elutionen i. d. R um oberflächenkontrollierte Prozesse handelt, sollte auch das Verhältnis Elutionsmittel/Oberfläche (L/O) in [L/m²] betrachtet werden. Hier gilt, je höher die spezifische Oberfläche eines Materials [m²/g], desto größer ist das Verhältnis L/S [L/kg], dass unter natürlichen Bedingungen erreicht werden kann.

Beispielrechnung:

Ein Ziegelwürfel, spezif. Gew. ca 2 [g/cm³], 3 cm Kantenlänge, Oberfläche 54 cm² (Vernachlässigung der inneren Oberfläche), hat ein Gewicht von ca. 54 g. Wird dieser Würfel bei einem üblichen L/S Verhältnis von 10 [L/kg] 24h eluiert, so ergibt sich ein L/O Verhältnis von ca. 100 [L/m²] in 24h. Dies kann weder durch einen Niederschlag, noch durch ein Sickerwasser erzeugt werden.

Abbildung 1 verdeutlicht den in doppelt logarithmischer Darstellung linearen Zusammenhang zwischen L/O [L/m²] und spezifischer Oberfläche bei unterschiedlichen L/S [L/kg] Verhältnissen. Aus der Grafik kann dem praxisrelevanten L/O Wert eine spezifische Oberfläche zugeordnet werden, bei der ein Elutionsversuch durchgeführt werden sollte, um einen realistischen Wert für eine Sickerwasser oder Ablaufwasserkonzentration zu erhalten. In der Praxis sind dazu Elutionen mit unterschiedlichen Kornfraktionen desselben Materials bei konstantem L/S Verhältnis notwendig. Die spezifische Oberfläche der einzelnen Kornfraktionen muss z.B. nach dem BET-Verfahren bestimmt werden. Abbildung 2 zeigt eine solche Untersuchung exemplarisch für Arsen, gemessen an Ziegeln aus Bremer Baggergut. In doppelt logarithmischer Darstellung ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen Freisetzung pro Oberfläche und L/O [L/m²]. Die Konzentration ist der Quotient aus beiden Größen und kann für beliebige L/O Verhältnisse aus der Grafik entnommen werden.

Bei der Betrachtung von Ablaufwässern an Fassaden ergeben sich jedoch weitere Probleme. Der pH-Wert des auftreffenden Regens (pH 4-7) wird an der Fassade abgepuffert, so dass das Ablaufwasser mit steigender Kontaktzeit immer alkalischer wird. Der resultierende pH-Wert hängt von der Pufferkapazität des Baumaterials und dem Alter der Fassade ab. In der Regel dürften an Ziegelfassaden Werte um den Neutralpunkt entstehen. Ein weiteres Problem stellt die Kontaktzeit von Regen an der Fassade dar. In Elutionstests wird häufig ein Zeitraum von 24h gewählt. Die Verweildauer von Regen an der Fassade hängt aber von Regenstärke und Höhe der Fassade ab. Da relevante Mengen an Ablaufwässern nur bei mäßigen bis starken Regenfällen entstehen, die nur wenige Minuten bis Stunden anhalten, erscheint eine Kontaktzeit von 24h im Sinne einer "worst case" Betrachtung in jedem Falle ausreichend.

Sollen im Rahmen eines Modells kürzere Kontaktzeiten betrachtet werden, so können Werte aus 24h Elutionen auf folgende Weise in grober Nährung interpoliert werden:
Abbildung 3 zeigt die Entwicklung der Säureneutralisationskapazität (SNK) in einer pH-stat-Titration als Summenparameter für die Lösungskinetik der Ziegelmatrix. Unter der Annahme, dass Schwermetalle in der Ziegelmatrix eingebunden sind, kann in erster Nährung dieselbe Lösungskinetik wie bei der SNK angenommen werden. Die Konzentration des Eluates zu einem beliebigen Zeitpunkt ergibt sich nach Formel (1):

(1) $C(t) \approx SNK(t) / SNK(24) * C(24)$

mit: SNK bzw. C(t): Konzentration SNK bzw. Element zum Zeitpunkt t SNK bzw. C(24): Konzentration SNK bzw. Element nach 24h

Abschätzung des "worst case" für As im Ablaufwasser einer Ziegelfassade

Eine Ziegelfassade aus Bremer Baggergut werde 1h lang von einem Schlagregen bewittert. Der pH-Wert des Regens betrage pH 4, es entstehe eine 0,5 mm starke Ablaufwasserschicht

(entsprechend 0.5 L/m^2). Daraus resultiert eine As-Freisetzung von ca. $60 \mu\text{g/m}^2$ entsprechend $120 \mu\text{g/L}$ (Abb. 2). Bei einer Kontaktzeit von max. 1h ergibt sich eine Konzentration von max. $42 \mu\text{g/L}$ im Ablaufwasser (Formel (1), Abb. 3).

Wegen der Puffereigenschaften der Fassade ist jedoch davon auszugehen, dass die wahre Konzentration erheblich niedriger sein wird.

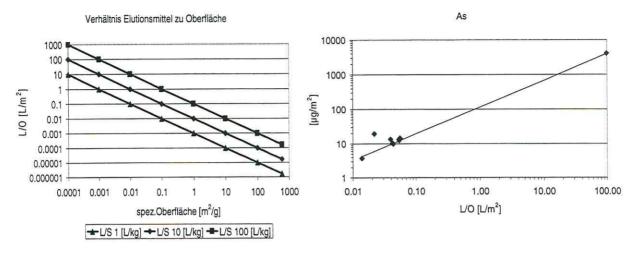


Abb. 1: Verhältnis Elutionsmittel/Oberfläche Abb. in Abhängigkeit von der spez.

Oberfläche bei unterschiedlichem L/S

Verhältnis

2: Freisetzung von Arsen aus Baggergutziegeln, bestimmt in pH-stat-Elutionen mit L/S 10, 24h, pH 4

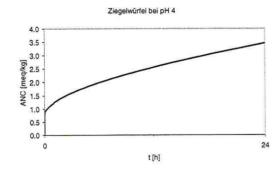


Abb. 3: SNK von Baggergutziegel (Würfel) in pH-stat-Elution, L/S 10, 24h, pH 4

Literatur

FÄLLMANN, A.-M. & B. AURELL (1996): Leaching tests for environmental assessment of inorganic substances in wastes, Sweden. - The Science of the Total Environment, 178: 71-84.

Hamer, K., Waschkowitz, C., Isenbeck-Schröter, M. & H.D. Schulz (1999): Verwertung von Baggergut zur Ziegelherstellung. - pp.: 223-240 in: Ressourcen-Umwelt-Managment, Schriftenreihe der Gesellschaft für Umwelt Geowissenschaften (GUG). Springer, Berlin, ISBN 3540645233.

HAMER, K. & V. KARIUS (1999): Flusssedimente als Rohstoffe in der Bauindustrie. in: Umwelt-Informationen für Niedersachsen (Hrg.): Bodenschutz und Nachhaltigkeit. S. 39-45, Bd. 46. Hannover.

- KARIUS, V., HAMER, K., BÄÄTJER, M., ULBRICHT, J.P., SCHRÖTER, J. & SCHULZ, H.D. (1999): Thermal treatment of contaminated sediments environmental studies and technical experience of producing bricks at an industrial scale. in de Schutter, G. (Hrsg.): Characterisation and treatment of sediments. Proceedings of CATS 4 on the 12 th International Harbour Congress.S. 489-496, ISBN 9076019118.
- OBERMANN, P & S. CREMER (1991): Mobilisierung von Schwermetallen in Porenwässern von belasteten Böden und Deponien: Entwicklung eines aussagekräftigen Elutionsverfahrens. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten, Bd.6, Landesamt für Wasser und Abfall NRW, 127S.
- VAN DER SLOOT, H.A, HOEDE, D. & P. BONOUVRIE (1991): Comparison Of Different Regulatory Leaching Test Procedures For Waste Materials And Construction Materials. 90 S., ECN.
- VAN DER SLOOT, H.A, COMANS, R.N.J. & O.HJELMAR (1996): Similarities in the leaching behaviour of trace contaminants from waste, stabilized waste, construction materials and soils. The Science of the Total Environment, 178: 111-126.
- Wahlström, M. (1996): Nordic recommendation for leaching tests for granular waste materials. The Science of the Total Environment, 178: 95-102.

Ermittlung der Grundwasserneubildung für das Einzugsgebiet Kalahari im semiariden Norden Namibias unter Berücksichtigung hydrochemischer und geologischer Daten

Heike Klock, Peter Udluft

Lehr- und Forschungsbereich Hydrogeologie und Umwelt, Universität Würzburg, Pleicherwall 1, 97070 Würzburg

Einleitung

Neubildungsraten für die Kalahari, ein semiarides Gebiet, das das südliche Afrika auf 2.5·10⁶ km² mit sandigen Sedimenten bedeckt, werden seit mehreren Jahrzehnten diskutiert. Während frühere Veröffentlichungen annehmen, dass Grundwasserneubildung durch eine mehrere Meter mächtige Sandbedeckung wegen geringer Niederschläge, Evaporationsraten und der Wasserretentionskapazität der mächtigen ungesättigten Zone nicht möglich sei (Martin 1961; Boocock & Van Straten, 1962; Bailleul, 1975), zeigten andere Arbeiten, die Isotopen und hydrochemische Daten in der gesättigten und ungesättigten Zone benutzten sowie durch Grundwasserganglinien-Interpretation, dass Neubildung zumindest lokal stattfindet (Mazor et al., 1977; Verhagen et al., 1974; Foster et al., 1982). In den letzten Jahren wurden mittels der Chlorid-Bilanz-Methode in ungesättigter und gesättigter Zone Neubildungsraten zwischen 0.3 und 10 % des mittleren jährlichen Niederschlages für Bereiche, die mit Sedimenten der Kalahari-Gruppe bedeckt sind (Wrabel, 1999) und Raten zwischen 0.01 und 13 % für die umgebenden Festgesteinsrücken ermittelt (Mainardy, 1999). Mit der Anwendung eines inversen Mischungszellenansatzes haben Kuells et al. (in press) den Einfluss von Flutwasser durch mächtige Kalaharibedeckung in den regionalen Aquifer mit 1.81 % des totalen Grundwasserfluss in einem 1200 km² großen Arbeitsgebiet am westlichen Kalaharirand in Namibia ermittelt.

Bei der Erstellung eines Grundwasserströmungsmodells für das Kalahari-Einzugsgebiet (150 000 km²) im semiariden Norden Namibias wurden die Neubildungsdaten aus der Literatur mit geologischen Parametern regionalisiert. Dabei wurde angenommen, dass die Neubildung im gesamten Arbeitsgebiet stattfindet und innerhalb der geologischen Einheiten gleichmäßig verteilt auftritt. Die dabei ermittelte Grundwasserneubildung führt in dem Grundwasserströmungsmodell zu berechneten Grundwasserständen, die erheblich über den gemessenen liegen. Innerhalb der sinnvollen hydraulischen Parameter konnte die Grundwasserneubildung auf 0.1 bis 6 mm (0.02 bis 2 % des mittleren jährlichen Niederschlags) festgelegt werden.

Da nicht davon auszugehen ist, dass die ermittelten Neubildungswerte fehlerhaft sind, muss der Fehler in der räumlichen Verteilung der Neubildung im Einzugsgebiet liegen. Aus diesem Grund wurde eine Strategie zur Ermittlung der Grundwasserneubildung erarbeitet, die im Bereich der Grundwasserscheide Neubildungswerte ermittelt und diese mittels Hydrochemie und Geologie sinnvoll auf das gesamte Einzugsgebiet regionalisiert.

Methodik

Die Ermittlung absoluter Neubildungswerte erfolgte mittels der Chlorid-Bilanz-Methode. Grundlage hierfür ist der Massenerhaltungssatz, der hier angewendet folgendermaßen lautet:

$$R = (P * Cl_P) / Cl_{GW}$$

<u>R</u> = Grundwasserneubildung (mm)

P = Mittlere Jährlicher Niederschlag (mm)

<u>Cl_P</u> = <u>Chloridkonzentration im Niederschlag (mg/l)</u>

 $CL_{GW} = Chloridkonzentration im Grundwasser (mg/l)$

Diese Methode ist nur unter folgenden Bedingungen anwendbar:

Es darf keine unterirdischer Zustrom vorliegen und kein oberirdische Abfluss. Im ersten Fall könnte man nur Anteile der Neubildung am Grundwasserstrom berechnen, im zweiten müsste die Niederschlagsmenge um den oberirdischen Abfluss verringert werden. Die Voraussetzungen für die Anwendung der Chlorid-Bilanz-Methode im Grundwasser sind im Bereich der Grundwasserscheide im Einzugsgebiet Kalahari erfüllt. Die Verarbeitung der Daten erfolgte mit Hilfe des geographischen Informationssystems IDRISI, in dem eine Chloridkonzentrationskarte des Grundwassers (ca. 3300 hydrochemische Analysen liegen für das gesamt Arbeitsgebiet vor [Huyser 1982 und eigenen Analysen]), eine Verteilungskarte der Chloridkonzentration im Niederschlag (Wrabel, 1999) und eine Karte des mittleren jährlichen Niederschlags (ca. 30 Niederschlagsstationen im Arbeitsgebiet) verrechnet wurden und der Bereich der Grundwasserscheide extrahiert wurde.

Zur Kartierung potentieller Neubildungsgebiete wurde die Änderung des Chloridgehalts parallel zum Grundwasserstrom verwendet. Auf Grund der hohen Löslichkeit von Chlorid im Grundwasser kann eine Verringerung des Chloridgehalts hier nicht aus der Chloridausfällung resultieren, sondern nur durch Zumischung von Wasser mit geringerer Chloridkonzentration, also Neubildungswasser. Zuverlässig ist diese Methode nur unter den Voraussetzungen, dass kein konvergentes Fließen vorliegt (Mischung von Grundwässern mit unterschiedlichen Chloridkonzentrationen könnte eine Mischung mit Neubildungswasser vortäuschen). Des weiteren ist zu berücksichtigen, dass diese Methode eigentlich Bereiche kartiert in denen Neubildungswasser in den regionalen Aquifer eingemischt wird und nicht unbedingt die wirklichen Neubildungsgebiete. Es ist also zur Unterscheidung "Neubildungsgebiet" "Neubildungszumischungsgebiet" und die Einbeziehung hydrogeologischer Vorkenntnisse nötig.

Zur Regionalisierung der Grundwasserneubildung muss neben der qualitativen Bewertung eine quantitative Zuordnung erfolgen. Da die Grundwasserscheide hauptsächlich von Festgesteinen gebildet wird, der größte Teil des Einzugsgebietes jedoch mit Lockersedimenten der Kalahari-Gruppe bedeckt ist, verbietet sich eine Übertragung des auf der Grundwasserscheide ermittelten mittleren Neubildungswertes auf das gesamte Arbeitsgebiet. Die Neubildungswerte auf der Grundwasserscheide müssen geologischen Einheiten zugeordnet und auf das gesamte Einzugsgebiet übertragen werden. Diese Zuordnung erfolgt mittels geologischer Karten in dem geographischen Informationssystem IDRISI.

Ergebnisse und Diskussion

Die für die Grundwasserscheide des Einzugsgebietes Kalahari ermittelten Neubildungswerte liegen im Mittel bei 16 mm/Jahr, wobei der meiste Teil der mit Kalahari-Sedimenten bedeckten Bereiche Neubildungsraten kleiner als 2 mm aufweist. Im Bereich des Otavi-Berglandes treten die größten Neubildungswerte mit über 50 mm/Jahr auf.

Die als potentielle Neubildungsgebiete kartierten Bereich bedecken 14 % des Einzugsgebietes. Würde man diesen Gebieten die mittlere Neubildung der Grundwasserscheide zuordnen, so erhielte man eine absolute Neubildungsmenge von 3.38·10⁸ m³/Jahr.

Durch Zuordnung der Neubildung zu entsprechenden Klassen (Otavi-Bergland 60 mm, Etjo-Sandsteine und Damara-Quarzit 30 mm, andere Festgesteine 6 mm und Lockersedimente der Kalahari-Gruppe 2 mm) ergibt sich für das gesamte Einzugsgebiet eine Neubildungsmenge von 1.96·10⁸ m³/Jahr. Das entspräche gleichmäßig auf das gesamte Arbeitsgebiet verteilt einer Neubildungsmenge von 1.3 mm/Jahr und liegt somit im Rahmen der mittels des Grundwasserströmungsmodells ermittelten Werte.

Die Diskrepanz zwischen den Literaturwerten und dem Grundwasserströmungsmodell liegt also wie vermutet in einer wesentlich komplizierteren Neubildungsverteilung innerhalb des Kalahari-Einzugsgebietes als zuvor angenommen.

Ausblick

Zusätzlich zu der bisherigen Abschätzung der Neubildung sollten die Werte mit anderen Methodiken kritisch überprüft werden:

- Verwendung von Satellitenbildern zur Kartierung von potentiellen Neubildungsgebieten
- Berechnung der Neubildung in einem Wasserhaushaltsmodell unter Berücksichtigung bodenphysikalischer und täglicher meteorologischer Daten
- Vergleich mit punktuell ermittelten Neubildungswerten durch die Chlorid-Bilanz-Methode in der ungesättigten Zone

Literatur

- BAILLEUL, T.A.1975. Reconnaissance survey of the cover sands in the Republic of Botswana. J. Sediment. Petrol., 45: 494-503.
- BOOCOCK, C. AND VAN STRATEN, O.J. 1962. Notes on the geology and hydrology of the central Kalahari region, Bechuanaland Protectorate. Trans. Geol. Soc., S. Afr., 65: 125-171.
- FOSTER, S.S.D., BATH, A.H., FARR, J.L. AND LEWIS, W.J. 1982. The likelihood of active groundwater recharge in the Botswana Kalahari. *J. Hydrol.*, 55: 113-136.
- HUYSER, D.J. 1982. Chemiese Kwaliteit van die ondergronds waters in Suidwes-Afrika/Namibie. Nasionale Instituut vir Waternavorsing & Department van Waterwese Suidwest-Afrika/Namibie. Pretoria/Windhoek.
- KUELLS, C., ADAR, E. M. AND UDLUFT, P. (IN PRESS). Resolving patterns of groundwater flow by inverse hydrochemical modelling in a semi-arid Kalahari basin. IAHS Publ. (in press), Proc. Tram Conf, Liege, May 2000.
- MAINARDY, H. 1999. Grundwasserneubildung im Übergangsbereich zwischen Festgesteinsrücken und Kalahari-Lockersedimentüberdeckung (Namibia). Ph. D. dissertation 148p. Bayerische Julius-Maximilians-Universität, Würzburg, Germany.
- MARTIN, H. 1961. Hydrology and water balance of some regions covered by Kalahari sands in South West Africa. Inter-Afr. Conf. On Hydrology, Nairobi.
- MAZOR, E., VERHAGEN, B.Th., SELLSCHOP, J.P.F, JONES, M.T., ROBINS, N.E., HUTTON, L. AND JENNINGS, C.M.H., 1977. Northern kalahari groundwater: hydrogogic, isotopic and chemical studies at Orapa, Botswana. J. Hydrol., 34: 203-234.
- VERHAGEN, B.Th., MAZOR, E. AND, SELLSCHOP, J.P.F, 1974. Radiocarbon and tritium evidence for direct recharge to groundwater in the northern Kalahari. Nature, 249: 643-644.

WRABEL, J. 1999. Ermittlung der Grundwasserneubildung im semiariden Bereich Namibias mittels der Chlorid-Bilanz-Methode. HU – Forschungsergebnisse aus dem Bereich Hydrogeologie und Umwelt, 16: 1-155.

Von der Visualisierung des Untergrundes zur statistischen Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers

Philipp Magiera

Institut für Geowissenschaften, Abteilung für Angewandte Geologie, TU Braunschweig Pockelsstr. 4, 38106 Braunschweig, Tel.: 0511 6432591, email: ph.magiera@tu-bs.de

Zusammenfassung

Um eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung zu ermöglichen, ist das Wissen um die Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers bzw. die Schutzfunktion des Untergrundes im Untersuchungsgebiet nötig. Dabei muss der gesamte Untergrund in die Betrachtung einbezogen werden. Lithostratigraphische Untergrundmodelle sind als Grundlage hierfür unumgänglich. Sie können mittels der Virtual Reality Modelling Language (VRML) interaktiv visualisiert werden. Weiterhin dienen sie im GIS zur Ableitung von Parametern, die zur Erklärung von anthropogenen Stoffeinträgen in das Grundwasser mittels logistischer Regression benötigt werden.

Einleitung

Niedersachsen als großenteils agrarisch geprägtes Flächenland hat Probleme mit einer zunehmenden Belastung des oberflächennahen Grundwassers durch Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft. Besonders in Wasserschutzgebieten hat sich vielerorts herausgestellt, dass die herkömmliche Schutzstrategie, also die Festlegung von Schutzzonen mit unterschiedlicher Nutzungsintensität, nicht immer zum Erfolg, d.h. einem unbelasteten Rohwasser, geführt hat. Schutzzonen orientieren sich an hydraulischen Gegebenheiten, wichtig wäre jedoch ein Schutz der Gebiete mit einer herabgesetzten Schutzfunktion. Eine solche flächenhafte Bewertung der Empfindlichkeit des Grundwassers ist Ziel des in Arbeit befindlichen Pilotprojektes "Bewertung der Schutzfunktion des Untergrundes in niedersächsischen Wasserschutzgebieten in Hinblick auf das genutzte Grundwasser", das aus Mitteln nach §47 h NWG ("Wassergroschen") finanziert wird.

Untersuchungsgebiete und Datenerhebung

Räumliche Basis des Pilotprojektes sind drei Wasserschutzgebiete (WSG) in den Lockergesteinsgebieten Niedersachsens, namentlich die WSG Kirchdorf, Panzenberg und Wittkoppenberg. Alle drei Gebiete liegen im Bereich der Geest, ihr geologischer Aufbau ist relativ ähnlich: Der wenig reliefierten Tertiäroberfläche aus Schluffen oder Feinsanden liegt eine Abfolge sandig-kiesiger glazialer Sedimente auf, die im Hangenden von einem z.T. erodierten Geschiebelehm bzw. Geschiebemergel abgedeckt wird. Diese Grundmoräne wird teilweise von Flugsanden oder Moorbildungen überdeckt. In zwei der Gebiete ist während des Elster-Glazials eine Erosionsrinne in die Tertiäroberfläche eingetieft worden. Bis zu 200 m Tertiär wurden lokal ausgeräumt und durch eine Abfolge von Sanden und zwischengeschalteten Beckenschluffen (sog. Lauenburger Ton) ersetzt. Aus dieser mächtigen glazialen Folge wird Grundwasser entnommen. Durch das hohe Alter des tiefen Grundwassers (Mischwasser > 5000 a) treten dort noch keine anthropogenen Beeinträchtigungen auf. Anders bei den Brunnen, die aus der ungestörten glazialen Folge, d.h. aus Tiefen bis 60 m, fördern: Hier werden Nitratkonzentrationen von über 200 mg/l erreicht. In einem ersten Schritt wurden alle für die drei WSG vorhandenen Daten zusammengetragen, um eine Basis für die Erklärung der beobachteten Kontaminationen zu schaffen. In

Datenbanken und GIS wurden die Datenebenen Nutzung, DHM, Klima, Grundwasserstände, Geologische und Bodenkundliche Karten, Grundwasseranalysen und Schichtenbeschreibungen von Bohrungen vereinigt. Aus diesen Grundlagen abgeleitet wurde die Sickerwasserrate nach DIN 19687 sowie lithostratigraphische Untergrundmodelle für die drei Untersuchungsgebiete.

Dreidimensionale Visualisierung des Untergrundes

Die Erstellung der lithostratigraphische Untergrundmodelle erfolgte mit Hilfe von GIS und basiert auf der Vernetzung von Profilschnitten mittels Triangulation. Die Profilschnitte sind durch Generalisierung aus den Schichtenbeschreibungen abgeleitet. Ein Ergebnis der Triangulation sind Dateien der Unterflächen jeder in den Profilschnitten ausgeschiedenen Schicht. Da die Möglichkeiten der Visualisierung solcher Schichtenmodelle im benutzten GIS Arc/Info® äußerst beschränkt sind - es können nur Graphikdateien erzeugt werden - wurde nach einer Möglichkeit gesucht, die flexiblere Lösungen bietet. Als universelle und standardisierte (ISO 14772) Möglichkeit bot sich die Nutzung der Virtual Reality Modelling Language (VRML) an. VRML ist ein objektorientiertes Format für die Beschreibung interaktiver dreidimensionaler Räume. Wie HTML ist VRML als reine ASCII-Datei lesbar und plattformübergreifend von web-browsern mittels eines plug-in lokal oder über Netz visualisierbar. VRML beschreibt die im dreidimensionalen Raum wiederzugebenden Objekte als Knoten, jede Schicht wird als Geometrie-Knoten definiert, dem über Material-Knoten Eigenschaften wie Farbe oder Textur zugewiesen werden können. Weitere Knoten können Skripte enthalten (Moore et al. 1999). Für die Repräsentation geowissenschaftlicher Inhalte bieten sich die IndexedFaceSet- und die ElevationGrid-Knoten an. Erstere sind zur Wiedergabe von TINs entworfen, letztere für regelmäßige Rastergeometrien. Es existiert eine Vielzahl von Wegen zur Konvertierung von GIS-Daten in VRML-Knoten, ein Weg, der ohne VRML-Autorenwerkzeug auskommt, ist hier kurz beschrieben:

Zunächst müssen die Schichtuntergrenzen aus dem GIS exportiert werden. Ein Dateiformat, das viele GIS unterstützen, ist das USGS-DEM-Rasterformat, ein standardisiertes ASCII-Format für Höhenmodelle. Diese Höhenmodelle können z.B. mit Hilfe des shareware-Programms 3dem (http://www.monumental.com/rshorne) eingelesen und visualisiert sowie als VRML97-Dateien exportiert werden. Die Erzeugung der Oberflächen erfolgt über ElevationGrid-Knoten, die Oberflächen werden als regelmäßige Raster aufgebaut. Innerhalb 3dem können den verschiedenen Höhenstufen Farben zugeteilt werden, diese werden in der VRML-Welt als Textur über die Geometrie gelegt. Für jede Schicht, die innerhalb eines Modells dargestellt werden soll, ist die Erzeugung einer einzelnen VRML-Datei nötig. Die einzelnen Dateien können dann auf zwei Wegen zu einer Gesamtdatei zusammengeführt werden: Mittels einer Meta-Datei, die nur inline-Knoten mit Verweisen zu den Einzeldateien enthält, oder über das Zusammenfügen der einzelnen Geometrien in eine Datei mittels Texteditor. Abschließend können den einzelnen Schichten noch Material- bzw. Farbeigenschaften zugewiesen werden und bei Bedarf zusätzliche Elemente in die VRML-Welt aufgenommen werden (Beschriftungen, Bohrungen als Zylinderobjekte o.ä.). Auch die Definition von Ansichtspunkten oder Kamerapfaden zur geführten Visualisierung der Modelle ist möglich. Ein (statisches) Beispiel zeigt Abb. 1, interaktive Beispiele sind unter http://www.tu-bs.de/~pmagiera (VRML auswählen) zu sehen.

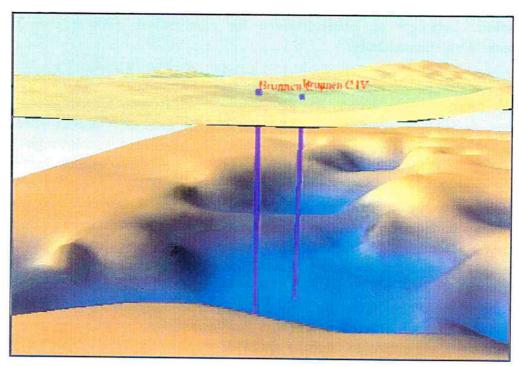


Abbildung 6: Ausschnitt aus einer VRML-Welt mit zwei Schichten und Brunnen.

Methodik

Die mit GIS erzeugten und mittels VRML visualisierten Untergrundmodelle bilden die Basis für die weitere Bearbeitung. Denn die Betrachtung des gesamten Untergrundes, soweit für die Grundwasserförderung relevant, ist eine der Randbedingungen im Pilotprojekt. Weitere zu beachtende Randbedingungen sind:

- Aussagekraft f
 ür wichtige Schadstoffgruppen in WSG
- Übertragbarkeit
- Verifizierbarkeit
- Berücksichtigung spezieller RedOx-Bedingungen (reduziertes Grundwasser)
- Praktische Anwendbarkeit mit GIS Vergleichbarkeit der Ergebnisse

Die Auswahl einer Methodik zu Abschätzung der Empfindlichkeit des Grundwassers in niedersächsischen Lockergesteinsgebieten orientiert sich an diesen Vorgaben. Ein Vergleich der in einer Literaturstudie erfassten Methoden mit den im Projekt gültigen Randbedingungen führte zum Ausscheiden eines Großteils der untersuchten Methoden, insbesondere mathematischer Ansätze. Der Test von drei existierenden Methoden in den WSG, die jeweils einem Teil der Randbedingungen genügten, ergab schwer vergleichbare Ergebnisse (Magiera 2000).

Als richtungsweisend bezüglich Übertragbarkeit, Verifizierbarkeit und Vergleichbarkeit stellten sich bei der Literaturstudie die statistischen Verfahren heraus. Verschiedene AutorInnen nutzten Korrelations- und Regressionsanalyse zur Erstellung von Karten der Empfindlichkeit des Grundwassers (z.B. Schleyer 1993, Druliner & McGrath 1996, Teso et al. 1996, Nolan et al. 1997). Weil mit ihr auch klassifizierte Daten in die Untersuchung mit einbezogen werden können, wurde die logistische Regression genutzt, um potenzielle Einflussfaktoren auf im Grundwasser gemessene anthropogene Verunreinigungen auf ihre Signifikanz zu testen. Die logistische Regression liefert im Gegensatz zur linearen Regression keine Werte der unabhängigen Variablen, sondern Überschreitungswahrscheinlichkeiten für einen vorher festgesetzten Schwellenwert. Im Falle dieses Projektes waren die

Schwellenwerte orientiert an Literaturwerten für eine sichere anthropogene Herkunft verschiedener Wasserbestandteile.

Vorläufige Ergebnisse

Die logistische Regression wurde für die Parameter elektrische Leitfähigkeit, Kalium, Ammonium, Sulfat und Nitrat durchgeführt, da hierfür genügend Grundwasseranalysen vorhanden waren. Andere anthropogene Stoffe wie z.B. organische Verbindungen konnten mangels Daten nicht betrachtet werden. Für diese fünf Parameter wurden insgesamt 33 Prädiktoren herangezogen, um die Überschreitung der Schwellenwerte jedes Schadstoffes zu erklären. Genutzt wurden beispielsweise Tonanteile im Boden, Sickerwasserrate, Anteil des Geschiebelehms in der ungesättigten und gesättigten Zone oder Prozentanteile verschiedener Nutzungsarten. Dabei bezogen sich die Prädiktoren nicht nur auf den Messpunkt (bspw. Messstelle), sondern auch auf nach der Grundwasserströmungsrichtung ausgerichtete dreidimensionale Räume im Untergrund. Für unterschiedlich dimensionierte keilförmige Räume wurden die Prädiktoren gemittelt oder ihr Schwerpunktwert bestimmt, so dass statistische Modelle für eine Vielzahl von Einflussbereichen erstellt werden konnten. Momentan werden die erzeugten Modelle Gütetests unterzogen. Danach soll für jeden der werden. vorgeschlagen mit dessen Parameter ein Modell Überschreitungswahrscheinlichkeit des gesetzten Schwellenwertes bestimmt werden kann. So wird es beispielsweise möglich sein, in einem WSG die Überschreitungswahrscheinlichkeit für Nitrat > 2 mg/l in einer bestimmten Tiefe zu prognostizieren. Flächen, die eine hohe Überschreitungswahrscheinlichkeit aufweisen, sind besonders empfindlich gegenüber Düngung und müssen im Management des WSG eine gesonderte Stellung einnehmen. Eine solche Methodik kann die flächenhafte Bewertung der Verschmutzungsempfindlichkeit des Grundwassers und damit eine nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung niedersächsischen Lockergesteinsgebieten entscheidend unterstützen.

Literatur

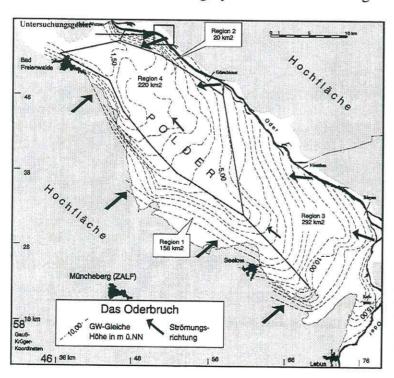
- DRULINER, A., McGrath, T. (1996): Relations of nonpoint-source nitrate and atrazine concentrations in the High Plains Aquifer to selected explanatory variables in six Nebraska study areas; USGS Water-Resources Investigations Report 95-4202, Eigenverlag, Lincoln, 51 S.
- MAGIERA, Ph. (2000): GIS-gestützte Bewertung der Empfindlichkeit des Grundwassers; Arbeitshefte Wasser, im Druck
- MOORE, K., DYKES, J., WOOD, J. (1999): Using Java to interact with geo-referenced VRML within a virtual field course; Computers & Geoscience 25:1125-1136.
- NOLAN, B., RUDDY, B., HITT, K., HELSEL, D. (1997): Risk of nitrate in groundwaters of the United States A national perspective; Environ. Sci. Tech. 31:2229-2236.
- SCHLEYER, R. (1993): Kartierung der Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasser durch multivariate statistische Auswertung geologischer, geographischer und hydrochemischer Daten; Wasser-Boden-Luft-Hefte, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, 142 S.
- TESO, R., POE, M., YOUNGLOVE, T., McCOOL, P. (1996): Use of logistic regression and GIS modeling to predict groundwater vulnerability to pesticides; J. Environ. Qual. 25:425-432.

Das Verhalten von Eisen und Mangan in einem anoxischen Grundwasserleiter im Oderbruch

G. Massmann¹, A. Pekdeger¹, J. Quast² & M.-T. Schafmeister³

Einleitung

Im Rahmen des DFG-Schwerpunkts "Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Grundwasser und Sickerwasser" werden seit einigen Jahren umfangreiche Untersuchungen in einem anoxischen Grundwasserleiter im Oderbruch vorgenommen. Das im östlichen Brandenburg gelegene Oderbruch gilt mit einer Größe von 80000 Hektar als größtes geschlossenes Flusspoldergebiet Deutschlands. In den letzten 250 Jahren wurden in der ehemaligen Auenniederung umfangreiche Meliorationsmaßnahmen durchgeführt (u.a. Deichbau, Verkürzung des Oderlaufs, Installation eines umfangreichen Grabensystems), die dazu führten, dass die Grund- und Oberflächenwasserstände im Oderbruch ganzjährig unter dem Wasserstand der Oder liegen. Die Grundwasserhydraulik wird durch das lateral in den Grundwasserleiter infiltrierende Drängewasser der Oder und den Grundwasserzustrom aus den westlich gelegenen Hochflächen geprägt (Abb.1). Über ein umfangreiches Entwässerungssystem wird das Drängewasser aus dem Polder nach Norden



abgeführt. Während Infiltrationsvorgangs oxische Uferfiltrat entlang seines Fließweges zunehmend reduziert. Aus diesem Grund wurde das Oderbruch fiir den DFG-Schwerpunkt als Untersuchungsgebiet für die Erforschung von Redoxfeldern in naturnahen Systemen ausgewählt.

Abb. 7: Hydraulischer Überblick über das Oderbruch; Lage des Untersuchungsgebietes Bahnbrücke (*KoFOD et al.* 1997)

Untersuchungsziele

Um den Uferfiltrationsprozess genau beschreiben zu können, soll im Rahmen des Projektes an einem exemplarisch ausgewählten, odernahen Untersuchungsstandort "Bahnbrücke" das hydraulisch-hydrochemische System detailliert erfasst werden. Neben einer dreidimensionalen, instationären hydraulischen Modellierung ist auch die gekoppelte Modellierung von Stofftransport und Stoffumsätzen entlang einzelner Strompfade vorgesehen. Ziel ist die Quantifizierung und Bilanzierung der Stoffumsätze bei der

¹Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik, FU Berlin

²Institut für Landschaftwasserhaushalt, ZALF Müncheberg

³Institut für Geologische Wissenschaften, EMAU Greifswald

Uferfiltration. Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt dabei in der Betrachtung redoxrelevanter Prozesse. Während sich bisherige Arbeiten im Oderbruch ausschließlich auf den oberflächennahen Teil (bis 7 m u. GOK) des 20-30 m mächtigen Grundwasserleiters beschränkten, sollen die laufenden Untersuchungen erstmals den Grundwasserleiter in seiner gesamten vertikalen Erstreckung erfassen.

Methodik

Zunächst musste ein für die Untersuchungen geeignetes Messstellenfeld installiert werden. Es wurden 18 neue Grundwassermessstellen an insgesamt 10 Standorten im Bereich einer bereits bestehenden Transekte (Bahnbrücke) eingerichtet. Zwecks teufenorientierter Erfassung von Potentialen und hydrochemischen Parametern des Grundwassers wurden die Messstellen in unterschiedlichen Tiefen bzw. als Multilevel-Brunnen ausgebaut. Es wurden insgesamt 10 Bohrkerne mit Endteufen von bis zu 26 m u. GOK gewonnen. Der deichparallele Hauptentwässerungsgraben (Laufgraben) konnte auf einer Länge von 2 km kartiert, Graben und Oder (in Zusammenarbeit mit der AG Hydrogeologie Bremen und dem Wasser- und Schifffahrtsamt Hohensaaten) beprobt werden. Das etwa 1 km² große Messstellenfeld Bahnbrücke besteht nach Abschluss der Geländearbeiten aus insgesamt 27 Messstellen. Seit September 1999 werden 14-tägig Grund-, Graben- und Oderwasserstände gemessen. 8 Messstellen sind mit automatischen Datenloggern bestückt. In Abständen von 3 Wochen werden Abflussmessungen an 5 Standorten im Laufgraben durchgeführt. Alle 2 Monate werden Grund- und Oberflächenwässer hydrochemisch beprobt (Bestimmung der physikochemischen Feldkennwerte, Hauptkationen und -anionen, DOC, δ^{18} O/ δ^{2} H-Isotope). Die gewonnenen Feststoffproben (Aquifer, Oder- und Grabensohle) wurden im Labor auf modellrelevante physikalische und geochemische Parameter untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Grundwasserhydraulik

Der überwiegend fein- bis mittelsandige Grundwasserleiter ist im Untersuchungsgebiet 16 bis 24 m mächtig. Er ist an seiner Basis gröber (grobsandig bis kiesig) und wird im Liegenden durch einen Geschiebemergel begrenzt. Eine 1 bis 3 m mächtige Auelehmbedeckung bewirkt, dass es sich um einen gespannten Grundwasserleiter handelt. Durch grobsandige Kiese an der Flusssohle besteht zwischen Oder und Grundwasserleiter ein enger hydraulischer Kontakt. Die Oder wirkt als Wasserscheide, das Oderwasser infiltriert lateral in den Grundwasserleiter. Der deichparallele Laufgraben hat die größte Bedeutung für die Drängewasserentlastung des Gebietes. Die Drainagewirkung des Grabens variiert aufgrund der sehr unterschiedlichen Beschaffenheit der Grabensohle, die streckenweise von bis zu 2 m mächtigen Ton-, Schluffund Muddeablagerungen bedeckt ist, stark. Je nach Durchlässigkeit werden etwa 20-80 % des infiltrierenden Oderwassers über den Laufgraben abgeführt.

Hydrochemie

Während des Infiltrationsvorgang kommt es mit zunehmendem Fließweg zu einer Reihe von Redoxreaktionen. Im ursprünglich oxischen Oderwasser enthaltene Elektronenakzeptoren werden der Reihe nach, jedoch mit fließenden Übergängen, verbraucht. Als Reduktionsmittel dient dabei vermutlich organische Substanz. Die ersten geochemischen Auswertungen zeigen, dass die Redoxprozesse bis zur Gebietsgrenze (etwa 700 m Entfernung von der Oder) noch nicht abgeschlossen sind. Im bereits nach wenigen dm Untergrundpassage sauerstoff- und nitratfreien Grundwasser spiegeln Eisen und Mangankonzentrationen die Veränderungen des Redoxmilieus am besten wider. Die Gehalte an Mangan nehmen mit zunehmender Entfernung von der Oder zunächst zu, um dann deutlich abzusinken. Die Eisengehalte nehmen entlang des Fließweges kontinuierlich bis zur Gebietsgrenze zu. Die niedrigsten Eisengehalte finden sich in den Bereichen mit den höchsten Mangangehalten. Durch Reduktion von Mangan-

(Hydr)Oxiden kommt es zum Anstieg von Mn²⁺ in Lösung. Eine mögliche Erklärung für das darauf folgende Absinken der Mangangehalte bei gleichzeitigem Anstieg der Eisengehalte wäre die Fällung von Mn²⁺ als MnCO₃ (Rhodochrosit), die durch die aus der Lösung von Eisen-(Hydr)oxiden resultierende pH-Wert Verschiebung und Erhöhung des Hydrogenkarbonatgehalts begünstigt wird (MATSUNGA *et al.* 1993). Bis zur Gebietsgrenze kann keine Sulfatreduktion beobachtet werden.

Großräumige Betrachtung der Hydrochemie

Nachdem deutlich wurde, dass die Redoxprozesse 700 m landeinwärts noch nicht abgeschlossen sind, wurden die hydrochemischen Betrachtungen weiter in Richtung Zentrum des Oderbruchs ausgedehnt. Erkenntnisse über die hydrochemischen Verhältnisse des oberflächennahen Grundwassers lagen dort bereits vor (KOFOD et al. 1997, LIEDHOLZ 1999), eine weitere tiefe Grundwassermessstelle wurde installiert. LEDHOLZ (1999) konnte zeigen, dass die höchsten Eisen-, DOC- und Sulfatgehalte im Zentrum des Bruchs auftreten, während das Redoxpotenzial dort besonders niedrig ist. Die laufenden Untersuchungen ergaben, dass auch in den tieferen Grundwasserleiterbereichen die Sulfat- und Eisengehalte deutlich über den Oderwasserwerten liegen. Während die Zunahme der Eisenkonzentrationen durch fortschreitende Reduktionsprozesse entlang des Fließweges zu erklären ist, müssten die Sulfatgehalte entweder konstant bleiben oder, bei Einsetzten der Sulfatreduktion, abnehmen. KOFOD et al. (1997) und LIEDHOLZ (1999) gehen deshalb davon aus, dass die oberflächennahe Grundwasserchemie im "nassen Polder" trotz der nur geringen Grundwasserneubildung maßgeblich durch einen Sickerwassereinfluss von oben geprägt wird. Durch die Oxidation feinverteilter Eisensulfide in den Auenböden wird vermutlich Sulfat- und Eisen über das Sickerwasser in das Grundwasser eingetragen. In Sickerwasserprofilen (MASSMANN 1998) konnten ein Zunahme von Sulfat bei gleichzeitiger Abnahme von Nitrat mit der Tiefe beobachtet werden, so dass neben Sauerstoff vermutlich auch Nitrat als Oxidationsmittel fungiert. Die ebenfalls erhöhten Sulfatgehalte in den tieferen Grundwasserleiterbereichen verdeutlichen, dass ein Austausch und eine Mischung des Grundwassers in vertikaler Richtung erfolgen muss. In Abbildung 2 werden modellhaft das Fließschema, die verschiedenen Prozesse bei der Infiltration sowie Größenordnungen der

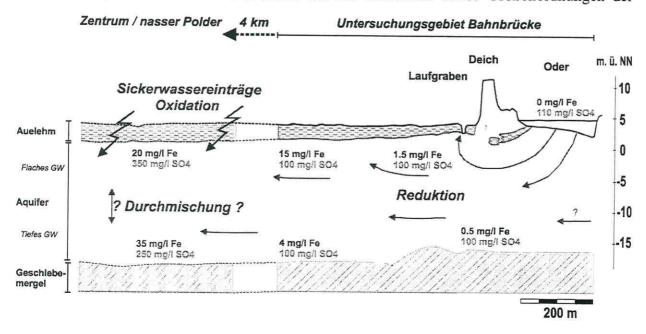


Abb.2: Modellhafte Darstellung der Prozesse bei der Infiltration im Oderbruch, Größenordnungen der Eisen- und Sulfatkonzentrationen [mg/l] im Winter 1999/2000

Eisen- und Sulfatgehalte in den verschiedenen Bereichen dargestellt.

Literatur

- KOFOD, M., SCHÜRING, J., MERZ, C., WINKLER, A., LIEDHOLZ, T., SIEKMANN, I. & ISENBECK-SCHRÖTER, M. (1997): Der geochemische Einfluss von Sickerwasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen auf das Grundwasser im Oderbruch; Z. dt. geol. Ges. 148 / 3-4, S. 389-403, 9 Abb., 8 Tab.
- LIEDHOLZ, T. (1999): Die hydrochemischen Verhältnisse im oberflächennahen Grundwasser des Oderbruchs; Dissertation, Freie Universität Berlin, FB Geowiss. [unveröff.]
- MASSMANN, G. (1998): Der Geochemische Einfluss des Sickerwassers auf das flachere Grundwasser im nördlichen Oderbruch; Dipl.-Arbeit Univ. Bremen, FB Geowiss., Bremen [unveröff.]
- MATSUNGA, T., KARAMETAXAS, G., VON GUNTEN, H.R. & LICHTNER, P.C. (1993): Redox chemistry of iron and manganese minerals in river-recharged aquifers: A model interpretation of a column experiment; Geochimica et Cosmochimica Acta 57, pp. 1691-1704

Geogenic sources for high Fluorine in Arumeru District natural waters

Exaud Mwende

Ministry of Water, Moshi Department, Box 324, Moshi, Tanzania

Introduction and statement of problem

The available little quantity of water is not only contaminated by hazardous pathogenic microorganisms and anthropogenic constituents, but also geogenic substances. One of the geogenic contaminant in waters is fluorine. The fluorine content in drinking water of Arumeru district exceeds the set water standards of 1.5 mg/l (WHO 1994)

Deformation of bones (skeletal fluorosis) results from water ingestion with high concentration of fluorine. It has been reported that among fluorine species in the groundwater only the free fluoride ions are deleterious, if they are not compensated by the Ca²⁺ (Krajnov et al. 1987). Besides the intake from drinking water, the staple foods of the Arumeru district and salt additive (locally known as "magadi") in food preparations contain high concentrations of fluoride and thus contribute to the high total fluoride ingestion (Table 1)

Table 1: Fluorine concentration in food, groundwater and evaporites in the study area.

	Fluorine content	Reference
Foodstuffs in north-eastern	Tanzania	
Food	2.50 – 13.75 ppm	MUNGURE et al. (1984)
Tea	100 – 200 ppm	Present study
Local salt "magadi"	430 – 14,900 ppm	Present study, MUNGURE (1984)
Domestic water in	North-eastern Tanzania	
Springs and groundwaters	< 0.1 – 67 mg/l	Present study

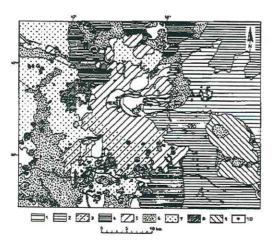


Fig.1: Main geologic units in the Arumeru district NE Tanzania . <u>Lahars</u>: 1 - Momella Lahar (Nzd3), 2 - Ngare Nanyuki/ Ongadongishu lahars (Nzd2), 4 - Lahars of various ages: Temi/Burka, Tengeru, Engosomit, Lemurge (Nzd). <u>Main cone groups</u>: 3 - Main cone group, partly covered by mantling ash, 5 - Main cone group (pyroclastics with subordinate nephelinitic and phonolitic lavas; Nvn, Nvm, Nvg), 9 - Ngurdoto cone group (Nvj). <u>Cones and ashes</u>: 7 - ashes (Nvf), 8 - parasitic cones of different petrology, 10 - ash cones,. <u>Fans</u>: 6 - alluvial fans and lake deposits

Objective and methods of investigations

The goal of the study is to establish origin and factors influencing the high concentration and distribution of fluorine in waters by using microscopic, geochemical, hydrogeological and hydrogeochemical methods which could allow forecasts to the fluorine contents in the surface and groundwaters occurring in areas composed of different rock types in Arumeru district.

Results

Rock and soil geochemistry

The results are based on 238 chemical water analysis and 70 rocks and soils chemical analysis, X-ray diffraction and microscopic analysis. The water analyses confirm the known conditions for the genesis of high fluorine concentrations in natural waters that is: high alkalinity (CO₃⁻⁻, HCO₃⁻) and pH associated with a comparatively low Ca-concentration. The main rock formations (according to Geological Map of Arusha, QDS 55) are alkali volcanic rocks, namely: phonolite, tephriphonolite, foidite (mostly nephelinite), phonotephrite, trachyte, trachyandesite, trachybasalt, basaltic andesite, basalt and picro-basalt (Fig. 2, TAS classification, Le Maitre et al. 1989). The development of the rocks follows alkali basalt to phonolite or trachyte, a tendency suggesting continental rifting. These rocks are low in Mg and Ca, a less possibility of binding fluorine in rocks and a condition depicting high fluorine in both surface waters and groundwaters. The fluorine content vary significantly within one rock type and from one place to another, but the high content occur in nephelinite, phonolites and trachytes and lowest content in basalts. Fluorine content varies between 300 ppm in basalt and 1600 ppm in both tephriphonolite and phonotephrite. It occurs as villiaumite, apatite and in kogarkoite, volcanic glass, hornblende,

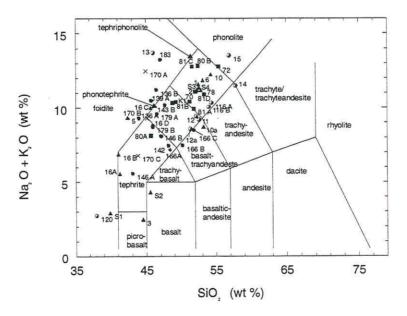


Fig.2: The chemical classification and nomenclature of the volcanic rocks of the study area using TAS diagram (Le Maitre et al. 1989).

sodalite, clay minerals such as illite and kaolinite, especially in highly weatherable pumices and pyroclastics.

Fluorine is enriched towards the end of magmatic process. The linear positive significant correlation between fluorine and trace elements Mo, and U with 1% uncertainty confirms to this conclusion. Uranium in a magmatic differentiation process is incompatible and is more enriched

in the fluid phase. The enriched U reacts with fluoride which is also enriched in fluid phase to form unstable chemical compounds. Mo and other elements such as W and Sn are enriched in the rest of magma and could react with fluoride during transportation in fluid magma and end up in mineralization (LAHERMO & NANYARO 1981).

Minerology of rocks and magadi

A fluorine bearing mineral identified in alkaline rocks is fluoroapatite. The low content of fluorine in the fluoroapatite coupled with its low solubility product cannot explain the high content of fluorine in Arumeru district natural waters. Trace quantities of fluorine occurs in hydroxyl substituted minerals, sodalite, muscovite, hornblende, kaolinite and illite. In magadi, fluorine minerals are villiaumite, kogarkoite.

A conceptual model for abnormal fluorine content and genesis

A conceptual model of fluorine content has been formulated based on the mineralogical composition and chemistry of the rock, soil, magadi water chemistry and precipitation. The soil texture vary from gravel to clay (> 30 % clay) and the computed capilarity rise is possible to a maximum of about 7.5 m (PRINZ 1991). The fluorine is released from the rocks by rock decomposition/alteration and is enriched in the uppermost soil horizon as villiaumite, kogarkoite or fluorite (Kilham and Hecky 1973) during the dry season. During the rainy season outwash and dissolution of these easily

leachable compounds leads to elevation of fluorine content in some shallow groundwaters (Fig. 3).

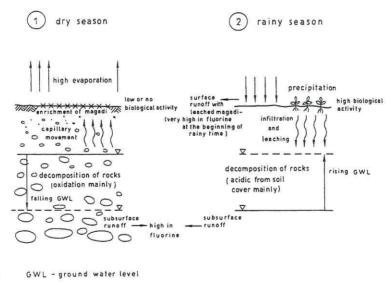


Fig.3: Conceptual model of 1) enrichment of fluorine in the upper soil horizon 2) leaching of fluorine from soil

Fluorine in groundwater in comparison to the host rocks

The correlation between fluorine in groundwaters with host rocks is shown in Figure 4 (about 160 data set). The occurring rock types and their groundwaters differ in fluorine content: 300 to 1600 ppm in rocks and < 1 to 67 mg/l in waters respectively. The lowest fluorine content (< 4 mg/l) was found in waters of the main cone group (pyroclastics with subordinate nephelinelitic

and phonolitic lavas), parasitic cones (alkaline rocks) and rhomb porphyry basalts of the Kilimanjaro region.

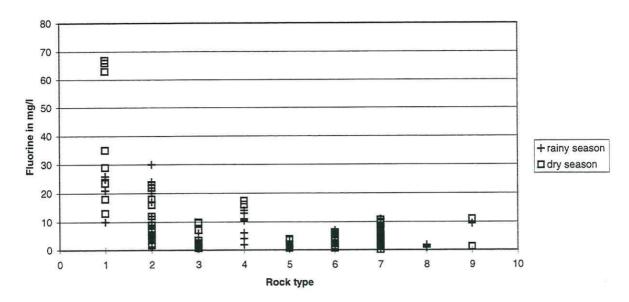


Fig. 4: Fluorine content in groundwaters of the main rock types.

Conclusions and recommendations

The fluorine content is fixed in sodic alkali rocks especially nephelinites and phonolites which occur mostly in pumices, ashes and pyroclastics. The salt encrustation "magadi", that is trona containing high content of fluorine on the river banks, discharge areas and on the edges of spring ponds and saline lakes especially in lithological unit 2 and 4 influence the concentration of fluorine in both surface and groundwaters.

About 70 % of the analysed domestic water sources exceed the recommended international drinking water standards of 1.5 mg/l F and about 20 % exceed the Tanzanian temporary drinking water standard of 8 mg/l F. The Tanzanian water standards ought to be revised.

The use of groundwaters from comparatively low fluorine content rock types 8, 5, 6, 3 and 7 is highly recommended, if their hydrogeological parameters permit this.

References

KILHAM, P. AND HECKY R. E, 1973: FLUORIDE: Geochemical and Ecological Significance in East African waters and Sediments. Limn. and Oceanogr. 18, 932-945.

Krajnov, S.R. and Shvets, V.M., 1987: Geochimija podzemnych vod chozjajstvennopit'evogo naznacenija (Geochemistry of Ground Waters for Supply).- Nedra, Moskva 1987, 237 p.

LAHERMO, P. W. & NANYARO, J. T. (1981): Note on the occurrence of fluorides in the natural waters in Tanzania with special reference to the Momella lakes, Mount Meru area. In: Groundwater in hard rocks, UNESCO African Regional Seminar, 14-21 September 198.1

LE MAITRE, R. W. 1989: A classification of Igneous Rocks and Glossary of Terms. Blackwell Scientific Publications LTD Oxford, London, 193 pp.

- MUNGURE, J.S., 1984: A correlative study of incidences of fluorosis and possible sources in Maji ya Chai Ward, Arusha Region, Tanzania.- MSc. Thesis, Dar-es-Salaam Univ., 98 p.
- PRINZ, H. (1991): Abriss der Ingenieurgeologie. 2. Auflage, Enke-Verlag, Stuttgart.
- WHO, 1994: Guidelines for drinking water quality. Vol. 2: Health Criteria and other supporting Information. Geneva

Einsatz von Eisenwerkstoffen zur in-situ-Immobilisierung von Uran im Grundwasserleiter

Chicgoua Noubactep
Institut für Geologie, TU Bergakademie Freiberg

Die in situ Grundwassersanierung hat sich als Alternative zu Abpumpen-und-Behandeln-Techniken für viele im Grundwasser gelöste und ungelöste Schadstoffe bewährt. Zahlreiche Labor- und Feldarbeiten wurden überwiegend für organische Schadstoffe erfolgreich durchgeführt [1]. Seit mehr als sechs Jahre wird diese Technik zunehmend in Nordamerika und Westeuropa angewandt.

Die Aufklärung der Mechanismen dieser Prozesse stecken noch in den Kinderschuhen [2,3]. Sicher ist, dass die Korrosion des Eisens, die seit der industriellen Revolution nahezu erfolglos bekämpft wird, zum ersten Mal ausgenutzt wird. Dabei werden redox-sensitive anorganische und organische Grundwasserschadstoffe reduziert und immobilisiert oder abgebaut [4]. Diese Reaktion findet mit unterschiedlichen Mechanismen in einem breiten pH-Bereich statt, und wird von zahlreichen Faktoren beeinflusst (pH, Eh, Ionenstärke, Sauerstoffgehalt; Reinheitsgrad und Verteilung der Verunreinigungen in den Eisenmaterialien ...) [5,6]. Es wurden einige Eisenmaterialien speziell für die Grundwassersanierung hergestellt [7], diese sind entsprechend teuer, ohne dass die hohe Kosten durch die Wirkung unbedingt gerechtfertigt werden. Gleichzeitig werden jährlich Millionen Tonnen von Eisenschrott weltweit entsorgt.

Das Ziel dieser Arbeit besteht darin, billige Eisenmaterialien bzw. bislang reine Abfallprodukte auf ihre Eignung für die in-situ-Grundwasseraufbereitung am Beispiel des Urans zu testen. Ergebnis der Untersuchungen soll eine Schnell-Methode sein, mit der man Eisenwerkstoffe durch chemische Analyse auf ihre Eignung für die Grundwasseraufbereitung bewerten kann.

Problematik

Zur Zeit liegen nur wenige Arbeiten zum Einsatz von Fe⁽⁰⁾ in der Grundwasseraufbereitung an mit Uran kontaminierten Standorten vor. Angesichts der Möglichkeit einer Uranadsorption an Korrosionsprodukten und der langsamen Kinetik der Uranreduktion war man sich ursprünglich darüber nicht einig, welcher Mechanismus die Fixierung bestimmt [3,8]. Inzwischen weiß man, dass die reduktive Präzipitation des Urans den Hauptmechanismus darstellt, insbesondere bei anoxischen Bedingungen [9]. Die vorliegenden Arbeiten wurden jedoch mit einem zu großen Verhältnis Eisen zu Lösung durchgeführt (20 bis 200 g/l) und die Reaktionsdauer betrug nur einige Stunden bis ein paar Tage. Diese Bedingungen eignen sich für Untersuchungen zum Einsatz des Eisens in Reaktionswänden, wo das Uran mit dem fließenden Wasser in die Wand eindringt, und damit die kinetische Hemmung (teilweise) aufhebt. Diese Bedingungen sind jedoch nur von begrenzten Aussagefähigkeit, wenn Eisenmaterialien zur Schaffung von Reaktionszonen in den Untergrund eingebracht werden. Außerdem können Arbeiten mit geringerer Eisendosis dazu beitragen, das Verhalten der Reaktionswände bei der Alterung besser zu verstehen.

Das verwendete metallische Eisen hat gewöhnlich eine relativ geringere spezifische Oberfläche. Der langsame Transfer des Uranylions (UO22+) aus dem Inneren der Lösung zur Eisenoberfläche durch Dispersion bestimmt die Reaktionskinetik. Dadurch findet innerhalb

eines kurzen Zeitraums nur eine relativ geringe direkte elektrochemische Reduktion des UO_2^{2+} zu $UO_{2(s)}$ statt (der eigentlich gewünschte Vorgang). Ein relativ großer Teil des Urans wird an Korrosionsprodukten des Eisens (Oxiden, Hydroxiden), die sich im sauerstoffreichen Wasser bilden, adsorptiv gebunden. Das ist für das Uran-Immobilisierung möglichcherweise unerwünscht, weil das sorbierte Uran relativ leicht wieder desorbiert werden kann. Das Gleichgewichtsphänomen Adsorption sollte aber auch dazu führen, dass auch das adsorbierte UO_2^{2+} abiotisch reduziert wird. Diese Uranreduktion sollte sich langsam fortsetzen solange $Fe^{(0)}$ vorhanden ist. Die Überprüfung diese Annahme ist der Gegenstand dieser Arbeit. Durch Mischung von Eisen mit bekannten Uranadsorbenzien (Kohle, Eisenoxide, Manganknollen...) werden diese Untersuchungen erweitert.

Material

Zwei Eisensorten (S15 - Stahl und S69 – Gusseisen; beide liegen als Späne vor) wurden in die Versuche einbezogen. Als Uranadsorbens wurde Einsenschlamm (AFO) aus einem Wasserwerk verwendet. Tabelle 1 gibt ihre RFA-Analysenergebnisse wieder.

Tabelle 1: Analysenergebnisse der eingesetzten Eisenmaterialien:

Probe	С	Si	Mn	Cr	Ni	Zn	Ca
AFO	1,46	5,42	1,09	-	-	< 0,001	5,62
S69	3,52	2,12	0,93	0,66	-	0,007	0,003
S15	0,45	0,28	0,78	2,67	1,34	0,013	0,003

Die Uranbestimmung erfolgte mittels Spektralphotometrie nach der Arsenazo III-Methode.

Fixierung- und Remobilisierungsversuche

Es wurde ein experimentelles Laborverfahren entwickelt, um die Uranfixierung und -remobilisierung (Desorption mit Na₂CO₃ und Aufoxidation mit H₂O₂) zu charakterisieren. Ergebnisse:

Um eine Eisenkorrosion durch gelösten Sauerstoff, gelöstes Kohlenstoffdioxid, Sulfat- und Chloridionen u.a. zu ermöglichen wurden die Grundversuche mit normalem oxidierten Freiberger Leitungswasser durchgeführt. Durch Zeitreihen war die Untersuchung des Verhaltens des an Korrosionsprodukte adsorbierten Urans durch längere Versuchsdauer möglich (Reduktion im adsorbierten Zustand).

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der Versuche mit S69 (a) und S15 (b). Daraus kann entnommen werden, dass bei den untersuchten Bedingungen ca. 25 % des gelösten Urans an Korrosionsprodukten beider Eisensorten adsorbiert wird. In Versuchen mit S69 lässt sich ungefähr 12% durch Überschuss an Sauerstoff (als Wasserstoffperoxid eingebracht) aufoxidieren. In Gegensatz dazu zeigen die Ergebnisse der Aufoxidation mit S15 keine erkennbare Tendenz und sind nicht reproduzierbar. Die Gründe dafür sind noch nicht genügend geklärt, es kann davon ausgegangen werden, dass sie im unterschiedlichen Korrosionszustand der Oberfläche und der für legierte Stähle typische Lochkorrosion liegen. Um das Uranverhalten in gasarmer Wässern zu charakterisieren, wurden Arbeiten in destilliertem Wasser (Deionisat) und in einer 0,1 M NaClO₄ durchgeführt, es zeigte sich, dass

die Fixierung in 0,1 M NaClO₄ langsamer verläuft (Abb. 2A). Dies lässt sich mit der geringeren Menge des gelösten Sauerstoffs und Kohlenstoffdioxids erklären. Es wurde kein Unterschied in den desorbierten Anteilen festgestellt (Abb. 2B). Die Aufoxidationsversuche

zeigten (Abb. 2C), dass weniger als 8% der fixierten Menge sich im Deionisat zurückgewinnen lassen, während fast keine Aufoxidation in 0,1 M NaClO₄ stattfindet. Diese Unterschiede zu den Versuchen in Leitungswasser können auf den Einfluss von anderen Inhaltsstoffen des Leitungswassers auf den Korrosionsvorgang zurückgeführt werden (insbesondere SO₄²-Ionen, die die Korrosionsgeschwindigkeit erhöhen).

Abbildung 3 zeigt die Ergebnisse paralleler Versuche mit Eisenspänen S69 und (S69 + AFO). Daraus kann entnommen werden, dass in beiden Fällen nach ca. 15 Tagen das Uran nahezu vollständig aus der Lösung fixiert ist. Die desorbierbare Menge sinkt mit der Zeit ab, und zeigt, dass das an Korrosionsprodukte adsorbierten Uran weiter reduziert wird. Im Versuch mit (S69 + AFO) gilt diese Beobachtung erst nach 30 Tagen. Dies ist damit zu erklären, dass hier der Diffusionsvorgang ($UO_2^{2+}_{(ads)} \Rightarrow Fe^{(0)}_{Oberfläche}$) langsamer verläuft.

Ausblick

Geplante Arbeiten unter anoxischen Bedingungen und mit Modellgrundwässern werden Schlussfolgerungen über den Einfluss anderer relevanter Grundwasserinhaltsstoffe auf die Eisenkorrosion sowie deren Wirkung auf das Uranverhalten an Korrosionsprodukten liefern. Ebenfalls sollen weitere Versuche durchgeführt werden, um physikalische und chemische Änderungen quantifizieren zu können, und zur Aufklärung der Prozesse beizutragen.

Die Gefügeanalyse (Verteilung der Verunreinigungen: Struktur) der Eisenspäne wird zur Aufklärung des Korrosionsmechanismus beitragen. Schließlich werden Versuche mit einem speziell zur Grundwasseraufbereitung hergestellten Eisenmaterial durchgeführt und der Wirkungsgrad mit dem der getesteten Eisenmaterialien verglichen, sowie Aussagen über die Wirtschaftlichkeit des Eisenschrott-Einsatzes getroffen.

Literatur

- [1] DAHMKE, A ET AL. (1997): Aktualisierung der Literaturstudie "Reaktive Wände" pH-Redox-reaktive Wände. LfU-Berichte, Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung, 72S.
- [2] BLOWES, D.W. ET AL. (1997): "In-Situ Remediation of Cr(VI)-Contaminated Groundwater Using Permeable Reactive Walls: Laboratory Studies." Environ. Sci. Technol., 31 3348-3357.
- [3] CANTRELL K.J., KAPLAN D.I., AND WIETSMA T.W. (1995): Zero-Valent Iron for the in situ Remediation of selected metals in Groundwater. Journal of Hazardous Materials 42, 201-212.
- [4] TRATNEYK P. (1996): Putting corrosion to use: Remediating contaminated groundwater with zero-valent metals. Chemistry & Industry 1 July 1996.
- [5] WHITMAN G.W., RUSSEL R.P., AND ALTIERI V.J. (1924): Effect of Hydrogen-Ion Concentration on the Submerged Corrosion of steel. Indust. Eng. Chem., 16, 2 665-670.
- [6] VOIGT CHRISTIAN ET AL. (1996): Vorlesungen über Korrosion und Korrosionsschutz von Werkstoffen / Institut für Korrosionsschutz Dresden Teil 1. Korrosion: Grundlagen, Werkstoffe, Korrosionsmedien, Korrosionsprüfung; Wuppertal: TAW-Verlag.
- [7] MORRISON S.J. (1998): Evaluation of Materials for Use in Reactive Barriers for Uranium Containment. Paper presented at the IBC Environmental Technology Symposium: Subsurface Barrier Technologies; January 26-27. The Westin La Paloma. Tucson, AZ.
- [8] BOSTICK, W.D. ET AL. (1997): "Zero-Valent Iron for the Removal of Soluble Uranium in Simulated DOE Site Groundwater," International Containment Technology

Conference Proceedings. February 9-12, 1997. St. Petersburg, Florida, USA. pp. 767-773.

[9] GUB., LIANG LIYUAN, DICKEY M.J., YIN X. AND DAI S. (1998): Reductive Precipitation of Uranium (VI) by Zero-Valent Iron. Environ. Sci. Technol., 32, 3366-3373.

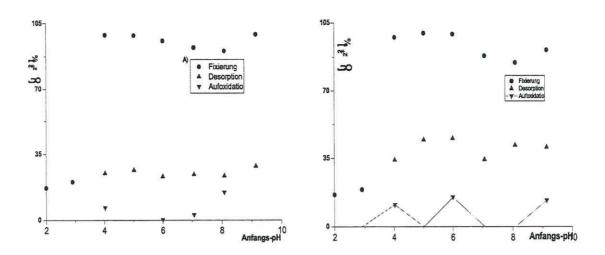
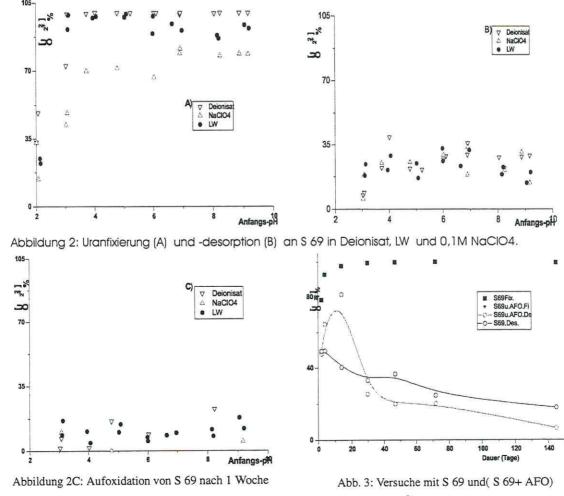


Abbildung1: Remobilisierungsversuche an \$ 69 (A) und \$ 15 (B) im Leitungswasser nach einer Woche.



(Auf der y-Achsen sind Urankonzentrationen in Prozent (% $\mathrm{UO_2}^{2+}$) aufgetragen.)

Migrationsverhalten umweltrelevanter Spurenstoffe unter wechselnden Milieubedingungen im oberflächennahen Grundwasserleiter des Oderbruchs

P. Schuhmacher¹, C. Merz¹ & A. Winkler²

Einleitung und Zielstellung

Das Oderbruch ist mit einer Fläche von fast 800 km² das größte Flusspoldergebiet Deutschlands, dessen größter Teil landwirtschaftlich intensiv genutzt wird. Im Osten wird es durch den Verlauf der Oder begrenzt, während sich im Westen die Grundmoränen von Barnim und Lebus anschließen. Seit der vollständigen Eindeichung der Oder vor 250 Jahren liegt das Poldergebiet tiefer als der Hauptstrom und Drängewasser aus der Oder infiltriert in den Grundwasserleiter. Das sowohl von der Oder als auch von den Hochflächen einströmende Grundwasser wird über ein sich über das gesamte Oderbruch erstreckende Netz von Drainagegräben aus dem Poldergebiet abgeführt.

Im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogramms "Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und Grundwasser" werden im Oderbruch seit mehreren Jahren umfangreiche Untersuchungen zum Grundwasserchemismus durchgeführt. Die anthropogen angelegten Drainagegräben können unter exfiltrierenden Bedingungen als Stoffsenke/Quelle für Schwermetalle dienen. Das Ziel des Projekts ist die Charakterisierung der Stoffdynamik in unterschiedlichen Milieubereichen des anoxischen Grundwasserleiters an der Kontaktzone mit dem oxischen Grabensystem. Neben der Untersuchung der Hydrochemie und des Feststoffes liegt der Schwerpunkt der Arbeiten auf der Charakterisierung und Modellierung der Prozesse an der Kontaktzone zwischen anoxischem Grundwasserleiter und oxischem Grabensystem sowie auf der Bilanzierung der Stoffumsätze. Die Arbeiten sollen Aussagen über die Langzeitwirkung des Systems anoxischer Grundwasserleiter / oxisches Grabensystem unter besonderer Berücksichtigung der Dynamik des Eisens und Mangans sowie ausgewählter Schwermetalle (Cu, Zn, Cd, As) erlauben.

Methodik

Zur detaillierten Erfassung der an der Kontaktzone von anoxischem Grundwasserleiter und oxischem Grabensystem ablaufenden Prozesse wurde an zwei, durch unterschiedliche hydraulische und geochemische Situationen gekennzeichneten Grabenstandorten jeweils ein Transsekt eingerichtet. Die Messstellen wurden in unterschiedlichen Tiefen verfiltert. Ein Grabenstandort (NIESCHEN) zeigt exfiltrierende und saisonal trockenfallende Bedingungen mit relativ geringen Grundwasserfließgeschwindigkeiten zwischen 20-40 cm/d und geringen Exfiltrationsraten. Er ist durch eine intensive Stoffanreicherung in der Grabensohle mit stabilen, oxidischen Bindungsformen geprägt. An einem zweiten Grabenstandort (ZOLLBRÜCKE) führt die kontinuierliche Exfiltration in Verbindung mit hohen Grundwasserfließgeschwindigkeiten (1-2 m/d) zu einer Stoffanreicherung in der Grabensohle mit vorwiegend labilen Bindungsformen. Die Messstellen an den Grabenstandorten wurden in Abständen von 2-3 Monaten beprobt. Zur Analyse der Bindungsformen am Feststoff wurden an Proben aus unterschiedlicher Tiefe des Grundwasserleiters sequentielle Bindungsformanalysen durchgeführt.

¹ Institut für Landschaftswasserhaushalt ZALF, Müncheberg

² Institut für Geologie, Geophysik und Geoinformatik, FU Berlin,

Eine Charakterisierung der Schlüsselprozesse wurde nach der genauen Analyse der Hydrochemie in Verbindung mit den ermittelten Strompfaden durchgeführt und mit dem thermodynamischen Gleichgewichtsprogramm PhreeqC (Parkhurst 1995) nachvollzogen. Die einzelnen Strompfade sowie die zur Bilanzierung der Stoffumsätze benötigten Exfiltrationsraten wurden mit Hilfe einer instationären Modellierung der Fließprozesse mit dem Programm Feflow (Diersch & Gründler 1993) ermittelt.

Ergebnisse

1. Hydraulische Modellierung

Zur Ermittlung der Exfiltrationsraten und der Strompfade im Grundwasserleiter wurde für den Grabenstandort NIESCHEN ein hydraulisches Modell mit dem Grundwassersimulationsprogramm FEFLOW erstellt.

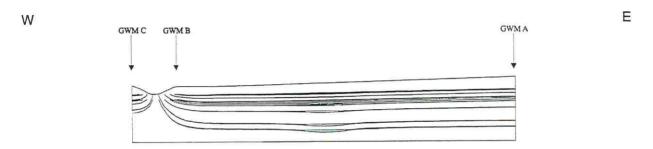


Abb. 1: 2D-Darstellung der von FEFLOW berechneten Strompfade unter exfiltrierenden Bedingungen.

Die Strompfade zeigen einen zum Graben hin immer stärker werdenden Einfluss von tiefem Grundwasser mit aufsteigendem Gradienten, der unterhalb der Grabensohle sein Maximum erreicht (Abb. 1). Im Bereich der östlichen Grabenschulter verringert sich der Einfluss des tiefen Grundwassers deutlich. Hier kommt es zu ausgeprägten Mischungseffekten zwischen flachem und tiefem Grundwasser. Die berechneten Strompfade bestätigen die Geländebeobachtungen einer unter der Grabensohle aufgewölbten Reduktionszone und lassen sich gut mit den Ergebnissen der sequentiellen Bindungsformanalysen korrelieren.

Die Exfiltrationsphase lässt sich in drei Bereiche mit unterschiedlich hohen Exfiltrationsraten einteilen. Eine Phase mit hohen Exfiltrationsraten von $1,1\,\,\mathrm{m}^3/\mathrm{m}^2*\mathrm{d}$ mit einer Dauer von insgesamt 45 Tagen, eine Phase mit mittleren Exfiltrationsraten von $0,5\,\,\mathrm{m}^3/\mathrm{m}^2*\mathrm{d}$ mit einer Dauer von insgesamt 100 Tagen und eine Phase mit niedrigen Exfiltrationsraten von $0,25\,\,\mathrm{m}^3/\mathrm{m}^2*\mathrm{d}$ mit einer Dauer von insgesamt 70 Tagen. Die für das Jahr 1999 berechnete Gesamtexfiltrationsmenge beträgt $115\,\,\mathrm{m}^3/\mathrm{m}^2$.

2. Geochemische Modellierung

Die Funktion *Inverse Modeling* in PHREEQC erlaubt die Berechnung der Veränderung eines Wassers entlang eines Fließpfades von seiner Zusammensetzung an einem Punkt A zu seiner Zusammensetzung an einem Punkt B. Hierbei ist es auch möglich das Mischen von mehreren Ausgangswässern zu berücksichtigen.

Exfiltrationsphase

Generell lassen sich am Grabenstandort NIESCHEN zwei Bereiche mit einer hohen Stoffdynamik ausgrenzen: 1. ein Bereich unterhalb der deichzugewandten Grabenschulter und 2. ein Bereich unterhalb der Grabensohle bzw. im Graben selbst (Abb. 2).

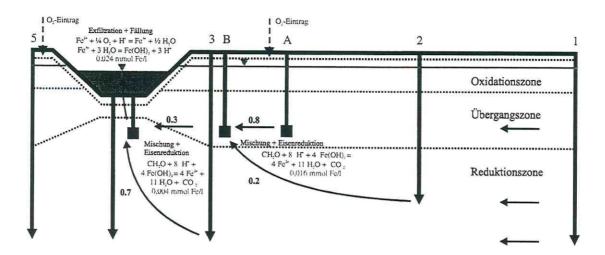


Abb. 2: Schematische Darstellung der Fließpfade (Pfeil), der ablaufenden chemischen Prozesse, der Mischungsraten (fett) und der Stoffumsatzraten (grau) während der Exfiltrationsphase im Frühjahr 99.

Im Bereich der deichzugewandten Grabenschulter findet eine Mischung von flachem Grundwasser (Messstelle A) und tiefem reduzierendem Grundwasser (Messstelle B) in Verbindung mit einer Eisenreduktion mit Umsatzraten von 0,016 mmol Fe/l statt . Unterhalb des Grabens findet ebenfalls eine Mischung von flachem Grundwasser (Messstelle B) und tiefem reduzierendem Grundwasser (Messstelle 3) in Verbindung mit einer Eisenreduktion mit Umsatzraten von 0,004 mmol Fe/l statt. Im Graben bzw. in der Grabensohle kommt es zu einer vollständigen Fällung von Fe²⁺ als Fe(OH)₃. Die Umsatzraten betragen 0,024 mmol Fe/l. Die auf der Grundlage der Chloridkonzentrationen berechneten Mischungsverhältnisse von tiefem und flachem Grundwasser zeigen unter der Grabensohle einen hohen Anteil von tiefem Grundwasser (0,7:0,3). Inwieweit der Einfluss des tiefen Grundwassers bei steigenden Wasserständen und den damit verbundenen höheren Exfiltrationsraten noch verstärkt wird ist Gegenstand derzeitiger Untersuchungen. Eine Veränderung des Mischungsanteils zugunsten von tieferem Grundwasser (0,9:0,1) bedeutet eine erhebliche Veränderung der Stoffdynamik Richtung einer Sulfidfällung, was durch die Ergebnisse der sequentiellen Bindungsformanalysen unterhalb der Grabensohle bestätigt wird. Untersuchungen der 32S/34S-Isotopenzusammensetzung sollen diese Prozesse genauer aufschlüsseln.

Trockenfallende Phase

Bei stark sinkenden Oderwasserständen kann der exfiltrierende Graben trockenfallen. Diese Änderung der hydraulischen Situation bewirkt eine vollständige Änderung des geochemischen Milieus. Der Graben wird nicht mehr von aufsteigendem tiefem Grundwasser angeströmt, sondern es kommt zur Ausbildung einer lateralen Strömung unter dem Graben (Abb. 3). Eine hohe Stoffdynamik ist zwischen den Messstellen A und B und C zu beobachten. Bedingt durch den gefallenen Wasserstand diffundiert O₂ in den

Grundwasserleiter und es findet sowohl im Randbereich der Reduktionszone (Messstelle B) wie auch in ihrem Zentrum unterhalb der Grabensohle (Messstelle C) eine Sulfidoxidation

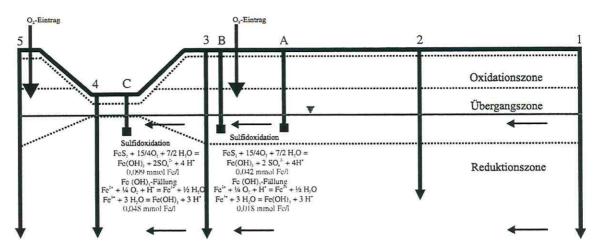


Abb. 3: Schematische Darstellung der Fließpfade (Pfeil), der ablaufenden chemischen Prozesse und der Stoffumsatzraten (grau) während der trockenfallenden Phase im Herbst 99.

statt. Die freigesetzten Fe²⁺ und SO₄²⁻-Konzentrationen liegen in keinem stöchiometrischen Verhältnis von gelöstem Eisenmonosulfid oder Pyrit vor. Der SO₄²⁻-Gehalt ist wesentlich höher. Eine Überprüfung der Ca²⁺, Mg²⁺ und SO₄²⁻-Konzentrationen ergab keinen Eintrag über das Sickerwasser. Dies legt den Schluss nahe, dass einerseits Pyrit oxidiert wird und die im ersten Schritt der Oxidation freigesetzten Fe²⁺ Ionen zum Teil als Fe(OH)₃ wiederausgefällt werden (Appelo & Postma 1996).

3. Bilanzrechnungen

Die bei der Untersuchung des Feststoffs ermittelten Gesamteisengehalte zeigen in einer Tiefe bis 50 cm unterhalb der Grabensohle eine Eisenanreicherung von ca. 10 kg / 0,5 m³. Diese Anreicherung entspricht den Eisenmengen, die in 35 Jahren seit Bestehen des Grabens akkumulierten. Mit durchschnittlichen Fe²+-Umsatzraten von 0,027 – 0,035 mmol/l unterhalb der Grabensohle und einer Exfiltrationsmenge von 115 m³/m² beträgt die Eisenanreicherung unterhalb der Grabensohle für das Jahr 1999 zwischen 170 – 230 g. Berücksichtigt man eine Konstanz der Fe²+-Umsatzraten und Exfiltrationsmengen über einen Zeitraum von 35 Jahren, so ergibt sich eine Eisenanreicherung von ca. 6 – 8 kg. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass die Gesamtexfiltration in normalen Jahren höher liegt, da in dem sehr trockenen Jahr 1999 der Graben für über 5 Monate trocken fiel. Die trockenfallende Phase erstreckt sich nach den bisherigen Beobachtungen von 94 - 99 im allgemeinen über 3 Monate. Unter dem Aspekt einer kontinuierlichen Lösung von Eisen aus dem Grundwasserleiter sind darüber hinaus höhere Fe²+-Umsatzraten in den früheren Jahren denkbar.

Für Mangan beträgt die Anreicherung in einer Tiefe bis 50 cm unterhalb der Grabensohle ca. $0.15~{\rm kg}/0.5~{\rm m}^3$. Bei durchschnittlichen ${\rm Mn}^{2+}$ -Umsatzraten im Grundwasser unterhalb der Grabensohle von $0.004~{\rm mmol/l}$ ergibt sich eine potentielle Anreicherung von Mangan in der Größenordnung von 30 g. Auf 35 Jahre bezogen ergibt dies ca. 1 kg an akkumuliertem Mangan. Da nur ca. 150 g Mangan am Feststoff angereichert ist, kann davon ausgegangen werden, dass ca. $80-90~{\rm \%}$ des Mangans nicht unterhalb der Grabensohle festgelegt sondern in den Graben ausgetragen wurden. Im Gegensatz dazu wurde Eisen zu 100 ${\rm \%}$ in bzw.

unterhalb der Grabensohle festgelegt. Die unter kontrollierten Milieubedingungen durchgeführten Laborversuche bestätigen das Festlegungsverhalten von Mangan und Eisen.

Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, dass das hydrochemische Milieu am Grabenstandort NIESCHEN von der wechselnden hydraulischen Situation (exfiltrierende und saisonal trockenfallende Bedingungen) gekennzeichnet ist. Durch Modellierungen mit dem thermodynamischen Computerprogramm PHREEQC wurden die hydrochemischen Umsetzungsprozesse aufgeschlüsselt und modellhaft zusammengeführt. Am trockenfallenden Grabenstandort NIESCHEN kommt es bei einer Hoch- bzw. Normalwassersituation durch das Aufsteigen von tiefem, anoxischem Grundwasser zu einer Mischung mit flachem, gering sauerstoffhaltigem Grundwasser im Verhältnis von 1:4. In Verbindung mit dieser Mischung findet eine Eisenreduktion statt. Unterhalb der Grabensohle wird Fe²⁺ durch Fällung als Fe(OH)₃ angereichert. Sinkt der Wasserstand und der Graben fällt trocken, findet durch das Eindringen von Sauerstoff eine Oxidation von Eisensulfiden statt. Die hierbei freigesetzten bzw. als Fe(OH)₃ wiederausgefällten Eisenmengen liegen bei 0,060 – 0,150 mmol Fe²⁺/l. Die für die Umsatzprozesse benötigten Elektronendonatoren (hier: DOC mit Gehalten von 5 – 6 ppm im anoxischen Grundwasser) stellen keinen limitierenden Faktor für die beobachteten Prozesse dar.

Erste Bilanzrechnungen auf Grundlage der Feststoffuntersuchungen zeigen eine Anreicherung von ca. 10 kg Eisen unterhalb der Grabensohle in ca. 35 Jahren seit Bestehen des Grabens (100% der exfiltrierten Gesamtmenge). Die Anreicherung von Mangan unterhalb der Grabensohle beträgt 0,15 kg (10 - 20% der exfiltrierten Gesamtmenge).

Die aufgrund einer instationären Simulation mit einem GW-Modell ermittelte Gesamtexfiltrationsmenge für das Jahr 1999 liegt bei 115 m³/m²*a, was unter Berücksichtigung der ermittelten Umsatzraten für Eisen einer Anreicherung von 170 - 230 g Eisen in diesem Zeitraum entspricht.

Literatur

- APPELO C. A. J. & POSTMA, D. (1996): Geochemistry, groundwater & pollution. 535 Seiten. A. A. Balkema, Rotterdam.
- DIERSCH, H. J., AND GRÜNDLER, R. (1993). GIS based groundwater flow and transport modeling The simulation system FeFLow. In: On Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources. International Conference. Vienna, Austria.
- MERZ, C. WINKLER, A AND SIEKMANN, I. (1998): Migration behavior of trace metals under changing redox conditions in the shallow aquifer of a mesoscale Oder River polder (Oderbruch). In: Hydrology and Earth System Sciences. Proceedings of the General Assembly, Nice, April, 1998.
- PARKHURST, D. L. (1995): User's Guide To PhreeQC A computer programm for speciation, reaction-path, advective-transport and inverse geochemical calculations: 143 Seiten. U.S. Geological Survey: Water-Resources Investigations Report 95-4227, Lakewood, Colorado; USA.

Analyse des Grundwassergefährdungspotentials durch ehemalige Rüstungsstandorte: Großräumige Gefährdungsabschätzung unter Einsatz eines GIS

Simone Simon

Institut für Geowissenschaften, Angewandte Geologie, Universität Mainz

Einleitung

Im Verlauf der beiden Weltkriege sind im Bereich der Bundesrepublik Deutschland Rüstungsaltlasten aus Sprengstoff-, Kampfstoff- u. Munitionsbetrieben entstanden, deren kennzeichnendes Merkmal das Auftreten toxischer und ökotoxischer Stoffe sind. Die davon ausgehenden Gefahren rückten erst spät, etwa Ende der 80er Jahre, in das öffentliche Interesse. Seitdem wurden Methoden zur Erkundung und Gefährdungsabschätzung von Rüstungsaltlasten für eine zuverlässige Risikobewertung und zur Überprüfung notwendiger Sanierungsmaßnahmen entwickelt. Dabei galt es zunächst unbekannte Stoffe zu identifizieren sowie deren physikalisch-chemische Eigenschaften, das Abbau- und Akkumulationsverhalten sowie die Stoffeinflüsse auf biotische Systeme und mögliche Auswirkungen auf Mensch, Tier und Naturraum zu bestimmen. Insbesondere die Ausbreitung der Schadstoffe über den Transportweg der ungesättigten Bodenzone zum Grundwasser stellt eine zentrale Problematik dar, da hier das Schutzgut Trinkwasser durch das Auftreten toxischer und kanzerogener Stoffe gefährdet ist.

Problemstellung und Zielsetzung

Im Vergleich zu anderen industriellen Altlasten findet man auf Rüstungsaltstandorten neben flüssigen Treibstoffen (MKW's) vor allem Kontaminationen aus der rüstungsspezifischen Produktion. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Explosivstoffe mit stark polaren Eigenschaften auf Nitro-Basis, wie z.B. 2,4,6-Trinitrotoluol (TNT, siehe Tab. 1). Mit zunehmender Anzahl der Nitrosubstituenten nimmt die Reaktivität der Nitroaromaten ab, womit TNT durch die symmetrische Verteilung der Nitrogruppen biologisch besonders schwer abbaubar ist (Lenke & Knackmuss 1996). Neben diesem Sachverhalt ergibt sich die Problematik der Bewertung aus dem großen Substanzspektrum, da schon allein die Produktion von TNT eine große Zahl toxischer Intermediär- oder Abbauprodukte nach sich zieht.

Tab. 1: Unterteilung und Auswahl von einigen Explosivstoffen sowie die wichtigsten Nebenprodukte der TNT-Herstellung

Explosivstoffe				Nebenprodukte der TNT-Herstellung:
Sprengstoffe	\Leftrightarrow	TNT	\Rightarrow	Mononitrotoluole
Initialsprengstoff	e	Hexyl		Dinitrotoluole
Treibladungspulv	/er	Pikrinsäure		Nitrophenole
		Tetryl		Abbauprodukte:
		Nitropenta		Nitrobenzole
				Aminonitrotoluole

Eine exakte Aussage oder Vorhersage zur großräumigen Grundwasserkontamination durch ehemalige Rüstungsbetriebe kann durch die Vielzahl der potentiell zu erwartenden Stoffe nicht getroffen werden, da dies eine genaue, jedoch auch sehr kostenintensive Recherche des jeweiligen Standorts voraussetzt. Ziel ist es, für eine großräumige Betrachtung einer Rüstungslandschaft mit intensiver militärtechnischer Nutzung, ein kostengünstiges, auf frei zugänglichen Daten basierendes und GIS-gestütztes Modellkonzept zu entwickeln, um für größere Rüstungsaltlasten eine erste Gefährdung prognostizieren zu können.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im rechtsrheinischen Großraum von Köln, zwischen Leverkusen im Norden und Troisdorf im Süden. Dieser Raum unterlag schon sehr früh, bereits vor dem 1.WK einer intensiven militärischen Nutzung. Er umfasst etwa eine Größe von 150 km2.

Das Land Nordrhein-Westfalen hat für den Zeitraum von 1900 bis 1950 Archivrecherchen für die Gesamtfläche des Bundeslandes durchgeführt (Ministerium für Umwelt, Raumordnung u. Landwirtschaft 1991, 1992). Dabei wurden für NRW rund 820 Verdachtsflächen rüstungsund kriegsbedingter Altlasten erkundet. Von diesen Verdachtsflächen entfallen rund 60 % auf folgende Nutzungsarten:

- Fabriken zur Herstellung von konventionellen Kampfstoffen (20 %)
- Fabriken zur Herstellung von Kampfmitteln/Munition (11 %)
- Lagerplätze bzw. Abfüllstellen (21 %)
- Forschungs- und Delaborierungsstellen (2 %)

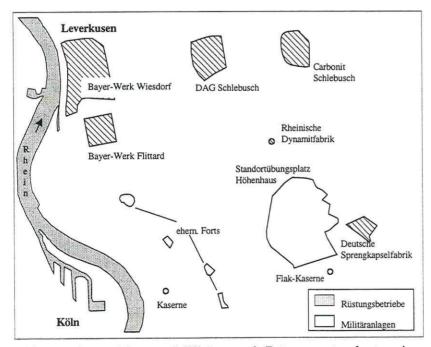


Abb. 1: Auswahl von Militär- und Rüstungsstandorten im nördlichen rechtsrheinischen Gebiet zwischen Köln und Leverkusen (Quelle: Preuß & Eitelberg 1999)

Betrachtet man nun die räumliche Verteilung der ermittelten Verdachtsstandorte, so ergibt sich ein Schwerpunkt der Verteilung in der Niederrheinischen Bucht und im anschließenden Tiefland Großraums des Köln-Leverkusen-Düsseldorf-Krefeld sowie im östlich angrenzenden Bergischen Land. Dabei verzeichnet der Regierungsbezirk Köln mit 30 % den höchsten Anteil an

Vor diesem Hintergrund wurde in einem ersten Untersuchungsschritt eine genaue und möglichst

Rüstungs- und militärischen

Verdachtsflächen

Altlasten.

detaillierte Erkundung vonrüstungs- und kriegsbedingten Altlasten im rechtsrheinischen Großraum von Köln, zwischen Leverkusen und Troisdorf, vorgenommen, um die Verdachtsstandorte möglichst exakt lokalisieren und das potentiell zu erwartende Schadstoffspektrum eingrenzen zu können (Abb. 1).

Gefährdungsabschätzung von Rüstungsaltlasten und Bewertungsschemata

Zur Gefährdungsabschätzung einer Rüstungsaltlast ist eine Fülle von Informationen zu Stoffeigenschaften und den Untergrundverhältnissen notwendig. Diese müssen den Schadstoffaustrag, den Schadstoffeintrag in das Schutzgut, den Schadstofftransport und die Schutzgutnutzung berücksichtigen.

Das hier dargestellte Modellkonzept zu einer ersten Abschätzung des Gefährdungspotentials basiert auf folgenden Schritten:

- Intensive historische Recherche der Rüstungslandschaft mittels Luftbildern und -karten sowie in zugänglichen Archiven, zur Ermittlung der potentiellen Kontaminationsquellen, der chemischen Substanzen und dem chemischen Spektrum der Rüstungsstandorte
- Erfassung der physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften potentiell auftretender sprengstofftypischer Verbindungen (z.B. Sorptionskapazitäten, Oktanol/Wasserverteilungskoeffizient (siehe Tab. 2))
- Erfassung physikalisch-chemischer Transportparameter der ungesättigten Zone basierend auf allgemein zugänglichen Daten (z.B. Corg, pH, KAK, FK)
- -Betrachtung der Auswirkungen von Landnutzung/Landnutzungsänderung und der historischen Landschaftsentwicklung auf Grundwasserneubildung, Sickerwasser und Fließgeschwindigkeit
- Erfassung der Grundwasserverhältnisse (Fließwege, Fließgeschwindigkeit, Flurabstand etc.)
- Gruppierung und Parametrisierung der erhobenen Daten und Einbindung dieser in ein Geographisches Informationssystem (GIS)

Ausblick

Bisherige Verfahren zur Gefährdungsabschätzung beruhen auf statistischen Methoden, wobei die verschiedenen Stoff- und Standorteigenschaften nach bestimmten Bewertungskriterien klassifiziert und in Gefährdungsstufen eingeteilt werden. In dieser Arbeit wird ein empirischer Ansatz gewählt, in dem durch Betrachtung eines Worst-Case-Szenarios die Schadstoffgehalte im Sickerwasser in Abhängigkeit von den Bodenverhältnissen und Einbeziehung der Stoffeigenschaften abgeschätzt werden, beispielsweise in Anlehnung an die Korrelation nach Karickhoff et al. (1979), einer empirischen Korrelation zwischen Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient K_{ow} und dem auf den Gehalt des Bodens an organisch gebundenem Kohlenstoff normierten Sorptionskoeffizienten K_{oc}.

$$K_{oc} = 0.62 K_{ow}$$

In Tabelle 2 sind für einige Sprengstoffe K_{ow} und berechnete und gemessene K_{oc} -Werte aufgetragen. Dabei sind schon die Unterschiede zwischen berechneten und gemessenen K_{oc} -Werten recht deutlich. Hierbei muss jedoch auch berücksichtigt werden, dass diese empirischen Korrelationen je nach Literaturstelle unterschiedlich ausfallen können (Grathwohl 1999) und die Ergebnisse nicht als exakte Werte, sondern als eine erste Beurteilung betrachtet werden müssen.

Neben empirischen Korrelationen werden für das Modell die Grundwasserverhältnisse erfasst, indem die Fließgeschwindigkeit und –richtung für einzelne Stromfäden sowie die Sickerwassermenge über die Niederschlagsverteilung und die Art der Vegetation bestimmt wird.

Tab 2: Verteilungskoeffizienten n-Oktanol/Wasser (log K_{ow}) und Bodensorptionskoeffizienten (K_{oc}) ausgewählter sprengstofftypischer Verbindungen

		\underline{K}_{oc}	
Verbindung	$log K_{ow}$	gemessen	berechnet
2-Nitrotoluol	2,30		425
3-Nitrotoluol	2,40	-	u n
4-Nitrotoluol	2,37	-	460
2,4-Dinitrotoluol	2	250; 280	s =
2,6-Dinitrotoluol	1,7-2	200	23
2,4,6-Trinitrotoluol	2,03	470-1490	≂ .0
1,3-Dinitrobenzol	1,49-1,6	gering sorbiert	36; 210
1,3,5-Trinitrobenzol	1,18	= × × × × × × × × × × × × × × × × × × ×	77
2,4-Dinitrophenol	1,66	=	17,8
2,4,6-Trinitrophenol	2	-	100
(Pikrinsäure)			
Hexogen	0,8-1,6	60-100	= :
Octogen	0,1-0,3	-	3,5
Tetranitromethylanilin	1,6; 1,8	280	49
(Tetryl)			

Durch die Kombination und Verschneidung dieser Daten in einem GIS können stufenweise Gebiete mit hohen bis niedrigen Gefährdungspotentialen lokalisiert werden, welche über das GIS auch mit externen Transport-/ bzw. Grundwasserströmungsmodellen gekoppelt werden können. Durch räumliche Analyse und Modellierung können damit z.B. Planungsgrundlagen geschaffen werden, welche die Entscheidungsfindung für Sanierung- oder Verbesserungsmaßnahmen unterstützen, oder Alternativszenarien mit unterschiedlichen Maßnahmen unter vorgegebenen Rahmenbedingungen berechnet werden.

Literatur

GRATHWOHL, P. (1999): Empirische Korrelationen zur Sickerwasserprognose. Bodenschutz 2: 44-46.

KARICKHOFF, S. W., BROWN, D.S., SCOTT, T.A. (1979): Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Research 13 (3): 241 - 248.

LENKE, H. & KNACKMUSS, H.-J. (1996): Abbau nitroaromatischer Verbindungen - biologische Sanierung TNT-kontaminierter Böden. Biospektrum 6: 30-36.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDUNG UND LANDWIRTSCHAFT NRW (Hrsg.) (1991): Verdachtsflächen rüstungs- und kriegsbedingter Altlasten in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisbericht über eine Recherche in überregionalen Archiven mit Schwerpunkt 1930-1950. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Düsseldorf.

- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDUNG UND LANDWIRTSCHAFT NRW (Hrsg.) (1992): Verdachtsflächen rüstungs- und kriegsbedingter Altlasten in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisbericht über eine Recherche in überregionalen Archiven mit Schwerpunkt 1900-1930. Materialien zur Ermittlung und Sanierung von Altlasten. Düsseldorf.
- PREUß, J. & EITELBERG, F. (1999): Erfassung von Rüstungs- und Militärstandorten. Mainz (unveröff.)

Betzl, Norbert	IIIsilialion	Abteilung	Straße/Postfach	PLZ/Ort	email
Bilok Felix	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie	Theodor-Lieser-Str. 4	06120 Halle	betzl@hdg.ufz.de
VIIO 1, 10110	DGFZ		Meraner Str.10	01217 Dresden	fbilek@dgfz.de
Blank, Benjamin	UFZ Halle	Sektion Bodenforschung FS Falkenberg	Dorfstr. 55	39615 Falkenberg	blank@lysi.ufz.de
Böhnke, Antje	Uni Leipzig			Leipzig	boehnke@hdg.ufz.de
Böhnke, Robert	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie	Theodor-Lieser-Str. 4	06120 Halle	boehnke@hdg.ufz.de
Bott, Wolfgang	JGU Mainz	Inst. f. Geowissenschaften Angewandte Geologie	Becherweg 21	5099 Mainz	wbott@mail.uni-mainz.de
Eisermann, Danny	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie	Theodor-Lieser-Str. 4	06120 Halle	danny@hdg.ufz.de
Feseker, Tomas			Altmannstr. 29	28209 Bremen	feseker@uni-bremen.de
Geisler, Norbert	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie	Theodor-Lieser-Str. 4	06120 Halle	geisler@hdg.ufz.de
Hanusch, Caroline			Hindenburgring 12	38667 Bad Harzburg	Caroline.Hanusch@T-online.de
Hecht, Henrik	Uni Bremen	FB Geowissenschaften	Postfach 330 440	28334 Bremen	hhecht@uni-bremen.de
Hülmeyer, Stefan	LMU München	Allgemeine u. Angewandte Geologie AG Hydrogeologie	Luisenstrasse 37	80333 München	Stefan.Huelmeyer@iaag.geo.uni-muenchen.de
Karius, Volker	Uni Bremen	FB Geowissenschaften	Postfach 330440	28334 Bremen	karius@uni-bremen.de
Klock, Heike	Uni Würzburg	Geologisches Institut, Abt. Hydrogeologie	Pleicherwall 1	97070 Würzburg	heike.klock@mail.uni-wuerzburg.de
Licha, Tobias	FSU Jena	Inst. f. Geowissenschaften	Burgweg 11	07749 Jena	licha@geo.uni-jena.de
Magiera, Philipp	NLfB		Stilleweg 2	30655 Hannover	philipp.magiera@nlfb.de
Massmann, Gudrun	FU Berlin	Rohstoff- & Umweltgeologie	Malteserstr. 74-100	12249 Berlin	massmann@zedat.fu-berlin.de
Morgeneyer, Burkhard	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie	Theodor-Lieser-Str. 4	06120 Halle	morgen@hdg.ufz.de
Mwende, Exaud	TU Freiberg		HHeine-Str. 11/36	09599 Freiberg/Sachs.	exaud@merkur.hrz.tu-freiberg.de
Neumann, Jörg			Eichendorffstr. 1	06114 Halle	j.neumann@geologie.uni-halle.de
Niessen, Ralf	MLU Halle	Inst. f. Geologische Wissenschaften	Domstrasse 5	06108 Halle	niessen@geologie.uni-halle.de
Noubactep, Chicgoua	TU Freiberg		Gustav-Zeuner-Str. 12	09596 Freiberg / Sachs	noubacte@student.tu-freiberg.de
Rangel-Rodriguez, Martin	n UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie	Theodor-Lieser-Str. 4	06120 Halle/S	rangel@hdg.ufz.de
Rehberg, Kay	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie		06120 Halle/S	kay@hdg.ufz.de
Richert, Jan	UFZ Halle	Sektion Hydrogeologie		06120 Halle/S	richert@hdg.ufz.de
Schlieker, Mark	Uni Bremen	FB Geowissenschaften	Postfach 330440	28334 Bremen	schliek@uni-bremen.de
Schuhmacher, Peter	ZALF		Eberswalderstr. 84	15374 Müncheberg	pschuhmacher@zalf.de
Simon, Simone	JGU Mainz	Inst. f. Geowissenschaften Angewandte Geologie	Becherweg 21	5099 Mainz	simone.simon@uni-mainz.de
Wriedt, Gunter	UFZ Magdeburg	UFZ Magdeburg PB Fluss- und Seenlandschaften	Brückstr. 3a	39114 Magdeburg	wriedt@gm.ufz.de