

Untersuchungen zur Rückhaltung von Uran in Wetlands

Angelika Schöner¹, Martin Sauter², Georg Büchel³

¹ Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Geowissenschaften, Hydrogeologie, Burgweg 11, 07749 Jena, Email: angelika.schoener@uni-jena.de

² Georg-August-Universität Göttingen, Geowissenschaftliches Zentrum, Angewandte Geologie, Goldschmidtstr. 3, 37077 Göttingen

³ Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Geowissenschaften, Angewandte Geologie, Burgweg 11, 07749 Jena

Die Behandlung schadstoffbelasteter Sickerwässer mit sog. passiven Systeme, welche keinen oder nur einen geringen Wartungsaufwand erfordern, ist in Bergbaugebieten eine vielversprechende Alternative zur technologischen Wasserbehandlung. Zum Einsatz kommen z. B. Wetlandsysteme für Sicker- und Oberflächenwasser oder reaktive Wände im Grundwasser. Diese Studie richtet sich auf die Entfernung des toxischen Spurenelementes Uran aus Bergbauwässern und dessen Fixierung in Wetlandmilieus. Die geochemischen Untersuchungen inkl. TRIS-Extraktionen und Bindungsformanalysen wurden im Kontext mit der erfolgten Festlegung von Uran an Substraten natürlicher Wetlands im ehemaligen ostdeutschen Uranbergbaugebiet durchgeführt. In Kombination mit zum Teil noch ausstehenden Untersuchungen und einer ausführlichen Literaturstudie ist das Ziel, Empfehlungen für die Ausführung künstlicher Wetlands zur Uranrückhaltung auszusprechen.

1 Einleitung

Mit Uran belastete Grund- und Sickerwässer sind ein bekanntes Phänomen in der Umgebung von ehemaligen Uranbergbaugebieten. Da dieses toxische Element über längere Zeiträume in niedrigen Konzentrationen in den dort anfallenden Bergbauwässern auftritt, ist die Wasserbehandlung mittels konventioneller Technologien aufwändig. Alternative, sog. passive Systeme zur Entfernung von Uran aus der Wasserphase bieten entscheidende Vorteile hinsichtlich Kosten- und Wartungsaufwand. Dazu zählen z. B. reaktive Barrieren (PRB) und Wetlands. Der Begriff „Wetland“ beschreibt in diesem Zusammenhang natürliche und künstlich angelegte Feuchtgebiete, vergleichbar mit Pflanzenkläranlagen.

In natürlichen aquatischen Systemen ist Uran in Abhängigkeit von den Redoxbedingungen in 4- oder 6-wertiger Form stabil. Unter reduzierenden Bedingungen liegt Uran in nahezu unlöslichen U(IV)-Verbindungen vor. Oxidierte, sechswertige U(VI)-Verbindungen sind dagegen leicht löslich. Sie werden in der Wasserphase als Uanyl-Ion (UO_2^{2+}) meist in Form von Komplexverbindungen transportiert. Die Reduktion von U(VI) zu U(IV) bewirkt eine Uran-Fällung als stabile Sekundärminerale, die bei erneutem Wechsel zu oxidativen Verhältnissen nur bedingt wieder gelöst werden. Die (einer Sorption nach-

folgende) reduktive Uranfällung im Substrat eines Wetlands sollte somit eine Möglichkeit sein, den Schadstoff Uran aus Bergbauwässern zu eliminieren und unter anaeroben Bedingungen dauerhaft zu fixieren. Hinsichtlich der dafür notwendigen Redoxbedingungen findet man widersprüchliche Angaben (z. B. FRANCIS et al. 1994; ABDELOUAS et al. 1998; DUFF et al. 1999). Darüber hinaus bleibt zu untersuchen, ob in natürlichen Wetlands, welche als Maßstab für die Errichtung künstlicher Wetlands gelten können, die chemische Reduktion von Uran überhaupt den maßgeblichen Festlegungsmechanismus darstellt.

In diesem Beitrag werden einige Ergebnisse eines Promotionsvorhabens präsentiert, das Gelände- und Laboruntersuchungen zur Uranrückhaltung in Wetlands beinhaltet. Ein weiterer Schwerpunkt des laufenden Vorhabens liegt auf einer ausführlichen Literaturstudie hinsichtlich einer Bewertung der relevanten Rückhalteprozesse.

2 „Wetland-Uran-Projekte“

Geochemische Prozesse, die die Mobilisierung und Ausbreitung von Uran im aquatischen Milieu steuern, sind Inhalt zahlreicher internationaler Untersuchungen. Demgegenüber wurde der generelle Einsatz künstlicher Wetlands nur in

einer relativ begrenzten Anzahl von Studien thematisiert, die sich überwiegend mit der Behandlung von sauren, eisenreichen Bergbauwässern befassen. Die Kombination beider Themen, der Versuch der Uranrückhaltung mit künstlichen Wetlands, wurde bisher kaum behandelt (z. B. SHINNERS 1996; DUSHENKOV 1997; VESELIĆ et al. 2002). Allgemein beinhaltet die Mehrheit der bisher publizierten Projekte, die i.w.S. das Thema „Uranakkumulation in Wetlands“ aufgreifen, Untersuchungen natürlicher Wetlands bzw. Wetlandsubstrate, v. a. auch im Hinblick auf Lagerstättenerkundung oder Endlagerthematik (z. B. OWEN & OTTON 1995). Die darin enthaltenen Daten zeigen, dass Uran-Rückhaltung in Wetlands mit organischen, aber auch anorganischen Substraten prinzipiell funktioniert. Bei der Bewertung der Prozesse zur Uran-Fixierung handelt es sich vielfach um Vermutungen, da die maßgeblichen Mechanismen i.d.R. nicht eingehender untersucht wurden. Rund ein Dutzend der Projekte konzentriert sich auf die Konstruktion künstlicher Wetlands zur Behandlung von komplex belasteten Bergbauwässern, die u.a. Uran enthalten. Eine langfristige Anwendung künstlicher Wetlands zur Rückhaltung von Uran ist bisher nicht zufriedenstellend gelungen, v. a. aufgrund unerwünschter Begleiterscheinungen (z. B. hohe Ammoniakentwicklung; VESELIĆ et al. 2002) oder aber nachlassender Reinigungsaktivität innerhalb weniger Monate, deren Ursachen unklar sind. Die Prozesse, die die Immobilisierung von Uran steuern, sind nach wie vor ungeklärt, zumal deren zielgerichtete Untersuchung vielfach nicht im Mittelpunkt der Studien gestanden ist.

3 Standortuntersuchungen an natürlichen Wetlands

Im Rahmen eines Promotionsprojektes konnten natürlich entstandene, Uran-akkumulierende Wetlands auf dem Sanierungsgebiet des ehemaligen Uranbergbaus der Wismut GmbH beprobt werden. Es wurden insgesamt mehr als 20 Standorte im Bereich des ehemaligen ostthüringischen Uranbergbaugeschäfts um Ronneburg, auf denen sich Wetlands natürlich gebildet haben, hydrogeologisch erkundet. Davon wurden 10 Wetlands hydrogeochemisch beprobt. Die Untersuchung der Boden- und Wasserproben zielt darauf, das Rückhaltevermögen dieser Wetlands für Uran zu beurteilen. Zusammengefasst ist Uran in den mineralischen Bodenhorizonten der untersuchten Feuchtflächen im Vergleich zu den Oberböden der Umgebung nicht angereichert.

Die Beobachtungen und Analysenergebnisse deuten darauf hin, dass dort keine geeigneten Rahmenbedingungen vorliegen, um Uran quantitativ aus der Wasserphase abzureichern und im Wetlandmilieu festzulegen.

Im Umkreis der ehemaligen Uranerzaufbereitung bei Seelingstädt und Zwickau konnten jedoch drei organikreiche Wetlands erkundet werden, in denen Uran seit Beginn der industriellen Erzaufbereitung vor rund 40 bis 50 Jahren deutlich akkumuliert wurde. Dort bot sich eine weiterführende Untersuchung der Redoxbedingungen und hydrogeochemischen Verhältnisse an. An diesen drei Standorten in Thüringen und Sachsen erfolgte eine hydrogeochemische Bestandsaufnahme mit detaillierter Charakterisierung von Sediment- und Wasserproben.

4 Untersuchungsstandorte

Zwei der drei ausgewählten Standorte enthalten sog. „volunteer wetlands“, die dadurch entstanden sind, dass während des aktiven Uranbergbaus in das Grund- und Sickerwasserregime eingegriffen wurde. Diese kleinen Feuchtgebiete mit wenigen m² großen, freien Wasserflächen sind jeweils am Dammfuß von industriellen Absetz- anlagen entwickelt. Kleine Gerinne als Hauptlieferanten des Sickerwassers können als relativ gut definierter Zu- und Abstrom der Wetlands angesehen werden. Das dritte Wetland ist ein Waldgebiet mit bis zu 50 cm mächtigen Torfarealen. Auch hier stellt ein Bach, der in unmittelbarer Nähe entspringt, den Zu- und Abstrom des beprobteten Wetlands dar. Aus diesen drei natürlich entstandenen Wetlands wurden Sedimentkerne (40–80 cm Länge) entnommen und im Gelände in Schutzgas-Boxen in visuell unterscheidbare Horizonte unterteilt, wodurch 22 Sedimentproben gewonnen werden konnten. Wasserproben wurden aus den Zu- und Abströmbereichen der Wetlands an mehreren Stichtagen entnommen. Zeitgleich erfolgten physikochemische Untersuchungen vor Ort. Die Standortbeprobung kann genutzt werden, um den Einfluss der Wetlands auf das Grundwasser zu beschreiben und die Uran-Immobilisierung zu quantifizieren.

5 Tiefenprofile der Uranverteilung

Aus der Analyse von Substrat und Porenwasser wurden u.a. Tiefenprofile der Uranverteilung erstellt und Anreicherungsfaktoren errechnet. Die Konzentration von Uran im Abstrom der

Wetlands ist jeweils niedriger als die Zustrom-Konzentration. Im Substrat ist Uran im Vergleich zum Porenwassergehalt bis zu 2000-fach angereichert. Diese Anreicherung steht jedoch nicht in direktem Zusammenhang mit den analysierten Gehalten an organischer Substanz (C_{org}) sowie den im Substrat und Porenwasser gemessenen Redoxpotentialen. Laut dieser Eh-Messungen könnte Uran in zwei Standorten prinzipiell chemisch reduziert und ausgefällt worden sein. Jedoch findet man die höchsten Urankonzentrationen in den Horizonten, in denen das gemessene Redoxpotential keine Reduktion von Uran zulässt. Paradoxe Weise ist das meiste Uran auch in dem Wetland festgelegt, in dem bei der Beprobung weder anaerobe noch anoxische Bedingungen vorlagen. Diese widersprüchlichen Beobachtungen könnten auf folgende Ursachen zurückzuführen sein:

- 1) Die elektrochemischen Eh-Messungen sind nicht verlässlich (s. u.), oder
- 2) Uran wurde nicht in reduzierter Form immobilisiert.

Um weiterführende Aussagen zu den Milieubedingungen treffen zu können, wurden Extraktionen des anorganischen Schwefels durchgeführt (s. u.). Deren Ergebnisse zeigen, dass in den Wetlandsubstraten wenig Disulfidschwefel fixiert wurde. Das kann als Hinweis gewertet werden, dass mikrobiologische Sulfatreduktion in den Wetlands bisher keine dominante Rolle gespielt hat. Zur Aufklärung der Art der Uranimmobilisierung (z. B. Sorption, Reduktion) dienen Bindungsformanalysen, die an den Sedimenten der 22 Untersuchungshorizonte erfolgten. Sie sind an dem Protokoll von MILLER et al. (1986) orientiert. Die noch ausstehenden Analysendaten können zeigen, mit welchen Bodenfraktionen Uran konkret assoziiert ist. Zudem kann in den einzelnen Extraktionslösungen die Assoziation von Schwefelspezies mit reduzierten Schwermetallphasen untersucht werden.

An der vertikalen Verteilung von Uran in den untersuchten Profilen ist auffällig, dass die höchsten Urankonzentrationen in den obersten 20 cm des Wetlandsubstrates auftreten und darunter um 75 bis 90 % abnehmen, obwohl z. B. eines der Wetlands bis in 50 cm Tiefe homogen aus Torfmoosen aufgebaut ist. Das legt die Vermutung nahe, dass eine Kontaktzone intensiven Austausches zwischen Wasser und Wetlandsubstrat auf oberflächennahe Bereiche beschränkt ist. Aus dem implizierten Strömungsmuster, einer Durchströmung der obersten Dezi-

meter des Wetlandsedimentes, könnte die beobachtete Urananreicherung resultieren. Ähnliche Beobachtungen machten EGER et al. (1980) bei der Fixierung von Nickel und Kupfer aus Sickerwässern in Wetlandsedimenten.

6 Hydrochemie

Nach den ermittelten Redoxwerten (elektrochemische Eh-Messungen) und den jeweils gemessenen pH-Werten zu urteilen, müsste in den meisten der untersuchten Horizonte thermodynamisch eine Reduktion von Uran erfolgen. Gleichgewichtsberechnungen mit Hilfe des Modellierwerkzeuges Phreeqc auf Grundlage horizontweiser Porenwasseranalysen liefern für einzelne Horizonte eine Übersättigung oxidiertener und reduzierter Uranminerale. So würden beispielsweise an einem der Standorte rein thermodynamisch in einer Tiefe von 8 bis 12 cm unter der Substratoberfläche folgende Uranpräzipitate auftreten: Na-Autunit ($Na_2(UO_2)_2(PO_4)_2$), Schoepit ($UO_2(OH)_2 \cdot H_2O$), ($UO_2)_3(PO_4)_2$, Pechblende (UO_2), und Coffinit ($USiO_4$). Weitere Untersuchungen mit REM (Rasterelektronenmikroskop + Mikrosonde) und XPS (Röntgenspektrometrie) brachten diesbezüglich jedoch keinen positiven Befund.

So konnte mit diesen Methoden bisher in keiner der Proben Uran nachgewiesen werden. Das kann zum einen darin begründet sein, dass die gerätetechnische Nachweisgrenze für Uran nicht überschritten wurde bzw. die Uranpräzipitate zu klein waren, um sie mittels REM zu detektieren. Andererseits besteht die Möglichkeit, dass die Präzipitation von Uranmineralen kinetisch nicht möglich war.

Um die Immobilisierungsfaktoren für Uran einzufangen, wurde z. B. Hinweise auf Sorption durch Korrelation der Urankonzentrationen mit pH-Werten und möglichen Liganden untersucht. Die stärkste Sorption des Uranylions an Oberflächen findet bei schwach sauren bis neutralen pH-Werten statt (z. B. DUFF & AMRHEIN 1996). Bei niedrigeren pH-Werten wird Uran v.a. als freies oder komplexiertes Uranylion in der Lösung transportiert (z. B. LANGMUIR 1978). Eine Rolle spielt dabei die Konzentration möglicher Liganden im Porenwasser, sowie die Qualität und Quantität sorbierender Oberflächen im Substrat bzw. im kolloidalen Bereich. Im Vergleich der drei untersuchten Wetlands sind aus den Korrelationen keine eindeutigen Ergebnisse ableitbar, die dominante Uranassoziationen mit speziellen Liganden implizieren.

7 Schwefelextraktion (TRIS)

In die untersuchten Wetlands fließen Sickerwasser mit hohen bis sehr hohen Sulfatgehalten ein. Dennoch kann daraus keine verlässliche Vorhersage über die Schwefelgehalte der Sedimente getroffen werden (URBAN 1994). Abhängig von den herrschenden Redoxbedingungen nimmt Schwefel Wertigkeiten von -II bis +VI an, woraus unterschiedliche mineralische und organische Verbindungen resultieren: Sulfide (-II), elementarer Schwefel (0), Thiosulfate (+II), Sulfite (+IV) und Sulfate (+VI).

Aus den Anteilen der unterschiedlichen Schwefelspezies kann auf die jeweils vorliegenden Redoxbedingungen rückgeschlossen werden. Diese indirekte Ermittlung des Redoxzustandes hat gegenüber eines direkten Eh-Messverfahrens mittels Redoxelektroden den Vorteil, dass die Schwierigkeiten der elektro-chemischen Potentialbestimmungen (z. B. Dauer der Gleichgewichtseinstellung) umgangen werden können. So wurde an den untersuchten Wetlands als ein Ergebnis der horizontweisen Eh-Messung (WTW-Handmessgerät) im Gelände sowie im frisch zentrifugierten Porenwasser festgestellt, dass die ermittelten Redoxpotentiale in keinem Zusammenhang stehen mit den tatsächlich vorgefundenen Corg-Gehalten, Mineralphasen und Redoxpaaren in der Lösung, aus denen ebenfalls das Redoxmilieu abgeleitet werden kann. Es ist daher davon auszugehen, dass mit elektrochemischen Potentialmessungen in diesen Milieus trotz 20-minütiger Messdauer keine relevanten Eh-Werte ermittelt werden können. Diese Problematik wurde ebenfalls durch SCHULTE-EBBERT & HOFMANN (2000) bei Langzeit-Redoxmessungen in anaerobem Milieu beschrieben, als sich nach 60 Stunden Messzeit kein stabiles Gleichgewicht eingestellt hatte.

Um die vorherrschenden Redoxbedingungen in uranführenden Wetlands aus den ehemaligen ostdeutschen Uranbergbaugebieten verlässlicher zu ermitteln, wurde daher eine Schwefelspeziation an Profilen in rezenten Wetlandsedimenten vorgenommen und die Assoziation von Sulfid-schwefel und reduzierten Schwermetallphasen untersucht. Die Schwefel-extraktion erfolgte sequentiell, wodurch beim angewendeten Verfahren drei inorganische Schwefelfraktionen bestimmt werden konnten: AVS (acid volatile sulfur = Monosulfidschwefel und freies Sulfid als H_2S), CRS (chrome reducible sulfur = Disulfidschwefel und S^0) und DMFS (Dimethylformamid-extrahierbarer Schwefel: S^0). Das Extraktionsverfahren orientiert sich an CANFIELD (1989), FOSSING & JØRGENSEN (1989) und HSIEH & YANG (1989).

Zusammengefasst lassen sich die Milieubedingungen in den drei untersuchten Wetlands anhand der Schwefelspezifizierung deutlich unterscheiden. Bei zwei Standorten dominieren beim anorganischen Schwefel die reduzierten Schwefelspezies (AVS, CRS), was auf Pyritbildung hinweist. An einem Standort ist nur wenig Schwefel anorganisch festgelegt, wobei elementarer Schwefel (DMFS) überwiegt. Dieser bildet sich z. B. durch mikrobielle Oxidation von H_2S , ist aber auch als Zwischenstufe der Pyritgenese anzusehen. In allen drei Wetlands beträgt der anorganisch fixierte Schwefel nur einen Bruchteil des gesamten, festgelegten Schwefels (v.a. S_{org}). Vereinfachend kann davon ausgegangen werden, dass sich bisher keine langanhaltenden, sulfatreduzierenden Bedingungen mit quantitativer Pyritbildung eingestellt hatten. Da anzunehmen ist, dass verschiedene Reduktionsbereiche in zeitlicher Variabilität durchlaufen werden (z. B. FIEDLER 1997), und die Uranreduktion vielfach in den Bereich der Sulfatreduktion eingeordnet wird (LOVLEY & PHILLIPS 1992; BARNES & COCHRAN 1993; DUFF et al. 1999), kann gefolgert werden, dass die Reduktion von Uran in diesem Milieu keine bedeutende Rolle spielen kann.

8 Vorläufiges Fazit der Standortuntersuchungen, Ausblick

Anhand der bisherigen Auswertung der Standortuntersuchungen sind folgende Aussagen möglich:

- Uran ist nach vorläufigen Berechnungen in einigen Porenwasser-Horizonten der untersuchten Wetlands thermodynamisch übersättigt.
- Der Standort mit den niedrigsten Gehalten an C_{org} weist die geringste Uran-Anreicherung auf. Dagegen treten in Horizonten mit den höchsten Gehalten an C_{org} nicht die höchsten Uran-Konzentrationen auf. Generell ist in den untersuchten Sedimentprofilen keine Korrelation zwischen C_{org} - und Urangehalt erkennbar. Das kann bedeuten, dass der Gehalt an organischem Kohlenstoff für die Rückhaltung von Uran nicht die entscheidende Rolle spielt. Aus der Bindungsformanalyse (Analysendaten werden erwartet) wird abzuleiten sein, in welchem Ausmaß

- Uran mit der organischen Bodenfraktion assoziiert ist. Es ist geplant, daran Untersuchungen zur Differenzierung der organischen Substanz (u. a. Art der Huminstoffe) anzuschließen.
- Uran ist überwiegend in den obersten 20 cm im Substrat der Wetlands angereichert. Mögliche Ursachen dafür (z. B. Strömungspreferenzen, Urananreicherung durch Pflanzenbiomasse, mikrobielle Besiedlung) sind zu klären.
 - Direkte Redoxmessungen in den untersuchten Standorten sind nicht interpretierbar und liefern im Vergleich zu anderen physiko-chemischen und mineralogischen Parametern paradoxe Messwerte. Das Redoxmilieu ist durch Kombination von Analysenergebnissen aus anorganischer Schwefelextraktion, sequentieller Extraktion und Röntgendiffraktometrie (Analysendaten werden erwartet) besser beschreibbar.
 - In dem Wetland-Horizont, in dem das meiste Uran fixiert ist, ist Uran-Reduktion als Anreicherungsprozess auszuschließen (ableitbar aus O₂-Gehalt und indirekt ermitteltem Redoxmilieu). Wahrscheinlich sind dagegen physikochemische Wechselwirkungen für die Fixierung von Uran am Torfsubstrat verantwortlich (z. B. IDIZ et al. 1986). Nähere Aussagen dazu ermöglichen die noch ausstehenden Analysenergebnisse.

9 Dank

Wir bedanken uns bei der Wisutec GmbH für die Möglichkeit der Standortbeprobung. Ein besonderer Dank geht an das Umweltforschungszentrum (UfZ) Magdeburg, Dr. K. Friese, Dr. E. Bozau, C. Völkner, für die Ermöglichung der TRIS-Extraktionen.

Das Vorhaben wurde partiell durch das Thüringer Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst gefördert.

10 Literatur

- ABDELOUAS, A., LUTZE, W. & NUTALL, E. (1998): Chemical reactions of uranium in ground water at a mill tailings site. – *J. Cont. Hydr.*, **34**: 343—361.
- BARNES, C.E. & COCHRAN, J.K. (1993): Uranium geochemistry in estuarine sediments: controls on removal and release processes. – *Geochim. – Cosmochim. Acta*, **57** (3): 555—569.
- CANFIELD, D.E. (1989): Reactive iron in marine sediments. – *Geochim. Cosmochim. Acta*, **53**: 619—632.
- DUFF, M.C. & AMRHEIN, C. (1996): Uranium(VI) adsorption on goethite and soil in carbonate solutions. – *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **60**: 1393—1400.
- DUFF, M.C., HUNTER, D.B., BERTSCH, P.M. & AMRHEIN, C. (1999): Factors influencing uranium reduction and solubility in evaporation pond sediments. – *Biogeochemistry*, **45**: 95—114.
- DUSHENKOV, S., VASUDEV, D., KAPULNIK, Y., GLEBA, D., FLEISHER, D., TING, K.C. & ENSLEY, B. (1997): Removal of uranium from water using terrestrial plants. – *Env. Sci. Techn.*, **31**: 3468—3474.
- EGER, P., LAPAKKO, K. & OTTERSON, P. (1980): Trace metal uptake by peat: Interaction of a white cedar bog and mining stockpile leachate. – Proc. 6th Intern. Peat Congress, Duluth, Minnesota, U.S.A, 17-23 August 1980, 542—547.
- FIEDLER, S. (1997): In-situ-Langzeitmessungen des Redoxpotentials in hydromorphen Böden einer Endmoränenlandschaft im württembergischen Alpenvorland. – *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte*, **42** (Stuttgart).
- FOSSING, H. & JØRGENSEN, B.B. (1989): Measurement of bacterial sulfate reduction in sediments: evaluation of a single-step chromium reduction method. – *Biogeochemistry*, **8**: 205—222.
- FRANCIS, A.J., DODGE, C.J., LU, F., HALADA, G. & CLAYTON, C.R. (1994): XPS and XANES studies of uranium reduction by *Clostridium* sp. – *Env. Sci. Technol.*, **28**: 636—639.
- HSIEH, Y.P. & YANG, C.H. (1989): Diffusion methods for the determination of reduced inorganic sulfur species in sediments. – *Limnol. Oceanogr.*, **34**: 1126—1130.
- IDIZ, E.F., CARLISLE, D. & KAPLAN, I.R. (1986): Interaction between organic matter and trace metals in a uranium rich bog, Kern County, California, U.S.A. – *Appl. Geochem.*, **1**: 573—590.
- LANGMUIR, D. (1978): Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. – *Geochim. Cosmochim. Acta*, **42**: 547—569.
- LOVLEY, D.R. & PHILLIPS, E.J. (1992): Reduction of uranium by *Desulfovibrio desulfuricans*. – *Appl. Environ. Microbiol.*, **58** (3): 850—856.

- MILLER, W.P., MARTENS, D.C., ZELAZNY, L.W. & KORNEMAY, E.T. (1986): Forms of solid phase copper in copper-enriched swine manure. – *J. Environ. Qual.*, **15** (1): 69—72.
- OWEN, D.E. & OTTON, J.K. (1995): Mountain wetlands: efficient uranium filters - potential impacts. – *Ecol. Eng.*, **5**: 77—93.
- SCHULTE-EBBERT, U. & HOFMANN, T. (2000): Measurements of redox potentials in groundwater investigations at the test site “Hengsen Island”. – In: SCHÜRING, J., SCHULZ, H.D., FISCHER, W.R., BÖTTCHER, J. & DULJNISVELD, W.H.M. [eds] (2000): Redox: Fundamentals, Processes, and Applications. – 251 S., 110 Fig., 21 Tab; Springer (Berlin).
- SHINNERS, S. (1996): An overview of the application of constructed wetland filtration at ERA Ranger Mine. Engineering Tomorrow Today – The Darwin Summit. – The National Conference of the Institution of Engineers, Australia, Darwin, NT, 21-24 April 1996.
- URBAN, N.R. (1994): Retention of Sulfur in Lakes. – In: BAKER, L.A. [ed.] (1994): Environmental Chemistry of Lakes and Reservoirs. – Advances in Chemistry, **237**: 627 S.; American Chemical Society (Washington DC).
- VESELIĆ, M., GANTAR, I., KARAHODŽIĆ, M. & GALIĆIĆ, B. (2002): Towards passive treatment of uranium mine waters. – In: Prokop, G. [ed.] (2002): Proceedings of the 1st IMAGE-TRAIN Cluster Meeting, Karlsruhe, Germany, 7-9 November 2001. Federal Environment Agency, Austria.