

Anwendungsbezogene Aspekte wetlandartiger Systeme für uranbelastete Wässer

Angelika Schöner¹, Martin Sauter² & Georg Büchel¹

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

²Angewandte Geologie, Geowissenschaftliches Zentrum Universität Göttingen

Wetlandartige Systeme werden seit den 1980er-Jahren zunehmend eingesetzt, um Schwermetalle wie Eisen oder Zink sowie überschüssige Azidität gezielt aus Bergbauwässern zu entfernen. Aus diesen Anwendungen resultiert ein Basiswissen über die internen hydrogeologischen, hydrogeochemischen und mikrobiologischen Prozesse in Wetlands, das in einer Reihe von Konstruktionstypen für Wetlands Anwendung fand. In die bisherigen Planungsschemata wurden Kontaminationen mit Uran jedoch noch nicht explizit miteinbezogen. Konstruktionsempfehlungen für „Uran-Wetlands“ können daher nur auf das herkömmliche Wetlanddesign für Bergbauwässer, insbesondere Kompostwetlands, gestützt werden; ein Überblick wird hier gegeben. Ergänzt wird mit Aspekten, die aus eigenen Studien an natürlichen Wetlands sowie der Auswertung und Neuinterpretation dokumentierter Daten zielgerichtet gewonnen wurden. Auf dieser Grundlage kann den bisherigen Erfahrungen mit „constructed wetlands“ zur Uranrückhaltung mit Verbesserungen begegnet werden, wobei die bislang angestrebten Konstruktionsziele zu hinterfragen sind.

Since the eighties constructed wetlands are established increasingly in mining areas to reduce elevated iron or zinc contents and neutralize acid mine drainage. The experience from these sites provides fundamental knowledge of the internal hydrogeological, hydrogeochemical and microbiological processes of wetlands, applied in numerous constructed wetland schemes. Present strategies and decision patterns for wetland systems do not yet include aqueous uranium contaminations. Hence, the design of 'uranium wetlands' is based on common wetland constructions for mine waters, mainly compost wetlands; an overview is given below. Based on studies of natural wetlands and literature data (results presented elsewhere) relevant processes were evaluated, resulting in recommendations for design and construction which may improve the performance of 'uranium wetlands'. According to the findings, the construction target of wetlands has to be reconsidered.

1 Einleitung

Die Mobilisierung geogen erhöhter Urangehalte aus Gesteinen, beispielsweise durch bergbauliche Eingriffe, führt oft zu bedenklichen Urankonzentrationen in Grund- und Sickerwässern. Falls diese Wässer in den Einflussbereich potenziell genutzter Aquifere oder Vorfluter gelangen können, sind technologische Aufbereitungsmaßnahmen erforderlich, die aufgrund der Langfristigkeit kostengünstig und wartungsarm sein sollten. Eine Alternative zur großtechnischen Aufbereitung sind Methoden der In-situ-Wasserreinigung; v. a. die hier favorisierten Wetlands weisen entscheidende ökologische und wirtschaftliche Vorteile bei der Schadstoffbehandlung in Spurenkonzentrationen auf.

Die Entwicklung und erste Anwendung von Wetlands für aquatische Urankontaminationen geht auf Beobachtungen an natürlichen Feuchtgebieten (Wetlands) zurück. Im Zuge der Lagerstättenexploration wurde ab den 1960er-Jahren berichtet, dass Uran in solchen organikreichen Wetlands oft bedeutend akkumuliert wird, auch wenn die Urankonzentrationen im zuströmenden Grundwasser nur sehr gering sind (z.B. LOPATKINA 1967 und Zitate darin, READ *et al.* 1993). Die vermutete Fixierung von Uran an organischem Material soll mit einer Reduktion von U(VI) zu U(IV) einhergehen (NASH *et al.* 1981, LOVLEY *et al.* 1991). Dieser Ansatz wurde auch bei den Anwendungen künstlicher Wetlands in Form sog. Kompostwetlands zur Uranrückhaltung angestrebt, da er als dominierender Prozess angesehen wird. Diskutiert wird zudem die Bedeutung von Adsorptionsprozessen durch Ionen-

austausch und Komplexbildung mit Carboxylsäuren und anderen funktionellen Gruppen der organischen Substanz (z.B. SHANBHAG & CHOPPIN 1981, IDIZ *et al.* 1986).

Den ersten Einsätzen künstlicher Wetlands für Urankontaminationen, weltweit rund einem Dutzend, wurde jeweils ein Schema zugrunde gelegt, das sulfatreduzierende Verhältnisse fördert. Als Zielstellung wurde eine effiziente Festlegung von Uran über Reduktion und Ausfällung als U(IV)-Mineralisationen innerhalb der Wetlandpassage formuliert. Die Umsetzung der angestrebten Milieubedingungen erfordert durchströmte Becken, in denen organische Substrate (pflanzliche Abfallprodukte, Stallmist usw.) eingebaut werden, nach dem Schema danach benannter Kompostwetlands. Bei den bisherigen Anwendungen gelang es jedoch nicht, eine optimale und dauerhafte Reinigungsleistung für Uran zu erreichen. Das verdeutlicht den Aufklärungsbedarf bezüglich der maßgebenden Prozesse und steuernden Größen, um eine gezielte Verbesserung der Technologie zu ermöglichen.

2 Vorüberlegungen und Konstruktionsziele

2.1 Bestehende Konstruktions-schemata

Die Anwendung eines Wetlands bezweckt eine natürliche Regeneration des einfließenden, uranbelasteten Wasser. Als nachhaltige Zielsetzung gilt die Implementierung künstlicher Wetlands, die sich über Jahre und Jahrzehnte hinweg zu selbst regulierenden und ökologisch autarken Systemen entwickeln, vergleichbar mit natürlich entstandenen Wetlands. Zukunftsperspektive ist, den Schadstoff Uran in diesen Systemen analog geogener Uranlagerstätten in stabilen Mineralen festzulegen.

Ein grundlegendes Konstruktionschema für ein künstliches Wetland beinhaltet ein flaches, nach unten abgedichtetes Becken, das in vorgegebenen Geländeformen oder durch Aushub errichtet wird. Kompostwetlands werden mit organischem Substrat gefüllt, erhalten eine Feuchtvegetation, die am Standort natürlich vorkommt, und werden i. d. R. mit eigenständigen und oft auch kontrollierten Zu- und Abflussvorrichtungen angelegt (WALTON-DAY 1999). Hochtechnisierte Strukturen wie hydraulische Kontrolleinrichtungen sollten bestmöglich vermieden werden, da sich Systeme, die natürliche Prozesse fördern, als

langlebiger erwiesen haben (NOVOTNY & OLEM 1994).

Für Bergbau- oder Industrierwässer werden solche Wetlands im Ausland seit Jahrzehnten erfolgreich eingesetzt, wobei diverse Schemata für unterschiedliche Milieus und Fließraten entwickelt wurden. Daraus leiten sich eine Reihe von Kriterien wie Dimensionierung, Substrat- und Vegetationsauswahl und chemische Parameter ab, die v. a. in USA und Kanada detailliert in der Literatur aufgegriffen wurden (z.B. NOVOTNY & OLEM 1994); spezielle Kontaminationen wie Uran oder Arsen sind jedoch nicht beinhaltet. Konkrete Designkriterien wurden auch aus Erfahrungen in Großbritannien zusammengefasst (YOUNGER 2000). Dort sind an mehr als zehn Standorten Kompostwetlands bzw. vergleichbare Systeme für Bergbauwässer im Einsatz. Auch im deutschsprachigen Raum bestehen seit mehr als 10 Jahren erste Erfahrungen mit wetlandartigen Systemen für belastete Sickerwässer aus Industrie und Bergbau (WACKERLE *et al.* 1993, GERTH *et al.* 2001). Es fehlen hierzulande jedoch Bestimmungen, die eine behördliche Genehmigungsfähigkeit künstlicher Wetlands unterstützen würden. Typische Pflanzenkläranlagen für kommunale Abwässer werden dagegen im Regelfall behördlich zugelassen. Bereits 1998 wurde in Deutschland eine Richtlinie für „Bewachsene Bodenfilter“ zur Behandlung kommunaler Abwässer herausgegeben (ATV 1998). Diese gibt den Bau von Pflanzenkläranlagen als sog. Horizontal- und Vertikalfilter nach dem Stand der Technik wieder. Solche dezentralen Kleinkläranlagen sind bei der Einhaltung bestimmter Reinigungsziele nach EU-Recht (Art. 3, Richtlinie 91/271 EWG) und deutschem Recht (§ 18a Wasserhaushaltsgesetz) als Dauerlösung zur Abwasserbehandlung zugelassen. Auch das „Anwenderhandbuch Bewachsene Bodenfilter“ als ein Resultat eines Verbundforschungsvorhabens gibt Konstruktionshinweise zur kommunalen Abwasserbehandlung mit dieser Technologie (GELLER & HÖNER 2003).

Auf dieser Datengrundlage, die aus gewöhnlichen Wasserbelastungen ohne spezielle anorganische Kontaminationen wie Uran gewonnen wurde, können neben ökotechnologischen Konstruktionshinweisen auch konkrete Parameter im Hinblick auf ein Wetlanddesign abgeleitet werden. Dass diese Parameter nicht homolog für „Uran-Wetlands“ übernommen werden können, wird schon anhand der Vielfalt möglicher und bedeutender Reinigungsprozesse deutlich.

2.2 Prozessstudien und Folgerungen

Ausgangspunkt einer Wasserbehandlung in Kompostwetlands ist eine intensive Wechselwirkung zwischen Wasserphase und Substrat. Innerhalb der Substratzone werden gelöste Urankontaminationen immobilisiert. Dabei kann Uran durch Sorption in diskreten Zonen temporär angereichert und ggf. daraus wiedergewonnen werden; u. U. wird es auch in stabilere Phasen transformiert.

Zur Einschätzung, welche Prozesse bei der Uranfestlegung im Geländemaßstab maßgeblich sind, eignen sich Untersuchungen natürlicher Wetlands mit hoher Signifikanz für den technologischen Einsatz künstlicher Wetlands. Eine Reihe von Studien an Proben aus natürlichen Wetlands oder vergleichbaren Habitaten beinhaltete Bindungsformanalysen von Uran (READ *et al.* 1993, COETZEE *et al.* 2002b). Dabei wurde Uran überwiegend in labiler oder mäßig labiler Bindung in den Substraten nachgewiesen (z.B. BRAITHWAITE *et al.* 1997, SOWDER *et al.* 2003, SCHÖNER *et al.* submitted). Diese Befunde scheinen darauf zu verweisen, dass eine Uranfixierung in Wetlands nur garantiert werden kann, wenn stabile Gleichgewichtsbedingungen aufrechterhalten werden.

Andererseits wurde bei eigenen Studien ein Modell dargelegt, welches insbesondere mit der Unterscheidung zwischen einer primären und einer dauerhaften Uranfestlegung darauf hindeutet, dass die Beurteilung der ablaufenden Prozesse allein auf Grundlage sequenzieller Extraktionen nicht ausreicht. Diese Studie natürlicher Wetlands (SCHÖNER 2006) zeigt, dass im oxischen Milieu eine beträchtliche Effizienz hinsichtlich hoher Urananreicherungen möglich ist, wobei sich als wahrscheinlicher Prozess die Sorption an Tonmineralen (Vorstufen oder Zersetzung) andeutet, untergeordnet ggf. auch die Mitfällung oder Okklusion durch Sekundärminerale. Mit den höchsten Uragehalten steht zudem Biomasse im Mikromaßstab in unmittelbarer Verbindung. In drei detailliert untersuchten Wetlands wurde Uran dort am höchsten angereichert, wo keine reduzierenden Verhältnisse vorlagen. Zur Uranfestlegung trägt dort also keiner der Prozesse bedeutend bei, die bisher als einzig nachhaltig beurteilt werden, nämlich Reduktion und Ausfällung stabiler Uranminerale (z.B. HALLETT *et al.* 1997). Vielmehr sind Uransorptionsprozesse in direkter und indirekter Verbindung mit Biomasse von Bedeutung. Eine folge-

richtige Herausforderung wäre es, die dort erkannten Prozessketten nachzubilden.

Die erfolgten Studien natürlicher Wetlands liefern keine Hinweise darauf, ob Reduktion als Prozess quantitativ umzusetzen wäre. Andere Untersuchungen natürlicher Wetlands lieferten ebenso wenig den Nachweis, dass reduzierte Uranspezies festgelegt wurden; nichtsdestotrotz wurde oftmals davon ausgegangen (z.B. KOCHENOV *et al.* 1965, GROUDEV *et al.* 2001). Auch bei der Lagerstättenbildung war der primäre Anreicherungsfaktor nicht immer Uranreduktion, insbesondere bei syngenetischen und syndiagenetischen Lagerstätten in Torfen.

Der Nachweis, dass Uranreduktion daher bei künstlichen Wetlands eine wirksam umzusetzende Zielstellung ist und überhaupt dauerhaft realisierbar ist, ist bisher nicht erfolgt. Dass aber andere Mechanismen der Wasserbehandlung zumindest für die Anreicherung von Uran bedeutsamer sein können, wurde mit den Untersuchungen natürlicher Wetlands sowohl im oxischen als auch im sulfidischen Milieu gezeigt (SCHÖNER 2006). Diese sind als Oberflächenprozesse in ihrer Wirkung eingeschränkt durch die Rate der Präzipitation (Mitfällung, Okklusion) oder durch die Menge der zur Verfügung stehenden Flächen (Ionenaustausch und Adsorption). Die darauf beruhenden Mechanismen können bei künstlichen Wetlands aber stimuliert werden. Weitere Prozesse, die zumindest untergeordnet zur Wasserreinigung beitragen, sind vom Umfang her ebenfalls begrenzt, beispielsweise durch Aufnahmezeiten (Bio- und Phytoakkumulation).

Insgesamt verdeutlichen die Prozessstudien, dass an ein zu konstruierendes Wetland standortspezifisch unterschiedliche Anforderungen zu stellen sind, um die Reinigungskriterien erfüllen zu können. Ein einheitlicher Designvorschlag und universell gültige, detaillierte technologische Richtlinien können daher kaum gegeben werden. Im Folgenden werden jedoch Perspektiven hinsichtlich der einzubeziehenden Faktoren aufgezeigt; auf eine ausführliche Diskussion technischer Umsetzungskriterien (Ausformung, Böschungen, Abdichtung, Anstrom und Abfluss, Wasserstandskontrolle usw.) an anderer Stelle sei verwiesen (SCHÖNER 2006).

3 Anwendungsbezogene Aspekte - ein Überblick

3.1 Substrat und Vegetation

Die für Uran angestrebten Mechanismen, zum einen die primäre Rückhaltung, zum anderen die dauerhafte Fixierung, erfordern einen konzentrierten Einsatz an Pflanzen und aktiven Mikroorganismen im Wetland. Primär wird die Stimulation eines hohen Angebotes sorbierender Oberflächen erforderlich. Die lange Phase der Anreicherung intensiv besiedelter organischer Substanz kann dabei bedeutend verkürzt werden, indem man in das ausgestaltete Wetlandbecken bereits leistungsfähiges Substrat als eine mindestens 0,5 m dicke Lage eingebaut. Gegen deutlich dickere Lagen sollen erhöhte Kosten und das Fließregime sprechen (YOUNGER *et al.* 2002). Dabei muss auch ein Kompromiss aus Oberflächenbereitstellung und mikrobieller Verfügbarkeit, Standzeit sowie Anschaffungskosten gefunden werden. In der Praxis werden für Kompostwetlands Mischungen aus preiswertem organischen und anorganischen Substrat bevorzugt. Das organische Substrat soll fibrös sein, um auch bei Wassersättigung eine ausreichende Durchlässigkeit zu gewährleisten. Andererseits darf es den Schadstoffaustrag z. B. über mobile organische Komplexe nicht fördern (vgl. OLIVIE-LAUQUET *et al.* 2001). Durch Aufbereitungsmaßnahmen könnte es möglicherweise in der Effizienz und Langzeitstabilität optimiert werden. Eine hohe Standzeit des anorganischen Substrates kann mit Materialien erreicht werden, die Mohs-Härten ab 6 aufweisen (ITRC 2003).

Ein auf den Standort angepasstes Vegetationsangebot in Ergänzung initial bereitgestelltem Substrat sollte die stetige Neubildung metabolisierbarer Substrate und damit neuer Oberflächen ermöglichen. Zielstellung ist ein autarker Kreislauf mit nachwachsenden Kohlenstoff- und Energiequellen für den bakteriellen Stoffwechsel. Die „passive“ Nachlieferung von Austauschplätzen über ein dynamisches System aus Vegetation und dadurch verstärktem Mikrobewachstum erfordert relativ großflächige Systeme, könnte aber dann ein Schlüssel zur Langzeiteffizienz der Urananreicherung im Wetland sein, mit dem primären Ziel der Sorption von Uran. Der Nachweis, dass diese allgemein angenommene „dynamische Langlebigkeit“ auch zutrifft, ist noch durch Untersuchungen zu erbringen (YOUNGER *et al.* 2002). Die Ergebnisse der Studie natürlicher Wetlands (SCHÖNER 2006) weisen

bereits in diese Richtung und zeigen insbesondere die Bedeutung der Uranfestlegung an organischen Partikeln, die im „Lebensraum“ Wetland zur Verfügung gestellt wurden (Bruchstücke von Pflanzen, Mikroorganismen).

Offen bleiben Fragen, wie robust das Substrat eines künstlichen Wetlands auf externe Störungen reagiert und wie hoch das Regenerationsvermögen eingeschätzt werden kann (KIESSIG 2000). Dazu zählen Überlegungen, wie sich ein möglicher Befall mit Pflanzenschädlingen auswirkt, oder wie schnell der optimale Betriebszustand nach Änderungen im Zustrommilieu oder im internen Milieu, z. B. durch Trockenfallen, wieder hergestellt wird bzw. durch Eingriffe regeneriert werden kann.

Problematisch ist die Abnahme der Reaktivität der Substratzone im Zuge des Langzeiteinsatzes, entweder durch eine vollständige Oberflächenbeladung oder eine Überfüllung mit angesammelten Uranpräzipitaten. Ebenso sind beim Design Faktoren wie Fließhemmungen, ein saisonal herabgesetztes Oberflächenangebot oder ein vollkommenes Durchfrieren des Substrates durch entsprechende Dimensionierung oder Ergänzungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Die meisten dieser Faktoren wurden bei den bisherigen Anwendungsbeispielen verzeichnet und als Ursachen für Effizienzeinschränkungen eingeschätzt. Weitere Untersuchungen und Langzeitstudien im Feldmaßstab sind notwendig, um aus der Ursache-Wirkung-Prozesskette optimierte Lösungen ableiten zu können.

3.2 Hydrologisch-geochemischer Rahmen

Einen wesentlichen Einfluss auf die Mechanismen der Uranentfernung nehmen die hydrologischen und geochemischen Rahmenbedingungen. Konstruktiv zu berücksichtigen sind ausreichende Kontakt- bzw. Verweilzeiten des Urans im Wetland, hohe hydraulische Durchlässigkeiten, geeignete pH-Werte für die gewünschte hydrochemische Speziation und verfügbare organische Substrate für metabolische Prozesse. Konstruktiv verhindert werden müssen dagegen Fließhemmnisse, die die Reaktivität des Systems herabsetzen würden. Die Durchströmbarkeit des Substrates ist also ein primäres Konstruktionskriterium. Die Substratzone sollte nicht nur horizontal, sondern auch in vertikaler Richtung intensiv durchflossen werden, wie in vielen natürlichen Wetlands (TREPPEL *et al.* 2000). Bei zahlreichen künstlichen Kompostwetlands wurde

jedoch ein signifikanter Oberflächenabfluss beobachtet, der rasch nach der Errichtung auftrat (US EPA 1993). Eine vermutete Ursache ist die Verstopfung des Porenraums durch Wurzeln, Pflanzenmaterial oder zufließende Partikel. Speziell die organische Fracht des Wassers im Bereich des Zuflusses, gemessen als BSB, soll dafür verantwortlich sein, dass kaum Austausch mit dem im Substrat vorhandenen Porenwasser stattfindet, sondern stattdessen der horizontale Oberflächenfluss überwiegt (*ibid.*). Ursachen und Maßnahmen gegen „clogging“ wurden in Pilotstudien an Laborwetlands aufgegriffen (LANGERGRABER *et al.* 2003). Als Hauptursache wurde der partikuläre Eintrag von Feststoffen in das Wetland erkannt, aber auch „bioclogging“ durch Bakterienstämme mit starker Schleimproduktion (VANDEVIVERE & BAVEYE 1992). Gegenmaßnahmen umfassen Vorbehandlungsstufen und Eingriffe bezüglich Strömung und Bakterienpopulationen (*ibid.*).

Auch in natürlichen Wetlands gibt es deutliche Anzeichen dafür, dass nur oberflächennah ein intensiver Austausch stattfindet (EGER & LAPAKKO 1988, SCHÖNER 2006). Um in einem künstlichen Wetland die volle Mächtigkeit des eingebauten Substrates auszunutzen, ist die Durchströmung durch eine optimierte technische Ausführung zu fördern, wobei auch die Zusammensetzung des eingebauten Substratmaterials das Fließregime positiv beeinflussen kann.

3.3 Biologische Prozesse

Mikro- und Makroorganismen in einem Wetland entwickeln sich selbständig. Gewöhnlich dauert es jedoch, bis die mikrobiologische Aktivität zufriedenstellende Eliminationserfolge für Schadstoffe bewirkt, beispielsweise über Biosorption oder dissimilatorische Prozesse. Uran sollte, bezieht man sich auf Laborstudien, über bakterielle Reduktion parallel zu Sulfatreduktion stabil fixiert werden können (z.B. LOVLEY *et al.* 1991); gleichwohl gibt es keinen einzigen Nachweis, dass dieser Prozess im Geländemaßstab maßgeblich ist (s. o.). Für „Uran-Wetlands“ könnte es zumindest sinnvoll sein, bakterielle Uranreduktion in Ergänzung anzustreben. Die Behandlungseffizienz kann immer verbessert werden, wenn innerhalb des Wetlands unterschiedliche Milieubedingungen geboten werden (HABERL *et al.* 2003). Eine Möglichkeit wären aktiv durchströmte Zonen im Zuflussbereich, mit hohem Oberflächenangebot, und dauerhaft stabile Redoxbarrieren am Ausfluss (vgl. SCHÖNER 2006).

Zur Erhöhung der Reaktionsraten können aktive Mikrobenstämme oder Spezies eines Wetlands vor Ort gezielt in ihrer Aktivität oder Anzahl angeregt werden. Im Unterschied zur In-Situ-Stimulation kann versucht werden, im Labor vermehrte mikrobielle Spezies einmalig vor Ort zu implementieren (Zitate in SKOUSEN 2002), was den hier angestrebten passiven Lösungsansätzen deutlich näher kommt. Für diese Bioaugmentation werden spezifisch schadstofftolerante Bakterien zuvor vom Standort isoliert oder aus Sammelbanken entnommen und nach der Vermehrung in das Wetland infiltriert (SLUG 2000). Als problematisch erweist sich, dass sich die Mehrheit der Bakterien im Umkreis weniger Zentimeter von der Einbringstelle festsetzt (*ibid.*). Darüber hinaus ist noch unklar, inwieweit die Animpfung langfristig erfolgreich ist. Es ist zu befürchten, dass die eingebrachten Spezies von den im Wetland bereits vorliegenden mikrobiologischen Gemeinschaften rasch zurückgedrängt werden. Räumlich getrennte Redoxzonen könnten diesbezüglich förderlich sein. Weiterhin kann die Langzeiteffizienz durch ein geeignetes technisches Design und Substratmischungen gestützt werden. Als Ergänzung sind geschlossene Reaktoren, die stabile Reduktionsprozesse gewährleisten können (PULLES *et al.* 2004), zu erwägen.

3.4 Betrieb und Monitoring

Um einen optimalen Betrieb eines künstlichen Wetlands erreichen zu können, müssen eine Reihe konstruktiver Maßnahmen beachtet und teilweise schon während der Bauphase umgesetzt werden. Es ist davon auszugehen, dass Vorreinigungsstufen erforderlich sind, damit ein Zusetzen des Substrates vermindert wird (z.B. GELLER 1998). Das Verstopfen des „Filtermaterials“ ist bei weitem das größte konstruktive Problem von künstlichen Wetlands, in denen signifikant vertikale Durchströmung stattfindet (LANGERGRABER *et al.* 2003), wie das bei Kompostwetlands der Fall ist.

Zur Aufrechterhaltung der biochemischen Prozesse in einem Kompostwetland ist es notwendig, dass eine permanente Wassersättigung bzw. Flutung des Substrates gewährleistet wird. Konstruktive Maßnahmen zum Management des Wasserstands umfassen Wälle oder Dämme. Noch wirkungsvoller sind diese Randerhöhungen, wenn sie zentripetale Zuflösvorrichtungen in das Wetland hinein enthalten, oder ggf. auch einfache Holzschleusen (RSPB 2002). Als Wasserspeicher dient ein separates Rückhaltebecken oder z. B. ein wassergefüllter Ringgraben in der

ansteigenden Umrandung des Wetlands, aus denen das Wetland bei abnehmendem Zufluss weiterhin gespeist werden kann. Über diese Pufferzonen kann im Wetland permanent ein hoher Wasserstand gesichert werden.

Damit Funktion und Standzeit von Kompostwetlands für Uran bestätigt und positiv beeinflusst werden können, sind wissenschaftlich begleitete Geländestudien über mehrere Jahre zwingend notwendig. Generell kann man in einem Wetland mithilfe eines anfangs regelmäßig durchzuführenden Monitorings die meisten Probleme frühzeitig erkennen und das Wetlandmanagement anpassen, zumal nach dem bisherigen Kenntnisstand stets auch ein Minimum an Wartung erforderlich ist. Um die Langzeitstabilität der oberflächenexponierten Wetlands über solche Eingriffe zu gewährleisten ist zu klären, wer für Langzeitkosten aufkommt (COETZEE *et al.* 2002a).

Korrekturingriffe sollten wiederum in ihrer Auswirkung auf den Betrieb überprüft, dokumentiert und zweckdienlich überarbeitet werden (ITRC 2005). Ein derartiger interaktiver Prozess ermöglicht letztendlich ein optimales Management des Wetlands und ist für wissenschaftliche Fragestellungen, insbesondere aber auch für die Kontrolle in der Anfangsphase unumgänglich. Die wichtigsten Einflussgrößen auf die Wasserbehandlung sind während dieser Phase häufig zu überprüfen. Erfahrungen zeigen, dass bei Wetlands zur Wasserbehandlung ab der vierten Vegetationsperiode gewöhnlich nur noch Inspektionen im Frühjahr und Herbst notwendig sind (ITRC 2003). Es kann also von einem regelmäßigen Monitoring während der „Kindheitsphase“ des Wetlands zu einem periodischen Monitoring übergegangen werden, mit dem trotzdem noch saisonale Effekte erfasst werden können.

Die technische Funktionalität ist jedoch nur ein Aspekt, der die Genehmigungsfähigkeit von alternativen Behandlungsmethoden wie Wetlands beeinflusst. Aufgrund der bekannten Unsicherheit im Leistungsverhalten erweist es sich als günstig, den Betrachtungszeitraum, in dem die Einhaltung stabiler Abgabewerte gewährleistet werden kann, im Vergleich zu herkömmlichen Systemen auszudehnen (vgl. COETZEE *et al.* 2002a). Das erschwert jedoch präzise Voraussagen zu einhaltbaren Abgabegrenzwerten. Berücksichtigt werden sollte zudem die öffentliche Akzeptanz der Risiken, die diese Systeme bergen können, und das Potenzial, dass sich diese Akzeptanz im Laufe der Zeit ändert (*ibid.*). Weiterhin sind Nachsorgemaßnahmen und Nachfolge-

lösungen bereits in der Genehmigungsphase abzuklären (vgl. SCHÖNER 2006).

4 Schlussfolgerung, Ausblick

Erste Prozessstudien natürlicher Wetlands deuten darauf hin, dass Wetlands verlässliche Uranakkumulatoren sein können, auch wenn keine Uranmineralisation erfolgt. Hier wurden in Konsequenz notwendige technische Modifikationen für den Bau künstlicher Wetlands dargelegt und anwendungsorientierte Nachhaltigkeitskriterien formuliert, die erste Schritte in Richtung Langzeitstabilität aufzeigen.

Auswirkungen von Milieuveränderungen auf nicht mineralisch festgelegtes Uran wurden in der Langzeitperspektive bisher nicht detailliert untersucht; die Anreicherungs-effizienz natürlicher Wetlands spricht jedoch dafür, dass von Wetlands kein deutliches Risiko erhöhten Uranaustrags ausgehen muss. Eine Nachahmung der in den natürlichen Wetlands erkannten Prozessketten, die geo- und biologische Wechselwirkungen beinhalten, ist nach dem bisherigen Kenntnisstand zu empfehlen. Gelingt es, Sorptionsprozesse in künstlichen Wetlands gezielt zu fördern, idealer Weise in Kombination mit einer effizienten Phytostabilisierung und auch Biorreduktion, ist der Einsatz künstlicher Wetlands zur primären Uranentfernung aus gering bis mäßig belastetem Wasser ein vielversprechendes Verfahren.

Mit weiterer Identifikation der wirksamen Prozesse sollte es möglich sein, echte passive Systeme zu schaffen, die mit einer adaptieren und optimierten Biozönose aus Substrat, Bakterien und Pflanzen ökologisch autark funktionieren. Solche Wetlands gliedern sich nach dem Ende der kalkulierten Betriebsdauer in den Untergrund ein und könnten im Fernziel möglicherweise neue Uranlagerstätten bilden.

5 Literaturverzeichnis

- ATV (1998): Grundsätze Für Bemessungen, Bau Und Betrieb Von Pflanzenbeeten Für Kommunales Abwasser Bei Ausbaugrößen Bis 1000 Einwohnerwerte. – Regelwerk Abwasser-Abfall, Arbeitsblatt A 262; ATV (Abwassertechnische Vereinigung).
- BRAITHWAITE, A., LIVENS, F.R., RICHARDSON, S., HOWE, M.T. & GOULDING, D.W. (1997): Kinetically Controlled Release of Uranium from Soils. – *European Journal of Soil Science*, 48: 661-673.
- COETZEE, H., FALCK, W.E. & METZLER, D.R. (2002a): Workshop "Long-Term Stability of Remediation Measures". – http://www.geo.tu-freiberg.de/umh/umh_III.htm, Version 02.10.2002.

- COETZEE, H., WADE, P. & WINDE, F. (2002b): Reliance on Existing Wetlands for Pollution Control around the Witwatersrand God/Uranium Mines of South Africa - Are They Sufficient? – In: MERKEL, B.J., PLANER-FRIEDRICH, B. & WOLKERSDORFER, C. (Hrsg.), *Uranium in the Aquatic Environment*, S. 59-64, Springer.
- EGER, P. & LAPAKKO, K. (1988): Nickel and Copper Removal from Mine Drainage by Natural Wetland. – AMERICAN SOCIETY FOR SURFACE MINING AND RECLAMATION (Hrsg.): *Mine drainage and surface mine reclamation conference*, 17-22 April 1988, Pittsburgh, PA, Vol. 1, S. 301-309, American Society for Surface Mining and Reclamation.
- GELLER, G. (1998): Horizontal Durchflossene Pflanzenkläranlagen Im Deutschsprachigen Raum - Langfristige Erfahrungen, Entwicklungsstand. – *Wasser & Boden*, 50(1/1998): 18-25.
- GELLER, G. & HÖNER, G. (2003): *Anwenderhandbuch Pflanzenkläranlagen. Praktisches Qualitätsmanagement Bei Planung, Bau Und Betrieb.* – Springer, 2003.
- GERTH, A., HEBNER, A., KIESSIG, G. & KÜCHLER, A. (2001): Behandlung Von Bergbauwässern in Constructed Wetlands. – *Wasser, Luft und Boden*, 45(7/8): 49-50, 52.
- GROUDEV, S.N., NICOLOVA, M.V., SPASOVA, I.I., KOMNITSAS, K. & PASPALIARIS, I. (2001): Treatment of Acid Mine Drainage from an Uranium Deposit by Means of a Natural Wetland. – ISEB 2001 Phytoremediation Conference, 15.-17 May 2001, Leipzig, Germany, S. 1-7.
- HABERL, R., GREGO, S., LANGERGRABER, G., KADLEC, R., CICALINI, A.-R., DIAS, S., NOVAIS, J., AUBERT, S., GERTH, A., THOMAS, H.M. & HEBNER, A. (2003): Constructed Wetlands for the Treatment of Organic Pollutants. – *Journal of Soils and Sediments*, 3(2): 109-124.
- HALLETT, C.J., LAMB, H.M. & PAYNE, C.A. (1997): The Potential Use of Passive Treatment Technology for the Removal of Uranium from Minewaters - an Assessment of Solid-Aqueous Equilibria. – In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.), *Minewater Treatment Using Wetlands*, S. 139-149, Lavenham Press.
- IDIZ, E.F., CARLISLE, D. & KAPLAN, I.R. (1986): Interaction between Organic Matter and Trace Metals in an Uranium Rich Bog, Kern County, California, U.S.A. – *Applied Geochemistry*, 1: 573-590.
- ITRC (2003): *Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands.* – http://www.itrcweb.org/Documents/WTLN_D-1.pdf, Version April 2005; The Interstate Technology and Regulatory Council Wetlands Team, USA.
- ITRC (2005): *Guidance for Characterization, Design, Construction and Monitoring of Mitigation Wetlands.* – <http://207.86.51.122/seminars/itrc101105.pps>, Version October 2005; The Interstate Technology and Regulatory Council; Guidance for Characterization, Design, Construction and Monitoring of Mitigation Wetlands.
- KIESSIG, G. (2000): *Präzisierung Und Ergänzung Der Zielstellungen Für Die Entwicklung Und Den Einsatz Von Alternativen Wasserbehandlungsverfahren Im Rahmen Der Wismut-Sanierung Bis 2005.* – WISMUT GMBH (Hrsg.): *Workshop: Passive Wasserbehandlungsverfahren*, 11.-14. November 2000, Chemnitz.
- KOCHENOV, A.V., ZINEVYEV, V.V. & LOVALEVA, S.A. (1965): Some Features of the Accumulation of Uranium in Peat Bogs. – *Geochemistry International*, 2(1): 65-70.
- LANGERGRABER, G., HABERL, R., LABER, J. & PRESSL, A. (2003): Evaluation of Substrate Clogging Processes in Vertical Flow Constructed Wetlands. – *Water Science and Technology*, 48(5): 25-34.
- LOPATKINA, A.P. (1967): Conditions of Accumulation of Uranium in Peat. – *Geochemistry International*, 4: 577-588.
- LOVLEY, D.R., PHILLIPS, E.J.P., GORBY, J.P. & LANDA, E.R. (1991): Microbial Reduction of Uranium. – *Nature*, 350: 413-416.
- NASH, K., FRIED, S., FREIDMAN, A.M. & SULLIVAN, J.C. (1981): Redox Behaviour, Complexing and Adsorption of Hexavalent Actinides by Humic Acid and Selected Clays. – *Environmental Science and Technology*, 15: 834-837.
- NOVOTNY, V. & OLEM, H. (1994): *Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution.* – Van Nostrand Reinhold VNR, 1994.
- OLIVIE-LAUQUET, G., GRUAU, G., DIA, A., RIOU, C., JAFFREZIC, A. & HENIN, O. (2001): Release of Trace Elements in Wetlands: Role of Seasonal Variability. – *Water Research*, 35(4): 943-952.
- PULLES, W., COETSER, L. & HEATH, R. (2004): Development of High-Rate Passive Sulphate Reduction Technology for Mine Waters. – JARVIS, A.P., DUDGEON, B.A. & YOUNGER, P.L. (Hrsg.): *International Mine Water Association Symposium: Mine Water 2004 - Process, Policy and Progress*, 19-23 September 2004, Newcastle, Vol. 1, S. 253-262, University of Newcastle upon Tyne, United Kingdom.
- READ, D., LAWLESS, T.A., SIMS, R.J. & BUTTER, K.R. (1993): The Migration of Uranium into Peat Rich Soils at Broubster, Caithness, Scotland, U.K. – *Journal of Contaminant Hydrology*, 14(1): 277-289.
- RSPB (2002): *Species and Habitat Management - Managing Water Levels on Wetlands.* – Reserve

- management information sheet, 5 S. <http://www.rspb.org.uk/countryside/managingreserves/habitats/reedbeds/index.asp>; Royal Society for the Protection of Birds, UK.
- SCHÖNER, A. (2006): Hydrogeochemische Prozesse Der Uranfixierung in Natürlichen Wetlands Und Deren Anwendbarkeit in Der "Passiven" Wasserbehandlung. – Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität, Jena, 373 S.
- SCHÖNER, A., NOUBACTEP, C., BÜCHEL, G. & SAUTER, M. (submitted): The Geochemistry of Natural Wetlands in Former Uranium Milling Sites (Eastern Germany): Implications for Uranium Retention. – *Chemie der Erde - Geochemistry*.
- SHANBHAG, P.M. & CHOPPIN, G.R. (1981): Binding of Uranyl by Humic Acid. – *Journal of Inorganic and Nuclear Chemistry*, 43: 3369-3372.
- SKOUSEN, J. (2002): Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage. – <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/references.htm#Overview>; West Virginia University Extension Service.
- SLUG (2000): Materialien Zur Altlastenbehandlung Nr. 1/2000. – http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/SabfaWeb/sabfaweb-nt/berichte/mza1_00/mza1_00.html, Version 07/2000; Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie SLUG.
- SOWDER, A.G., BERTSCH, P.M. & MORRIS, P.J. (2003): Partitioning and Availability of Uranium and Nickel in Contaminated Riparian Sediments. – *Journal of Environmental Quality*, 32: 885-889.
- TREPEL, M., DALL'O, M., DAL CIN, L., DE WIT, M., OPITZ, S., PALMEN, L., PERSSON, J., PIETERSE, N.M., TIMMERMANN, T., BENDORICCHIO, G., KLUGE, W. & JORGENSEN, S.-E. (2000): Models for Wetland Planning, Design and Management. – *Ecosystems*, 8: 93-137.
- US EPA (1993): Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment - a Technology Assessment. – Report EPA 832-R-93-008, 87 S.; U.S. Environmental Protection Agency, Municipal Technology Branch (MTB).
- VANDEVIVERE, P. & BAVEYE, P. (1992): Relationship between Transport of Bacteria and Their Clogging Efficiency in Sand Columns. – *Applied and Environmental Microbiology*, 58(8): 2523-2530.
- WACKERLE, L., GRADL, T. & HUA, J. (1993): Reinigung Von Sickerwässern Aus Altdeponien Mit Biologischen Bodenfiltern. – *Müll und Abfall*, 1: 253-264.
- WALTON-DAY, K. (1999): Geochemistry of the Processes That Attenuate Acid Mine Drainage in Wetlands. – In: PLUMLEE, G.S. & LOGSDON, M.J. (Hrsg.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*, S. 215–228, Society of Economic Geologists.
- YOUNGER, P.L. (2000): The Adoption and Adaption of Passive Treatment Technologies for Minewaters in the United Kingdom. – *Mine Water and the Environment*, 19: 84-97.
- YOUNGER, P.L., BANWART, S.A. & HEDIN, R.S. (2002): *Mine Water. Hydrology, Pollution, Remediation*. – Environmental Pollution, Kluwer, 2002.