

# Passive Grubenwassereinigung als Alternative zu aktiven Systemen

Christian Wolkersdorfer, Paul L. Younger

## Kurzfassung

Um kontaminiertes Grubenwasser langfristig kostengünstig reinigen zu können, sind Methoden mit geringstmöglichen Investitions- und Unterhaltungskosten nötig. Dazu wurden in Großbritannien und Deutschland in den zurückliegenden Jahren unterschiedliche passive Reinigungssysteme in Betrieb genommen (z. B. Anoxische Karbonatkanäle, konstruierte Feuchtgebiete, reaktive Barrieren, Großoberflächenfilter).

Solche Systeme reinigen teilweise schon seit mehr als acht Jahren erfolgreich kontaminiertes Grubenwasser, wobei Flächen von bis zu 6 ha in Anspruch genommen wurden. In den Fällen, in denen das Grubenwasser zu stark mit Schwermetallen verunreinigt ist, muss eine Kombination von aktiven und passiven Techniken eingesetzt werden. Dies gewährleistet stets eine Reinigung des Grubenwasser auf das behördlicherseits geforderte Niveau.

Da derzeit nicht alle Prozesse, die in passiven Reinigungssystemen ablaufen, bis ins letzte Detail verstanden sind, sollen aktuelle Forschungsprojekte (z. B. das EU-Projekt PIRAMID) dazu beitragen, offene Fragen zu klären.

## Abstract

For the treatment of contaminated mine waters, reliable treatment methods with low investment and operational costs are essential. Therefore, passive treatment systems recently have been installed in Great Britain and in Germany (e. g. anoxic limestone drains, constructed wetlands, reactive barriers, roughing filters) and during the past eight years such systems successfully treated mine waters, using up to 6 ha of space. In some cases with highly contaminated mine water, a combination of active and passive systems should be taken into account, as by all time the water quality has to reach the limits. Because not all the processes of passive treatment systems are understood in detail, current research projects (e. g. EU-project PIRAMID) had been established to clarify open questions.

## Einleitung

In den neunziger Jahren des 20. Jahrhunderts mussten aus ökonomischen oder politischen Gründen europaweit zahlreiche Bergwerke schließen, wovon insbesondere die Kohlenindustrie in Großbritannien und die Bergbaubetriebe in Ostdeutschland betroffen waren (POWELL 1993, WOLKERSDORFER 1995, KUYUMCU & HARTWIG 1998). Diese Grubenschließungen verursachten flutungsbedingt eine Kontamination von Grund- und Oberflächenwasser, wofür in Großbritannien vor allem die staatliche Kohlenindustrie verantwortlich war (NATIONAL RIVERS AUTHORITY 1994, YOUNGER 1993). Öffentlicher und politischer Druck seitens der nationalen und europäischen Behörden führten dazu, dass in Deutschland und Großbritannien intensive Forschungsarbeiten begannen, die alle das Ziel hatten, die Gewässerverunreinigungen signifikant zu minimieren. Einer der Forschungsschwerpunkte lag dabei auf Systemen, die mit möglichst geringem Energie- und Personalaufwand auch längerfristig zuverlässig arbeiten können.

Grubenwässer können oftmals für Jahrzehnte, ja sogar Jahrhunderte hohe Schadstofffrachten aufweisen (GATZWEILER & MAGER 1993, WOLKERSDORFER 1995, YOUNGER 1997a). Um diese Grubenwässer preiswert reinigen zu können, begannen sich die verantwortlichen Behörden für Alternativen zu den bisherigen kostenintensiven Reinigungssystemen zu interessieren. 1994 veröffentlichte das „US Bureau of Mines“ ein Handbuch zur Behandlung verunreinigter Grubenwässer aus dem Kohlenbergbau (HEDIN et al. 1994), das von den verantwortlichen Behörden in Großbritannien mit großem Interesse aufgenom-

Dr. Ch. Wolkersdorfer,  
TU Bergakademie Freiberg, Lehrstuhl für Hydrogeologie,  
Gustav-Zeuner-Str. 12, 09596 Freiberg/Sachsen,  
Telefon: 03731-39-3309, Telefax: 03731-39-2720,  
E-Mail: c.wolke@tu-freiberg.de

Prof. P. L. Younger,  
University of Newcastle, Department of Civil Engineering,  
Newcastle Upon Tyne NE1 7RU, UK,  
Telefon: +44-191-222-7942, Telefax: +44-191-222-6669,  
E-Mail: p.l.younger@ncl.ac.uk

In memoriam Prof. Helms/Clausthal  
und Dr. Vladimir Straskraba/Littleton, CO

Eingang des Beitrages: 18.05.2001

Eingang des überarbeiteten Beitrages: 05.02.2002

men wurden (YOUNGER 1995, YOUNGER & HARBOURNE 1995, YOUNGER 1997b). Ende 1997 liefen in Großbritannien bereits acht passive Wasserreinigungsanlagen (Tab. 1, Abb. 1, YOUNGER 1997b), die als die ersten passiven Systeme in Europa gelten. Seitdem hat die Anwendung und Akzeptanz dieser Systeme signifikant zugenommen und heute sind 28 dieser Anlagen, davon fünf experimentelle, in Betrieb. Abgesehen von zwei Systemen (Lokalität 23: Craigenbay Quarry; Lokalität 28: Foss Mine) sind alle an gefluteten Bergwerken installiert. In diesem Artikel sollen die britischen Erfahrungen mit Systemen zur passiven Grubenwasserreinigung zusammengefasst sowie die neuesten Forschungsergebnisse vorgestellt werden. Einleitend werden die Mechanismen vorgestellt, die in passiven Reinigungssystemen ablaufen. Intensive Forschungen zur Optimierung passiver Reinigungstechnologien im Bergbausektor werden derzeit im EU-Projekt PIRAMID (Passive in-situ Remediation of Acid Mine/Industrial Drainage) durchgeführt, an dem auch die Universitäten Freiberg/Sachsen und Jena beteiligt sind (SAUTER & WOLKERSDORFER 2000; Einzelheiten unter <http://www.piramid.org>).

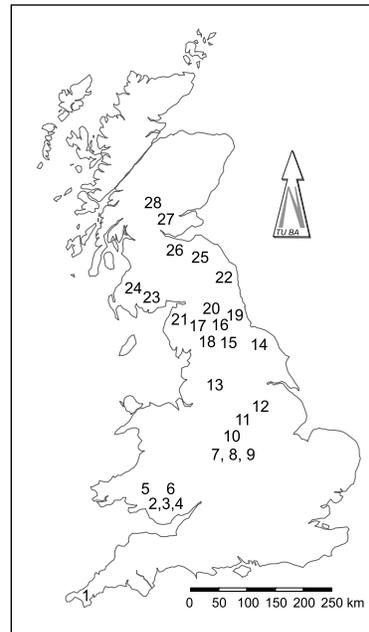


Abb. 1: Standorte von Systemen zur passiven Reinigung von Grubenwässern in Großbritannien (2001). Details in Tab. 1. An den Lokalitäten 1, 14, 16, 17, 22 und 28 befinden sich Pilotanlagen und an den Lokalitäten 5, 12, 13 und 25 reinigen passive Systeme Wässer aus einer konventionellen Grubenwasserbehandlungsanlage.

Tab. 1: Passive Behandlungssysteme für Grubenwässer in Großbritannien (2001). Mengenangaben in  $\text{mg l}^{-1}$ , bei Ra in  $\text{Bq l}^{-1}$  und bei Alkalität und Acidität in  $\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$ -Äquivalenten. Sofern keine anderen Angaben vorhanden sind, baute das Bergwerk auf Kohle ab. Aci: Acidität, Alk: Alkalität.

| Nummer  | Name der Lokalität                     | Fertigstellung | Art des Grubenwassers                         | Art des passiven Systems   | Fläche, ha                  | Einlaufkonzentrationen, $\text{mg l}^{-1}$             | Auslaufkonzentrationen, $\text{mg l}^{-1}$             |
|---------|--|----------------|---|--|-----------------------------|--|--|
| 1       | Wheal Jane (Cornwall)<br>Zinn und Zink | Dezember 1994  | Stark acidisches Schachtwasser einer Zinnmine | Pilotanlagen aus aeroben Feuchtgebieten, geschlossenen anaeroben Systemen und aeroben „Steinfiltern“ mit drei unterschiedlichen Vorbehandlungen (HAMILTON et al. 1997) | 2,4                         | Fe 141<br>Zn 79<br>Cu 0,4<br>Mn 24<br>As 2,7<br>pH 4,0 | Fe 19<br>Zn 45<br>Cu 0,2<br>Mn 20<br>As 0,01<br>pH 3,6 |
| 2       | Pelenna I (South Wales)                | Oktober 1995   | Schwach acidisches Stollenwasser              | Kompostfeuchtgebiet (EDWARDS et al. 1997)  | 0,09                        | Fe 20<br>pH 6,5  | Fe 5<br>pH 7,3   |
| 3       | Pelenna II                             | August 1999    | Acidisches Stollenwasser                      | Mehrere Zellen in Serie: Aerobe Zelle – RAPS – Aerobe Zelle – RAPS – Aerobe Zelle  | 0,75                        | Fe 35<br>pH 5,5  | Fe 1,5<br>pH 6,5                                       |
| 4       | Pelenna III                            | April 1998     | 3 stark netto-acidische Stollenwässer         | Zwei parallel arbeitende RAPS mit nachfolgendem Aeroben Feuchtgebiet (EDWARDS et al. 1997, YOUNGER 1998b)  | 1,0                         | Fe 69<br>Zn 0,034<br>Aci 125<br>pH 5,0                 | Fe 4,2<br>Zn 0,004<br>Aci 8,9<br>pH 7,2                |
| 5       | Ynysarwed (South Wales)                | März 2000      | Stark netto-acidisches Schachtwasser          | Aerobes Feuchtgebiet zur Nachreinigung des Wassers einer aktiven Wasseraufbereitung (RANSON & EDWARDS 1997, YOUNGER et al. 1998)                                       | 1,0                         | nicht verfügbar  | nicht verfügbar  |
| 6       | Gwynfi (South Wales)                   | August 1998    | Netto-alkalisches Stollenwasser               | Aerobes Feuchtgebiet (Besitzer: Coal Authority)  | 0,08                        | Fe 7   | Fe < 1,0   |
| 7, 8, 9 | Nailstone (Leicestershire)             | September 1997 | Acidisches Wasser einer Abraumhalde           | Kleines Kompostfeuchtgebiet mit Oberflächenabfluss und ein Aerobes Feuchtgebiet  | 0,25 (Summe von 3 Gebieten) | Fe 46<br>Al 47<br>pH 4,9                               | Fe 14,6<br>Al 9<br>pH 5,6                              |
| 10      | Renishaw Park (South Yorkshire)        | November 1999  | Acidisches Wasser einer Abraumhalde           | Reaktive Wand (Besitzer: Coal Authority)   | 0,004                       | nicht verfügbar  | nicht verfügbar  |
| 11      | Dodworth Pit Heap (South Yorkshire)    | September 1994 | Acidisches Wasser einer Abraumhalde           | Aerobes Feuchtgebiet (BANNISTER 1997)  | 0,25                        | Fe 30<br>pH 6,5  | Fe < 1,0<br>pH 7,3                                     |
| 12      | Woolley Colliery (West Yorkshire)      | Juli 1995      | Gepumptes, alkalisches Schachtwasser          | Aerobes Feuchtgebiet, das Wasser einer aktiven Wasseraufbereitung (Fe von 40 auf $10 \text{ mg l}^{-1}$ ) nachreinigt (Besitzer: Coal Authority; LAINE 1997, 1998).    | 1,4                         | Fe 10  | Fe < 1   |

| Nummer | Name der Lokalität  | Fertigstellung                           | Art des Grubenwassers   | Art des passiven Systems   | Fläche, ha | Einlaufkonzentrationen, mg l <sup>-1</sup> | Auslaufkonzentrationen, mg l <sup>-1</sup>   |
|--------|---|--|---|--|------------|--|--|
| 13     | Old Meadows Drift (East Lancashire)                                       | September 1999                           | Netto-acidisches Stollenwasser                                    | Aerobes Feuchtgebiet, das Wasser einer aktiven Wasseraufbereitung (Fe von 50 auf 5 mg l <sup>-1</sup> ) nachreinigt (Besitzer: Coal Authority; LAINE 1998) | 0,16       | Fe 5                                       | Fe < 1                                       |
| 14     | Skinningrove (Cleveland, N Yorkshire); aufgelassenes Eisensteinbergwerk   | Pilotanlage: November 1999 Sommer 2000   | Netto alkalisches Schachtwasser                                   | Großoberflächenfilter zur Entfernung von Eisen. Unterirdisches System in einem steilen, bewohnten Tal, ohne Platz für Feuchtgebiete.                       | 0,25       | nicht verfügbar                            | nicht verfügbar                              |
| 15     | St Helen Auckland (South Durham)  | August 1999                              | Netto alkalisches Schachtwasser                                   | Aerobes Feuchtgebiet (Besitzer: English Partnerships)  | 0,25       | Fe 3<br>Alk 500<br>pH 6,3                  | Fe 0,3<br>Alk 480<br>pH 6,7                  |
| 16     | Bowden Close (West Durham)  | September 1999                           | Acidisches Wasser einer Abraumhalde, möglicherweise Stollenwasser | Pilotanlage mit RAPS und nachfolgendem Aeroben Feuchtgebiet (Besitzer: Durham County Council)  | 0,1        | Fe 20<br>Al 8<br>pH 5,0<br>Alk 4           | Fe 3<br>Al 0,1<br>pH 7,2<br>Alk 225          |
| 17     | Nenthead (Cumbria); aufgelassenes Blei-Zink-Bergwerk                      | Juli 1998                                | Zinkreiches alkalisches Grubenwasser                              | Pilotanlage mit geschlossenem Karbonatlösungsreaktor (Abb. 4b; NUTTALL & YOUNGER 2000)   | 0,0007     | Zn 8                                       | Zn 3   |
| 18     | Tailrace Level (Durham); aufgelassenes Blei-Zink-Bergwerk                 | Februar 2000                             | Zinkreiches alkalisches Grubenwasser                              | Geschlossener Karbonatlösungsreaktor (Abb. 4b; Besitzer: Environment Agency)   | 0,25       | Zn 40                                      | nicht verfügbar                              |
| 19     | Edmondsley Yard Drift (Central Durham)                                    | September 1999                           | Netto alkalisches Stollenwasser                                   | Aerobes Feuchtgebiet (Besitzer: Coal Authority).   | 1,25       | Fe 27                                      | Fe 0,1                                       |
| 20     | Quaking Houses (Northwest Durham)   | Pilotanlage: Februar 1995 September 1997 | Acidisches Wasser einer Abraumhalde                               | Kompostfeuchtgebiet (YOUNGER et al. 1997, JARVIS & YOUNGER 1999, KEMP & GRIFFITHS 1999)  | 0,04       | Fe 10<br>Al 53<br>pH 4,5                   | Fe 10<br>Al 53<br>pH 6,5                     |
| 21     | Oatlands (West Cumbria)   | September 1998                           | Acidisches Wasser einer Abraumhalde                               | Aerobes Feuchtgebiet (WARNER 1997)   | 0,16       | Fe 85<br>pH 4,0                            | Fe 25<br>pH 3,1                              |
| 22     | Shilbottle (Northumberland)   | 1995                                     | Acidisches Wasser einer Abraumhalde                               | Aerobes Feuchtgebiet (Reaktive Wand in Bau)  | 0,3        | Fe 100<br>pH 3,5                           | Fe 25<br>pH 3,0                              |
| 23     | Craigenbay Quarry (Galloway, Schottland)                                  | August 1998                              | Tagebauwasser   | 4 aerobe Feuchtgebiete, 2 davon mit vorgeschaltetem RAPS (NORTON et al. 1998)  | 0,14       | pH 3,5                                     | pH 5,5                                       |
| 24     | Dalquharran (Ayrshire, Schottland)  | September 1994                           | Stollenwasser eines Untertagebergwerks                            | Aerobes Feuchtgebiet (MARSDEN et al. 1997)   | 0,095      | Fe 200                                     | Fe 50  |
| 25     | Monktonhall Colliery (East Lothian, Schottland)                           | Juli 1998                                | Grubenwasser eines aktiven Untertagebergwerks                     | Aerobes Feuchtgebiet, das Wasser einer aktiven Wasseraufbereitung nachreinigt  | 0,5        | Fe 10                                      | Fe < 1                                       |
| 26     | Minto Colliery (Ore Valley, Fife)   | April 1998                               | Schachtüberlauf   | Aerobes Feuchtgebiet (Besitzer: Coal Authority)  | 1          | Fe 18                                      | Fe < 1                                       |
| 27     | Mains of Blairingone (Clakmannan Kohlenmine)                              | November 1995                            | Stollenwasser eines verfüllten Tagebaus                           | Aerobes Feuchtgebiet (MARSDEN et al. 1997, YOUNGER 2001)   | 6,2        | Fe 38                                      | Fe 2,3                                       |
| 28     | Foss Mine (Aberfeldy); Baryt in pyritischem und sphaleritischem Erzkörper | August 1998                              | Abgepumptes Grubenwasser eines bestehenden Untertagebergwerks     | Pilotanlage mit RAPS-System und nachfolgendem aeroben Feuchtgebiet und ALD   | 0,005      | Fe 2<br>Mn 14<br>Al 8<br>Zn 32<br>pH 5,4   | Fe 0,4<br>Mn 12<br>Al 1,5<br>Zn 25<br>pH 5,8 |

## Planung zur Reinigung von Grubenwasser – der hydrogeologische Zusammenhang

Grubenwässer sind oftmals mit Schwermetallen belastet oder weisen niedrige pH-Werte auf (HELMs 1995). Sie müssen daher vor der Ableitung in die Vorflut auf ein ökologisch annehmbares Maß gereinigt werden, wobei intensive hydrogeologische und hydrogeochemische Untersuchungen Grundlage aller Planungen von Grubenwasserreinigungsanlagen sind. Aus den Ergebnissen dieser Untersuchungen lassen sich Entscheidungen ableiten, um das Grubenwasser zu handhaben oder Tagebaurestseen zu fluten (z. B. YOUNGER 1997a, 1998a, WOLKERSDORFER et al. 1997, WOOD et al. 1999, WINKLER 2001, KLAPPER 1994). Basierend auf geologischen, petrographischen sowie stratigraphischen Informationen ist die Entwicklung des pH-Wertes sowie der künftigen Eisengehalte des Grubenwassers vorher-sagbar, wobei hauptsächlich der Disulfidgehalt eine Rolle spielt (WOLKERSDORFER 1995, YOUNGER 2000b).

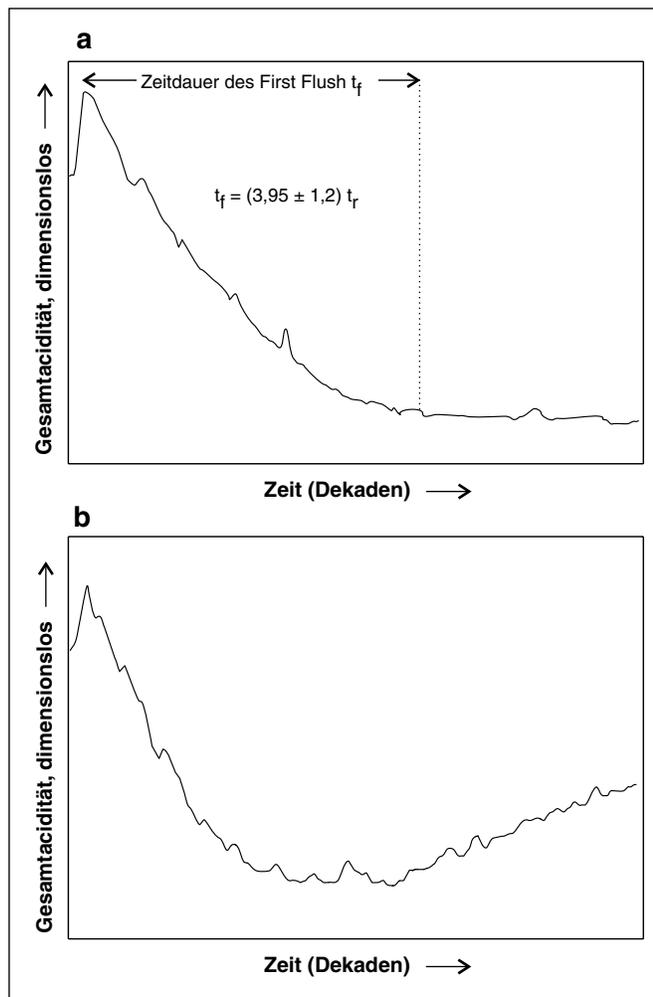


Abb. 2: Prinzip langfristiger Änderungen in der Grubenwasserchemie nach der Flutung von Bergwerken. Oben: vorhandene Pufferkapazität der Minerale (vor allem Calcit und Dolomit) und Gesteine ist größer als die Aciditätsbildung; unten: Acidität wird nicht abgepuffert.  $t_f$ : Zeitdauer des first flush;  $t_r$ : Zeitdauer des Grubenwasseranstiegs (nach YOUNGER 2000b).

Die beiden am häufigsten beobachtbaren Szenarien fasst Abbildung 2 zusammen. Im ersten Szenario (Abb. 2a) folgt dem raschen Anstieg der Acidität bis zu einem lokalen Maximum („First Flush“; WOOD et al. 1999, YOUNGER 1997a) des Grubenwassers eine längere Phase, die auf eine Gleichgewichtseinstellung mit relativ niedriger Acidität hinweist. Der „First Flush“ kann durch zwei nach der Grubenflutung auftretende Prozesse erklärt werden:

- Schnelle Lösung von Hydroxosulfaten während des Flutungsvorganges. Diese leicht löslichen Minerale bildeten sich im Grubengebäude durch Disulfidoxidation an den durch Luftfeuchtigkeit und Luftsauerstoff zugänglichen Stellen (NORDSTROM 1977, WOLKERSDORFER 1996, YOUNGER 1998a).
- Allmähliche Auswaschung der Mineralphasen und Anreicherung im ansteigenden Grubenwasser während des Flutungsvorganges durch frisch in das Grubengebäude einsickernde Sickerwässer. Dies ließ sich exemplarisch bei der Flutung des Uranbergwerks Niederschlema/Alberoda beobachten (WOLKERSDORFER 1996).

Vorgenannte Verhältnisse werden sich immer dann einstellen, wenn die Menge des vorhandenen oxidierbaren Disulfids im Grubengebäude durch die Menge an neutralisierenden Mineralphasen in der gesättigten Zone weit übertroffen wird (z. B. Calcit, Dolomit, aber auch zahlreiche Silikate; STRÖMBERG & BANWART 1994). Bei den meisten Grubenflutungen in Großbritannien sowie bei den Flutungen der Uranlagerstätten Pöhla und Niederschlema/Alberoda war dieser Effekt zu beobachten.

Ein anderes Bild ist zu erwarten, wenn die Menge der neutralisierenden Phasen begrenzt ist (Abb. 2b). In diesem Fall wird der „First Flush“ ähnlich dem ersten Fall eintreten und danach ein netto-alkalisches Grubenwasser aus dem Grubengebäude austreten. Nach DIN 38 409 T 7 von 1979 sind streng genommen die Begriffe „Säurekapazität pH 4,2“  $K_{S,4,2}$  und „Basekapazität pH 8,2“  $K_{S,8,2}$  zu verwenden. In der Literatur über Bergbauwässer wird jedoch üblicherweise von „Acidität“ und „Alkalität“ geschrieben und die Einheit  $\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$  verwendet, wobei 1 mmol ca. 50  $\text{mg l}^{-1} \text{CaCO}_3$  entsprechen. Daneben existiert die EN ISO 9963-1, in der die „Gesamtalkalität“ pH 4,5 und „Zusammengesetzter Alkalität“ pH 8,3 definiert wird sowie die Bezeichnungen „m-Wert“ und „p-Wert“ nach „Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung H 7/8“ von 1971. Ein Grubenwasser ist „netto-alkalisch“, wenn dessen Alkalität höher ist als die Acidität.

Sobald die neutralisierenden Mineralphasen aufgebraucht sein werden, wird die Säureproduktion infolge der Disulfidoxidation im Bereich des fluktuierenden Grubenwasserspiegels die Neutralisation erneut überschreiten. Auf lange Sicht betrachtet führt dies dazu, dass die Acidität des Grubenwassers erneut ansteigt. Wie das Flutungsexperiment Königstein zeigte, muss gerade dem letztgenannten Szenario besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden (ZIMMERMANN & SCHREYER 1995). Forschungsarbeiten, die beide Prozesse untersuchen und bereits im Vorfeld eine Prognose erlauben, sind Teilschwerpunkt der deutschen PIRAMID-Forschung.

Im Hinblick auf die Folgen des „First Flush“ und die damit verbundene zeitliche Änderung im Schadstoffgehalt von Grubenwässern konnten Reinigungstechnologien entwickelt werden, die auf die veränderlichen Schadstoffgehalte im Flutungswasser abgestimmt sind (JAKUBICK & LEVINS 1997). Beispielsweise wurde in Ynsarwed (South Wales, Lokalität 5, Abb. 1, Tab. 1)

eine aktive Reinigungsanlage installiert, um während der Phase des „First Flush“ die geforderten Grenzwerte einhalten zu können. Erst nach dieser Phase wird ein einfaches aerobes Feuchtgebiet die Langzeiteffektivität garantieren (RANSON & EDWARDS 1997). Grundsätzlich wird in Großbritannien heute einer vollständig passiven Grubenwasserreinigung der Vorzug gegeben, wenn die hydrogeochemische Prognose eine solche Möglichkeit erlaubt und das notwendige Land zu Verfügung steht, um das Grubenwasser langfristig reinigen zu können. Auf welche Weise diese Systeme arbeiten, wird im Folgenden Abschnitt dargelegt.

### Methoden zur passiven Reinigung von Grubenwässern

Derzeit lassen sich sechs Methoden, die bereits alle in Großbritannien erprobt sind, als geeignet zur passiven Grubenwasserreinigung bezeichnen:

- Aerobe Feuchtgebiete („Konstruierte Pflanzenreinigungsanlage“; „Phytoremediation“) mit Oberflächenabfluss (z. B. LAINE 1997; Abb. 3a)
- Anaerobe Kompostfeuchtgebiete mit signifikantem Oberflächenabfluss (z. B. EDWARDS et al. 1997, JARVIS & YOUNGER 1999; Abb. 3b)
- Gemischte Kompost/Karbonatsysteme mit signifikantem Untergrundabfluss („reduction and alkalinity producing systems“: RAPS-Systeme, z. B. KEPLER & McCLEARY 1994, YOUNGER 1998b, YOUNGER 2000b; Abb. 3c)

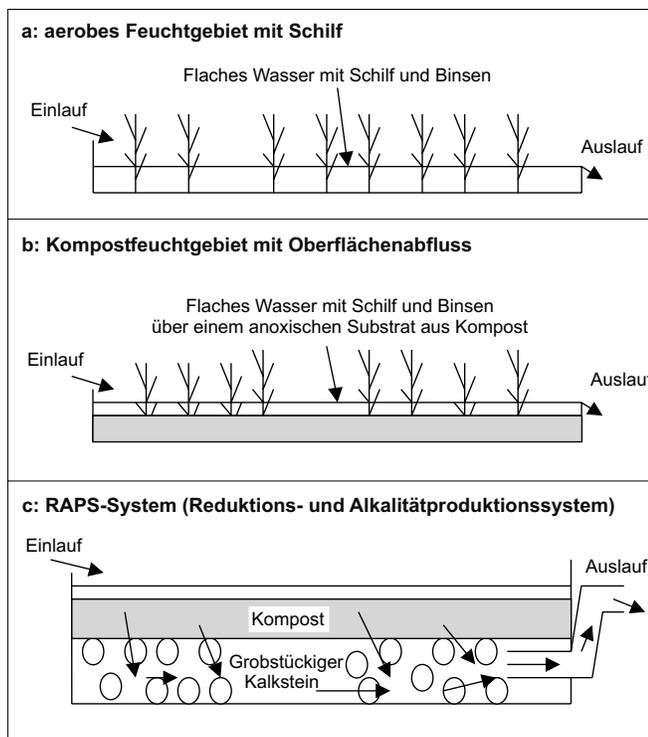


Abb. 3: Schematische Darstellung der Typen von passiven Systemen, die in Großbritannien für die Reinigung von Bergwerkswässern verwendet werden (aus YOUNGER 2000b).

- Reaktive Barrieren im Untergrund zur Behandlung von sauren, metallreichen Grundwässern (Abb. 4a)
- Geschlossene Karbonatlösungssysteme für die Entfernung von Zink aus alkalischen Wässern (NUTTALL & YOUNGER 2000, Abb. 4b)
- Groboberflächenfilter („roughing filter“) für die aerobe Behandlung eisenhaltiger Grubenwässer

Die ersten drei Typen von Reinigungssystemen wurden in der Literatur bereits eingehend dokumentiert (z. B. HEDIN et al. 1994, WALTON-DAY 1999) und die Grundlagen auf denen ihre Verwendung beruht, werden daher hier nicht wiederholt. Reaktive Barrieren im Untergrund zur Reinigung von sauren Wässern wurden erstmals in Kanada entwickelt (BENNER et al. 1997) und werden in zunehmendem Maße in Europa eingeführt (das erste davon in Renishaw Park, UK). Die beiden letzten Typen oberer Auflistung sind, soweit bisher bekannt, ausschließlich in Großbritannien installiert.

Geschlossene Karbonatlösungssysteme (Abb. 4b) ähneln in ihrer Form, nicht hingegen in ihrer Wirkungsweise, den anoxischen Karbonatkanälen („anoxic limestone drains“: ALD, HEDIN et al. 1994). Besondere Schwierigkeiten ergaben sich in Großbritannien bei dem Versuch, netto alkalische Grubenwässer mit erhöhten Zinkgehalten zu reinigen (bis zu 40 mg l<sup>-1</sup>). Solche Wässer sind in den ehemaligen Pb-Zn-Fördergebieten in den Nördlichen Pennines relativ häufig und verursachen dort ökologisch signifikante Schäden in den Vorflutern (NUTTALL & YOUNGER 1999). Üblicherweise lassen sich diese Wässer nicht

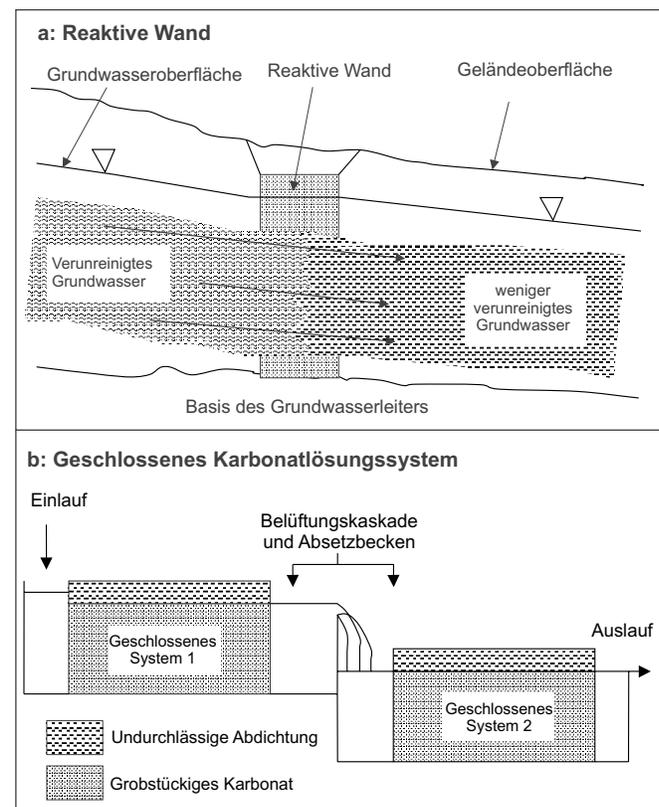


Abb. 4: Schema einer reaktiven Wand für saures, metallreiches Grundwasser, wie es im Umfeld von Bergwerken vorkommt (a) und eines geschlossenen Karbonatlösungssystems für alkalische, zinkreiche Grubenwässer (b; nach YOUNGER 2000b).

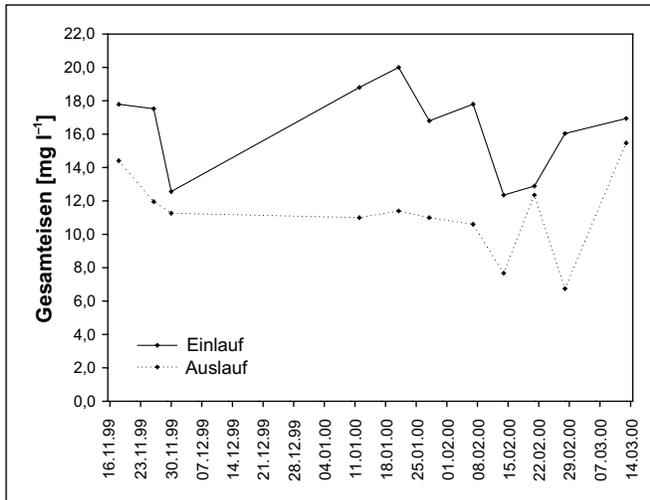


Abb. 5: Eisenkonzentrationen des Grubenwassers am Einlauf und Auslauf des Großoberflächenfiltersystems Skinningrove, Cleveland, Großbritannien (Lokalität 14, Abb. 1, Tab. 1) zwischen November 1999 und März 2000.

direkt in Kompostfeuchtgebieten „Sulfidisieren“ (YOUNGER 1997c), da ZnS bei neutralen pH-Werten nicht ausfällt. Durch Laborexperimente ließ sich feststellen, dass geschlossene Karbonatlösungssysteme mit gleichzeitiger Ausfällung von Zinkkarbonaten eine Möglichkeit zur passiven Reinigung solcher Wasser darstellen könnten (NUTTALL & YOUNGER 2000). Dies ist durch luftdicht verschlossene Karbonatbettungen erreichbar, in denen Zink als das Karbonat Smithonit ( $ZnCO_3$ ) ausfällt, sofern der  $CO_2$ -Partialdruck über dem der Atmosphäre liegt. Beim Kontakt mit Luftsauerstoff können diese geschlossenen Systeme

erneut Zink abscheiden, wobei das hydratisierte Zinkkarbonat Hydrozinkit ( $Zn_2CO_3(OH)_2$ ) ausfällt. In der Praxis benötigen solche Systeme nach einigen Stunden Reaktionszeit eine Durchlüftung, um den  $CO_2$ -Partialdruck wieder auf ein aggressives Niveau anzuheben. Dadurch unterscheidet sich deren Konstruktion auffallend von üblichen ALD-Systemen (Abb. 4b).

Die Verwendung von Großoberflächenfiltern („roughing filter“) zur Entfernung von Eisen aus Grubenwässern ist eine Technologie, die dort verwendet werden sollte, wo einfachere Systeme (z. B. Aerobe Feuchtgebiete) aufgrund des Platzangebots nicht installiert werden können. In diesen Systemen fließt das sauerstoff- und eisenhaltige Grubenwasser in offenen Gerinnen über Medien mit hoher spezifischer Oberfläche, die in Gabionen gepackt sind. Der Behandlungsprozess beruht somit auf der Oxidation von Fe(II) auf den Oberflächen der eingebrachten Medien (JARVIS & YOUNGER 2000). Eine Pilotanlage dieses Typs arbeitet derzeit in Skinningrove, Cleveland (Abb. 5; Lokalität 14, Abb. 1, Tab. 1). Dort sollen die konstruktiven und operativen Parameter für eine endgültige Anlage festgelegt werden, die im Frühjahr 2002 in Betrieb gehen wird.

Jede der oben genannten Methoden passt nur zu einem speziellen Grubenwassertyp oder für spezielle hydraulische Bedingungen. Inwieweit diese Technologien als „Stand der Technik“ bezeichnet werden können, lässt sich aus der Reihenfolge obiger Auflistung ablesen. Die Zuverlässigkeit dieser Reihung ergibt sich aus den beobachteten Reinigungsraten von zwölf aeroben Feuchtgebieten, drei RAPS, drei anaeroben Feuchtgebieten, einer reaktiven Untergrundbarriere und einem installierten geschlossenen Karbonatlösungssystem für Zink. In Deutschland befinden sich derzeit fünf passive Systeme zur Grubenwasserreinigung in Betrieb oder in der Konstruktionsphase: Lehesten/Thüringen, Pöhla/Sachsen, Helmsdorf/Sachsen, Straßberg/Harz und Paitzdorf/Sachsen (Tab. 2).

Tab. 2: Zusammenfassung der passiven Behandlungssysteme für Grubenwässer in Deutschland im April 2001. Mengenangaben in  $mg\ l^{-1}$ , bei Ra in  $Bq\ l^{-1}$ ; n.n.: keine Daten verfügbar.

| Nummer | Name der Lokalität                     | Fertigstellung      | Art des Grubenwassers   | Art des passiven Systems  | Fläche [ha] | Einlaufkonzentrationen [ $mg\ l^{-1}$ ]   | Auslaufkonzentrationen [ $mg\ l^{-1}$ ]        |
|--------|--|---------------------|---|---|-------------|---|--|
| 1      | Lehesten (Thüringen)<br>Dachschiefer   | Dezember 1997       | Netto Acidisches, Al-reiches Wasser einer Abraumhalde         | Anoxischer Karbonatkanal mit Absetzbecken und aerobem Feuchtgebiet (derzeit nicht in Funktion; JANNECK & KRÜGER 1999) | 0,13        | pH ~ 4,5<br>Al 13,9<br>Mn 3,43<br>Zn 1,24   | pH 7–8<br>Al 0,035<br>Mn 0,113<br>Zn 0,042     |
| 2      | Pöhla (Sachsen)<br>Uran                | Juli 1998           | Stollenwasser eines Untertagebergwerks                        | Aerobes und anaerobes Feuchtgebiet in einem umgebauten Betonabsetzbecken (Kiessig & Hermann 2000)                     | 0,3         | pH ~ 6,9<br>U ~ 0,1<br>As ~ 2,5<br>Ra ~ 5<br>Fe ~ 10<br>Mn ~ 1<br>SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ~ 5 | U 0,1<br>As 0,34<br>Ra 1,3<br>Fe 0,3<br>Mn 0,3 |
| 3      | Helmsdorf (Sachsen)<br>Uran            | n.n.                | Acidisches Wasser aus einem Damm mit Aufbereitungsrückständen | Angepasstes natürliches Feuchtgebiet (Kiessig & Hermann 2000)   | n.n.        | n.n.  | n.n.   |
| 4      | Straßberg (Sachsen-Anhalt)<br>Flußspat | Laufendes Verfahren | Zirkumneutrales Schachtwasser                                 | Pilotanlage: Anaerobes und aerobes Feuchtgebiet (WINKLER 2001)  | 1,7         | pH ~ 6,5<br>Fe ~ 25<br>Mn ~ 8<br>F ~ 8  | n.n.   |
| 5      | Paitzdorf (Sachsen)<br>Uran            | Laufendes Verfahren | n.n.  | Pilotanlage: Anaerobes Feuchtgebiet (KIESSIG & HERMANN 2000)  | n.n.        | n.n.  | n.n.   |

## Biogeochemische und hydraulische Prozesse in passiven Systemen

Im Rahmen dieses Artikels ist es nicht möglich, eine vollständige Beschreibung aller biochemischen und hydraulischen Prozesse zu geben, die dazu beitragen, dass passive Systeme für Grubenwasser optimal arbeiten. Eine Zusammenfassung der Prozesse, die derzeit für wichtig gehalten werden, finden sich z. B. in HEDIN et al. 1994, SKOUSON et al. 2000 oder WALTON-DAY 1999. In den folgenden Absätzen sollen beispielhaft einige neue Erkenntnisse beschrieben werden, die derzeit in wissenschaftlichen Studien passiver Behandlungssysteme in Großbritannien erkennbar sind. Neben den physikalischen oder physikochemischen Prozessen liegt das Hauptgewicht der Untersuchungen auf den biologischen Prozessen. Drei besondere Themenkreise müssen dazu bearbeitet werden:

- Schwankungen in der „Reinigungsleistung“, wie sie charakteristisch für lebende, konstruierte Feuchtgebiets-Ökosysteme sind (vgl. Abb. 7);
- Einfluss der Vegetation auf die Eisenfällung in aeroben Feuchtgebieten;
- Bedeutung des Protonenverbrauchs gegenüber einer Erhöhung der Alkalität bei der Anhebung des pH-Werts in Kompost-Feuchtgebieten, in denen bakterielle Sulfatreduktion stattfindet.

## Schwankungen der Reinigungsleistung konstruierter Ökosysteme

Bei der konventionellen, aktiven Behandlung von Grubenwasser wird die Reinigungsleistung künstlich kontrolliert, indem die Durchflussmengen eingestellt, Chemikalien dosiert und die physischen Betriebsparameter angepasst werden (HELMs 1995). In passiven Reinigungssystemen hingegen sind regelmäßige Eingriffe kaum möglich und Schwankungen in der Reinigungsleistung daher charakteristisch.

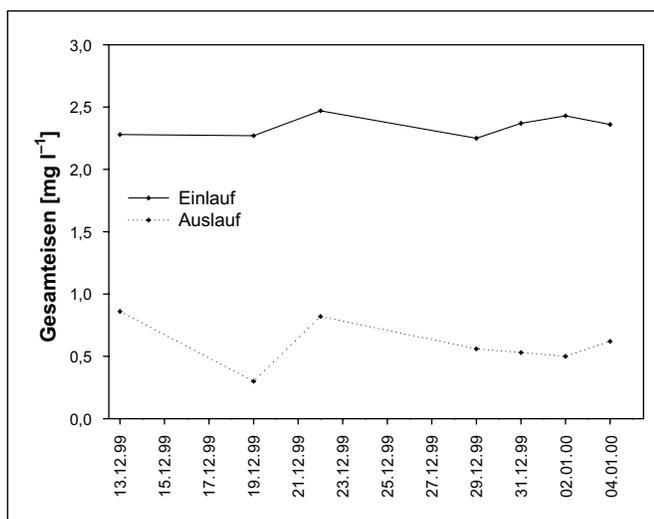


Abb. 6: Eisenkonzentrationen des Grubenwassers am Einlauf und Auslauf des aeroben Feuchtgebiets St. Helen Auckland, Grafschaft Durham, Großbritannien (Lokalität 15, Abb. 1, Tab. 1) zwischen Dezember 1999 und Januar 2000.

In den Abbildungen 6 und 7 sind solche Schwankungen der Reinigungsleistung für zwei unterschiedliche Feuchtgebietstypen illustriert. Die Einlauf-Auslauf-Kurven für Eisen in Abbildung 6 beziehen sich auf das aerobe Feuchtgebiet von St. Helen Auckland (Lokalität 15, Tab. 1, Abb. 1) und demonstrieren die Änderungen der Reinigungsleistung über einen Zeitraum von einigen Tagen im Winter 1999–2000. Veränderungen der Eisenkonzentrationen am Einlass dieser Lokalität weisen auf komplizierte Wechselwirkungen zwischen flachen und tiefen Grundwässern hin, die durch das darunter liegende und aufgelassene Kohlebergwerk fließen. Etwas schwieriger zu erklären sind die Schwankungen in der fixierten Eisenmenge, während das Wasser durch das Feuchtgebiet fließt. Zum Beispiel zeigen die Kurven in der Periode vom 19. bis 22. Dezember sowohl beim Einlauf als auch beim Auslauf einen geringfügigen Anstieg der Konzentration, wohingegen vom 29. Dezember bis 2. Januar die Eisenkonzentration am Einlauf ansteigt aber am Auslauf abfällt. Solch ein Zusammenhang im Verhältnis der Einlauf- und Auslaufkonzentrationen während einer relativ kurzen Zeit ist nur schwer erklärbar. Wahrscheinlich spiegelt dieses Verhalten die komplizierten Verhältnisse der beteiligten und miteinander gekoppelten hydraulischen, geochemischen und biologischen Prozesse wider. Eine Erhöhung der Einlaufmenge zum Beispiel wird im Allgemeinen zu einer Reduzierung der Aufenthaltszeit im Feuchtgebiet führen, jedoch kann es dabei zur Überflutung weiterer Bereiche im Feuchtgebiet kommen, als normalerweise zur Behandlung aktiv sind. Die bei der Eisenoxidation ablaufenden kinetischen Reaktionen erster Ordnung lassen im Allgemeinen erwarten, dass höhere Eisengehalte im Einlauf auch höhere Eisengehalte im Auslauf bedingen. Ob diese allein das Verhalten während der Periode 29. Dezember bis 2. Januar erklären können, ist noch unklar. Wie weiter unten gezeigt wird, ist unser Verständnis der ablaufenden Reaktionen bei der passiven Reinigung von Grubenwasser in einem verhältnismäßig einfachen aeroben Feuchtgebiet bislang noch begrenzt.

Abbildung 7 zeigt die prozentuale Erniedrigung der Acidität des Grubenwassers, das von November 1997 bis Mai 1999 durch

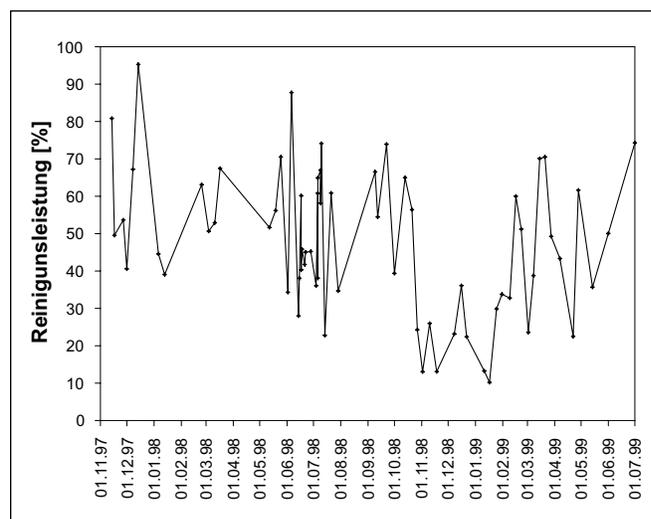


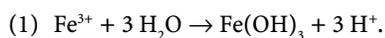
Abb. 7: Erniedrigung der Acidität aus dem Grubenwasser im Feuchtgebiet Quaking Houses, Grafschaft Durham, Großbritannien (Lokalität 20, Abb. 1, Tab. 1) zwischen November 1997 und Mai 1999.

das Feuchtgebiet Quaking Houses floss. Das passive System Quaking Houses (Lokalität 20, Tab. 1, Abb. 1) ist ein Kompost-Feuchtgebiet mit oberflächlichem Wasserabfluss, in dem der hauptsächlichste Reinigungsprozess vermutlich durch bakterielle Sulfatreduktion hervorgerufen wird (YOUNGER et al. 1997, JARVIS & YOUNGER 1999, KEMP & GRIFFITHS 1999).

Während die ungleiche Zeitskala einen direkten Vergleich mit Abbildung 6 ausschließt, ist dennoch klar, dass das Kompost-Feuchtgebiet von Quaking Houses eine hohe Variabilität in der Leistung aufweist. Zum Teil kann diese Variabilität bei Quaking Houses durch die Veränderlichkeit der chemischen Zusammensetzung des zufließenden Grubenwassers erklärt werden. Gleichzeitig reagiert dieses Grubenwasser mit weit größeren Schwankungen auf Niederschläge, als jenes von St. Helen Auckland. Grund dafür mag sein, dass der Zufluss in das Feuchtgebiet von Quaking Houses aus einer nahen Abraumhalde kommt, wohingegen das Grubenwasser von St. Helen Auckland einem tiefen, gefluteten Bergwerk entstammt. Neben Verdünnungseffekten gibt es in den Daten von Quaking Houses Anzeichen dafür, dass kinetische Reaktionen erster Ordnung ablaufen. Dies zeigt sich durch hohe Erniedrigungsraten bei hohen Massenkonzentrationen im einlaufenden Wasser (d. h. während der trockeneren Monate des Jahres März bis August) und niedriger Raten bei geringeren Massenkonzentrationen, die durch Verdünnungseffekte während der Herbst- und Winterniederschläge bedingt sind (in den Monaten September bis Februar). Bislang ist noch unklar, in welchem Ausmaß die kühlen Herbst- und Wintertemperaturen die Vitalität der sulfatreduzierenden Bakterien im Substrat des Feuchtgebiets beeinflussen.

## Die Rolle der Vegetation in aeroben Feuchtgebieten

Aerobe Feuchtgebiete sind hauptsächlich dort zu empfehlen, wo das Grubenwasser netto alkalisch ist. In jenen Fällen, wo ungeeigneterweise ein aerobes Feuchtgebiet für ein netto acidisches Grubenwasser benutzt wurde, fällt der pH-Wert oft im gesamten Feuchtgebiet ab, da die Hydrolyse von Eisen(III) Protonen freisetzt:



Die Erniedrigung des pH-Werts, ausgedrückt durch die drei Protonen auf der rechten Seite von Gleichung 1, erhöht die Löslichkeit der meisten problematischen Metalle und sorgt schließlich dafür, dass diese im Feuchtgebiet nicht fixiert werden. Beispiele für solche Fehlanwendung von aeroben Feuchtgebieten sind die Lokalitäten 1, 21 und 22 in Tabelle 1. Obwohl dort noch Metallfixierung stattfindet, führt die pH-Wert-Erniedrigung dazu, dass die Eisenkonzentrationen des Abflusses noch über denen liegen, die in ähnlich großen aeroben Feuchtgebieten zur Behandlung netto alkalische Grubenwasser auftreten (z. B. Lokalitäten 6, 12, 15, 19, 26 und 27, Tab. 1).

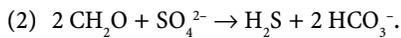
Wo aerobe Feuchtgebiete zur Behandlung netto alkalischer Grubenwässer angewendet werden, ist der anfängliche pH-Wert des Grubenwassers üblicherweise recht hoch (gewöhnlich > 6). Obwohl bei die Ausfällung von Eisenhydroxiden Protonen frei werden (Gleichung 1), steigt der pH-Wert innerhalb des Feuchtgebiets oft an. Dies liegt daran, dass stark alkalische Grubenwässer bei ihrem Austritt an die Atmosphäre oft pH-Werte unter

6,5 besitzen. Grund dafür ist ein beträchtlicher Überschuss an gelöstem CO<sub>2</sub> gegenüber der atmosphärischen Gleichgewichtskonzentration. Während solche Grubenwässer durch ein Feuchtgebiet fließen steigt der pH-Wert durch Ausgasen von überschüssigem CO<sub>2</sub> oft an, wie das Beispiel im Feuchtgebiet St. Helen Auckland zeigt (Grafschaft Durham: Lokalität 15, Tab. 1). Dort erhöht sich der pH-Wert von 6,3 auf 6,7 und gleichzeitig erniedrigt sich das gelöste CO<sub>2</sub> (ausgedrückt durch die Alkalität) von 500 auf 480 mg l<sup>-1</sup>. Innerhalb des pH-Wert-Bereichs der typisch für Grubenwässer wie das von St. Helen Auckland ist (z. B. jenen an Lokalitäten 6, 12, 19, 26 und 27, Tab. 1), liegt die Rate der abiotischen Eisen(III)-Oxidation weit über der der bakteriell katalysierten (HEDIN et al. 1994). Da die Eisen(III)-Oxidation der geschwindigkeitsbestimmende Schritt in der passiven Fällung des Eisens aus der Lösung ist (z. B. HEDIN et al. 1994, TARUTIS et al. 1999), würde man erwarten, dass aerobe Feuchtgebiete unabhängig von der darin vorhandenen Intensität biologischer Aktivität stets gleich leistungsfähig arbeiten. Die derzeitigen Erfahrungen in Großbritannien zeigen jedoch, dass dicht mit Schilf bewachsene Feuchtgebiete Eisen weit effizienter fixieren, als pflanzenfreie Wasserbecken ähnlicher Flächenausdehnung. So betrug am aufgelassenen Kohlenbergwerk Woolley (Lokalität 12, Tab. 1) die Effizienz der Eisenfällung im aeroben Feuchtgebiet nach der ersten Anpflanzung 70 %; wuchs mit dem Pflanzenwachstum stetig an, um schließlich anhaltend Raten über 95 % zu erreichen, nachdem das Feuchtgebiet eine ausgewachsene und dichte Vegetation aufwies (pers. Komm. David Laine 1997). Noch sind die Ursachen dafür nicht völlig verstanden, aber mögliche Erklärungen, von denen keine als Alleinige angesehen werden kann, schließen folgendes ein:

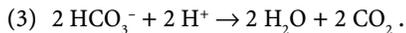
- Stämme, Blätter und Pflanzenabfälle, die mit der dichten Vegetation in einem Feuchtgebiet einhergehen, stellen eine viel größere spezifische Oberfläche dar, als es ein nacktes, zweidimensionales Wasserbecken bietet;
- Pflanzen begünstigen die Aktivitäten von bislang noch unbekanntem Mikroorganismen, welche die Bildung von Eisenhydroxiden an den Wurzeln und Stämme der Makrophyten katalysieren;
- Humin- und Fulvinsäuren, die von den Pflanzen freigesetzt werden, dienen als Liganden, welche den Niederschlag von Eisenhydroxiden begünstigen.

## Prozesse zur pH-Wert-Erhöhung in Kompost-Feuchtgebieten

Gegenüber aeroben Feuchtgebieten kommen kompostbasierte Systeme mit einem größeren pH-Bereich und einem Cocktail von schädlichen Schwermetallen im zufließenden Grubenwasser zurecht. Es kann keinen Zweifel daran geben, dass die Prozesse zur Entfernung der Schadstoffe in Kompostfeuchtgebieten vorwiegend mikrobiologisch sind (z. B. HEDIN et al. 1994, WALTON-DAY 1999). Die bakterielle Sulfatreduktion wird als der Hauptprozess betrachtet, der sowohl die Entfernung der Metalle bewirkt, die unter atmosphärischen Temperaturen und Drücken Sulfide bilden (z. B. Fe<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>) als auch die Erhöhung des pH-Werts hervorruft. Die Kopplung von Sulfatreduktion und Hydrogenkarbonatproduktion kann wie folgt beschrieben werden:



Durch die Reaktion des Hydrogenkarbonats mit den im Wasser vorhandenen Protonen erfolgt ein Anstieg des pH-Werts:



Dieser Anstieg des pH-Werts trägt dazu bei, dass jene Metalle die keine Sulfide bilden (z. B.  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{Fe}^{3+}$ ) als Hydroxide ausfallen. Die Gleichungen 2 und 3 stellen die allgemeinste Formulierung der Reaktionen dar, die bei der Wasserbehandlung in einem Kompostfeuchtgebiet ablaufen (z. B. HEDIN et al. 1994, WALTON-DAY 1999). Jedoch zeigen erste Studien im Feuchtgebiet Quaking Houses (Lokalität 20, Tab. 1), dass diese Prozesse nicht so stark zur Pufferung des pH-Werts beitragen (und folglich zur gesamten Reinigungsleistung) als bisher angenommen. Im Substrat des Feuchtgebiets fanden sich aktive sulfatreduzierende Bakterien. Die Beimischung von Kalkstein dolomitischer Zusammensetzung zum Kompost, führte zu einem starken Anstieg des pH-Werts, der durch die beobachtete Aktivität der Sulfatreduzierer (belegt durch die Veränderungen der  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen im Wasser) und/oder die Kalksteinauflösung (nachgewiesen durch Veränderungen in den  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen) nicht erklärt werden konnte. Analysen von Bohrkernen im Substrat von Feuchtgebieten ergaben, dass sich der Gesamtschwefel in drei Formen aufteilt (Bohrkerne vor Ort tiefgefroren; Methode nach LOTTER et al. 1997):

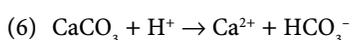
$\text{FeS}$ : 35 %;  $\text{FeS}_2$ : 31 %;  $\text{S}^0$ : 34 %

Aufgrund dieser Beobachtungen wird postuliert, dass der beobachtete Anstieg des pH-Werts hauptsächlich durch  $\text{H}^+$ -Verbrauch, weniger durch  $\text{HCO}_3^-$ -Produktion bedingt ist. Die gleichzeitige Entfernung von Eisen aus der Lösung (eindeutig demonstriert durch die Daten der Tab. 1; JARVIS & YOUNGER 1999) und die Bildung bedeutender Mengen elementaren Schwefels  $\text{S}^0$  lässt sich widerspruchsfrei mit den beiden folgenden miteinander gekoppelten Reaktionen erklären:



Die Gleichungen 4 und 5 erklären, wie ein Nettoverbrauch von  $\text{H}^+$  durch bakterielle Sulfatreduktion und teilweiser Rückoxidation bis zum  $\text{S}^0$  hervorgerufen wird, während nur eine sehr kleine Auswirkung auf die Konzentrationen der Alkalität besteht. Sofern diese Interpretation realistisch ist, dann ist das entstehende Bild einer passiven Behandlungstechnologie weit aus komplizierter (und deshalb vielleicht ausgewogener) als bislang angenommen wurde.

Ein Weg, den möglichen Problemen eines solchen schwer kontrollierbaren Schwefel-Redox-Systemes zu entgehen, besteht darin, die Alkalität im Feuchtgebiet durch andere Mittel zu erhöhen. Zumeist wird dies durch die Lösung von Calcit in anoxischen Karbonatkanälen („Anoxic Limestone Drains“: ALD) oder RAPS-Systemen (s. o.) erreicht:



In Großbritannien (Wheal Jane: Lokalität 1, Tab. 1) und Deutschland (Lehesten/Thüringen: JANNECK & KRÜGER 1999) wurde bislang jeweils nur ein Versuch mit einem ALD durchgeführt. Beide waren letztlich nicht besonders erfolgreich, da  $\text{Al}(\text{OH})_3$  die ALDs blockierte (HAMILTON et al. 1997). RAPS-Systeme haben eine breitere Anwendung erfahren, wobei derzeit drei Vollsyste-

me (Lokalität 3, 4 und 23, Tab. 1) und zwei Pilotsysteme (Lokalität 16 und 28, Tab. 1) existieren. Obwohl für diese Systeme bisher nur wenige Daten vorliegen, weisen alle Anzeichen darauf hin, dass die Entwicklung von Alkalität groß ist (beispielsweise  $> 200 \text{ mg l}^{-1}$  an Lokalität 16, Tab. 1). Gleichzeitig ist die gesamte Reinigungsleistung höher und stabiler als in Kompost-Feuchtgebieten ohne RAPS-Systeme.

## Künftige Forschungsschwerpunkte

Wie bisher gezeigt, gibt es noch einen erheblichen Forschungsbedarf um die dominierenden biogeochemischen Prozessen in Feuchtgebieten zur Grubenwasserreinigung zu klären. Dazu sind die folgenden drei Schwerpunkte für die Endanwender solcher Systeme von besonderer Bedeutung:

- *Hydraulische Verhältnisse in passiven Behandlungssystemen:* Obwohl Einlauf- und Auslaufmengen im Allgemeinen gut durch technische Einrichtungen erfassbar sind, bleibt die interne Hydrodynamik unklar. Dies gilt besonders in Systemen, wo der Wasserfluss sowohl auf als auch innerhalb des Substrats passiert.
- *Handbuch zum Entwurf passiver Systeme:* TARUTIS et al. (1999) schildern eindrucksvoll, dass die Berechnungsmodelle für die Größe von aeroben Feuchtgebieten, die auf kinetischen Reaktionen nullter Ordnung basieren, unrealistisch sind. Um angemessene Größen für aerobe Feuchtgebiete zu erhalten, müssen Berechnungen künftig auf der Grundlage von Reaktionen erster Ordnung erfolgen. Obwohl TARUTIS et al. (1999) keine Kompostfeuchtgebiete betrachteten, weisen die Daten des Kompostfeuchtgebiets von Quaking Houses darauf hin, dass vermutlich auch dort kinetische Reaktionen erster Ordnung ablaufen. Folglich wird eine ähnliche Vorgehensweise zur Revidierung der bisherigen Flächenberechnung von Kompostfeuchtgebieten möglich sein.
- *Langzeitverhalten passiver Systeme:* Eines der Hauptbedenken von Eigentümern und Investoren passiver Behandlungssysteme ist die bislang noch unzureichend beantwortete Frage nach der Langlebigkeit solcher Systeme. Einfache Berechnungen der Langlebigkeit aerober Feuchtgebiete gehen von der Annahme aus, dass die nutzbare Fläche stetig durch das Ansammeln von Hydroxiden aufgebraucht wird. Schwierigere Fragen hingegen, wie z. B. die Diagenese der Hydroxide, die Remobilisation von Eisen oder gar deren Berücksichtigung in Richtlinien für das Management von Feuchtgebieten, müssen noch im einzelnen studiert werden. Die ungeklärten Fragen bei anaeroben kompostbasierten Systemen übertreffen die der aeroben sogar nochmals um eine Größenordnung. Beispielsweise müssen die Raten erforscht werden, mit denen der frei verfügbare organische Kohlenstoff von sulfatreduzierenden Bakterien verbraucht wird oder die Rate, mit der dieser durch das jahreszeitlich bedingte Absterben der Makrophyten ergänzt wird. Weiterhin ist noch ungeklärt, welche Prozesse mit welcher Geschwindigkeit die Poren des Substrats durch die gebildete Sulfidausfällungen verstopfen.

Forschungen auf diesen und verwandten Themengebieten werden gegenwärtig in Großbritannien und anderen EU Mitgliedsstaaten unter dem Dach des Projektes PIRAMID (Passive in-situ Remediation of Acid Mine/Industrial Drainage) der Europäischen Kommission durchgeführt. Innerhalb des 5. Rahmenprogramms der Europäischen Kommission hat PIRAMID eine

Laufzeit von drei Jahren (März 2000 – Februar 2002) und wird mit einem Gesamtetat von • 1,5 Millionen gefördert. Beteiligt sind neun Forschungseinrichtungen aus fünf EU-Mitgliedsstaaten und einem Beitrittsland (Großbritannien, Spanien, Frankreich, Deutschland, Schweden und Slowenien). Neben dieser bedeutenden internationalen Initiative laufen mehrere nationale Forschungsprojekte an weiteren Lokalitäten (z. B. LAINE 1998, WINKLER 2001). Beträchtliche Förderprogramme wurden kürzlich am Wheal Jane Pilotfeuchtgebiet in Großbritannien, am Feuchtgebiet „Suderholz“/Harz und bei der Wismut GmbH/Chemnitz begonnen. Innerhalb dieser Projekte besteht ein beträchtliches Interesse an biogeochemischen Experimenten.

## Danksagung

Finanzielle Unterstützung wurde in den zurückliegenden sechs Jahren von folgenden Organisationen bereit gestellt: Die Europäische Kommission (Projekt PIRAMID, Vertrag EVK1-CT1999-00021), British Environmental Agency, British Coal Authority, Engineering and Physical Sciences Research Council (beide durch Forschungsförderung und ihr Programm „Partnerships for Public Understanding“), der Quaking Houses Environmental Trust, Helix Arts, Northumbrian Water Kick-Start Fund, Neath Port-Talbot County Borough Council, English Partnerships, Durham County Council, International Mining Consultants Ltd., Durham Industrial Minerals Ltd., M. I. Drilling (UK) Ltd., Viridor Ltd., Graduiertenkolleg 272 („Geowissenschaftliche und Geotechnische Umweltforschung“ an der TU Bergakademie Freiberg), BST Mansfeld GmbH & Co KG/ Niederröblingen und GVV GmbH/Sondershausen. Die Hilfe der folgenden Einzelpersonen war unschätzbar: Adam Jarvis, Lesley Batty, Peter Norton, Claudia Winkler und Andrea Hasche. Jana Göbel, Ramona Olschewski sowie zwei anonyme Gutachter haben durch ihre kritischen Anmerkungen die Qualität des Beitrags deutlich verbessert. Ihnen allen einen herzlichen Dank!

## Literatur

- BANNISTER, A.F. (1997): Lagoon and reed-bed treatment of colliery shale tip water at Doworth, South Yorkshire.- In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.): Mine water Treatment Using Wetlands.- 105–122; London.
- BENNER, S.G., BLOWES, D.W., PTACEK, C.J. (1997): A full-scale porous reactive wall for prevention of acid mine drainage.- *Ground Water Monitoring and Remediation* 17: 99–107.
- EDWARDS, P.J., BOLTON, C.P., RANSON, C.M., SMITH, A.C. (1997): The River Pelenna minewater treatment project.- In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.): Mine water Treatment Using Wetlands: 17–32; London.
- GATZWEILER, R., MAGER, D. (1993): Altlasten des Uranbergbaus – Der Sanierungsfall Wismut.- *Die Geowissenschaften* 11: 164–172.
- HAMILTON, Q.U.I., LAMB, H.M., HALLET, C., PROCTOR, J.A. (1997): Passive treatment systems for the remediation of acid mine drainage Wheal Jane, Cornwall, UK.- In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.): Mine water treatment using wetlands.- 33–56; London.
- HEDIN, R.S., NAIRN, R.W., KLEINMANN, R.L.P. (1994): Passive treatment of coal mine drainage.- *Bureau of Mines Information Circular IC-9389*:1–35.
- HELMS, W. (1995): Sauerwasser im Erzbergbau – Entstehung, Vermeidung und Behandlung.- *Bergbau* 46: 65–71.
- JAKUBICK, A.T., LEVINS, D. (1997): Recommended water treatment strategies.- In: WISMUT GMBH (Hrsg.): Wasserbehandlung und Rückstandsentsorgung – Konventionelle und innovative Lösungen; Chemnitz.
- JANNECK, E., KRÜGER, H.-G. (1999): Sanierung von Bergbauwässern aus Altablagerungen des Schieferbergbaus – Pilotanlage für die Behandlung saurer Bergbauwässer.- 75 S., 27 Abb., 12 Tab., 5 Anl.; Freiberg.
- JARVIS, A.P., YOUNGER, P.L. (1999): Design, Construction and performance of a full-scale compost wetland for mine-spoil drainage treatment at Quaking Houses, UK.- *Water and Environmental Management* 13: 313–318.
- KEMP, P., GRIFFITHS, J. (1999): Quaking Houses – Art, science and the community: a collaborative approach to water pollution.- 142 S., 41 Abb.; Charlbury.
- KEPLER, D.A., MC CLEARY, E.C. (1994): Successive alkalinity-producing systems (SAPS) for the treatment of acid mine drainage: 195–204; Pittsburgh.
- KIESSIG, G., HERMANN, E. (2000): Nachfolgelösungen für die konventionelle Behandlung kontaminierter Wässer.- 9 S.; Chemnitz.
- KLAPPER, H. (1994): Forschung an Bergbaurestseen – Wege zu einer sinnvollen Wassergütebewirtschaftung.- Abschlussbericht zum Forschungsprojekt „Erarbeitung der wissenschaftlichen Grundlagen für die Gestaltung, Flutung und Wassergütebewirtschaftung von Bergbaurestseen“.- 1–30, 9 Abb., 5 Tab.; Geesthacht.
- KUYUMCU, M., HARTWIG, H.-J. (1998): Aufgaben der GVV – Gesellschaft zur Verwahrung und Verwertung von stillgelegten Bergwerksbetrieben mbH.- *Bergbau* 49: 18–22.
- LAINE, D.M. (1997): The treatment of the pumped minewater discharge at Woolley Colliery, West Yorkshire.- In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.): Mine water treatment using wetlands: 83–103; London.
- LAINE, D.M. (1998): The treatment of pumped and gravity mine water discharges in the UK and an acidic tip seepage in Spain.- In: NEL, P. (Hrsg.): Mine water and environmental impacts: 471–490; Johannesburg.
- LOTTER, A.F., RENBERG, I., HANSSON, H., STOCKLI, R., STURM, M. (1997): A remote controlled freeze corer for sampling unconsolidated surface sediments.- *Aquatic Sciences* 59: 295–303.
- MARSDEN, M., KERR, R., HOLLOWAY, D., WILBRAHAM, D. (1997): The position in Scotland.- In: BIRD, L. (Hrsg.): Abandoned mines – problems and solutions: 74–84; Sheffield.
- NATIONAL RIVERS AUTHORITY (1994): Abandoned mines and the water environment.- *National Rivers Authority Report, Water Quality Series* 14: 1–46.
- NORDSTROM, D.K. (1977): Hydrogeochemical and microbiological factors affecting the heavy metal chemistry of an acid mine drainage system.- 230 S.; United States.
- NORTON, P.J., NORTON, C.J., TYRRELL, W. (1998): The design, construction and cost of an engineered wetland for treatment of acid drainage from sulphide mineral-rich strata.- In: NEL, P. (Hrsg.): Mine water and environmental impacts: 425–432; Johannesburg.
- NUTTALL, C.A., YOUNGER, P.L. (1999): Reconnaissance hydrogeochemical evaluation of an abandoned Pb-Zn orefield, Nent Valley, Cumbria, UK.- *Proceedings of the Yorkshire Geological Society* 52: 395–405.
- NUTTALL, C.A., YOUNGER, P.L. (2000): Zinc removal from hard, circumneutral mine waters using a novel closed-bed limestone reactor.- *Water Research* 34: 1262–1268.
- POWELL, D. (1993): The power game – the struggle for coal.- 244 S.; London.
- RANSON, C.M., EDWARDS, P.J. (1997): The Ynysarwed experience – active intervention, passive treatment and wider aspects.- In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.): Mine water treatment using wetlands: 151–164; London.
- SAUTER, M., WOLKERSDORFER, C. (2000): Neues EU-Projekt zur Sanierung von Grubenwässern in Freiberg und Jena.- *Grundwasser* 5 (3): 147–148.

- SKOUSEN, J.G., SEXSTONE, A., ZIEMKIEWICZ, P.F. (2000): Acid mine drainage control and treatment.- In: BARNHISEL, R.L., DARMODY, R.G., DANIELS, W.L. (Hrsg.): Reclamation of Drastically Disturbed Lands.- 1106 S.; Madison, Wis.
- STRÖMBERG, B., BANWART, S. (1994): Kinetic modelling of geochemical processes at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden.- *Applied Geochemistry* 9: 583–595.
- TARUTIS, W.J., STARK, L.R., WILLIAMS, F.M. (1999): Sizing and performance estimation of coal mine drainage wetlands.- *Ecological Engineering* 12: 353–372.
- 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: 215–228; Littleton.
- WARNER, I. (1997): Oatlands Colliery – West Cumbria.- In: BIRD, L. (Hrsg.): Abandoned mines – problems and solutions: 40–51; Sheffield.
- WINKLER, C. (2001): Einsatz passiver Reinigungsverfahren zur Behandlung von Bergbauwässern am Beispiel der Grube Strassberg/Harz.- *Wissenschaftliche Mitteilungen* 16: 179–192.
- WOLKERSDORFER, Ch. (1995): Die Flutung des ehemaligen Uranbergwerks Niederschlema/Alberoda der SDAG Wismut.- *Z. geol. Wiss.* 23: 795–808.
- WOLKERSDORFER, Ch. (1996): Hydrogeochemische Verhältnisse im Flutungswasser eines Uranbergwerks – Die Lagerstätte Niederschlema/Alberoda.- *Clausthaler Geowissenschaftliche Dissertationen* 50: 1–216.
- WOLKERSDORFER, Ch., TREBUŠAK, I., FELDTNER, N. (1997): Development of a tracer test in a flooded uranium mine using *lycopodium clavatum*.- In: KRANJC, A. (Hrsg.): *Tracer Hydrology* 92: 377–385; Rotterdam.
- WOOD, S.C., YOUNGER, P.L., ROBINS, N.S. (1999): Long-term changes in the quality of polluted minewater discharges from abandoned underground coal workings in Scotland.- *The Quarterly Journal of Engineering Geology* 32: 69–79.
- YOUNGER, P.L. (1993): Possible environmental impact of the closure of two collieries in County Durham.- *Water and environmental management* 7: 521–531.
- YOUNGER, P.L. (1995): Hydrogeochemistry of minewaters flowing from abandoned coal workings in the Durham coal field.- *The Quarterly Journal of Engineering Geology* 28: 101–113.
- YOUNGER, P.L. (1997a): The longevity of minewater pollution – a basis for decision-making.- *The Science of the Total Environment* 194–195: 457–466.
- YOUNGER, P.L. (1997b): *Minewater Treatment Using Wetlands – Proceedings of a National Conference.* - 189 S.; London.
- YOUNGER, P.L. (1997c): The Future of passive mine water treatment in the UK: A View from the Wear Catchment.- In: YOUNGER, P.L. (Hrsg.): *Mine water treatment using wetlands:* 65–81; London.
- YOUNGER, P.L. (1998a): Coalfield abandonment – geochemical processes and hydrochemical products.- In: NICHOLSON, K. (Hrsg.): *Energy and the environment: geochemistry of fossil, nuclear and renewable resources.* - 1–29; Aberdeenshire.
- YOUNGER, P.L. (1998b): Design, construction and initial operation of full-scale compost-based passive systems for treatment of coal mine drainage and spoil leachate in the UK.- In: NEL, P. (Hrsg.): *Mine Water and Environmental Impacts.* - 413–424; Johannesburg.
- YOUNGER, P.L. (2000a): Predicting temporal changes in total iron concentrations in groundwaters flowing from abandoned deep mines: a first approximation.- *Journal of Contaminant Hydrology* 44: 47–69.
- YOUNGER, P.L. (2000b): The adoption and adaptation of passive treatment technologies for mine waters in the United Kingdom.- *Mine Water and the Environment* 19: 84–97.
- YOUNGER, P.L. (2001): Mine water pollution in Scotland: nature, extent and preventative strategies.- *Science of the Total Environment* 265: 309–326.
- YOUNGER, P.L., ADAMS, R. (1999): *Predicting mine water rebound.* - 109 S., zahlr. Abb., zahlr. Tab.; Bristol.
- YOUNGER, P.L., HARBOURNE, K.J. (1995): “To pump or not to pump” – Cost benefit analysis of future environmental management options for the abandoned Durham coalfield.- *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* 9: 405–415.
- YOUNGER, P.L., CURTIS, T.P., JARVIS, A., PENNELL, R. (1997): Effective passive treatment of aluminium-rich, acidic colliery spoil drainage using a compost wetland at Quaking Houses, County Durham.- *Water and Environmental Management* 11: 200–208.
- ZIMMERMANN, U., SCHREYER, J. (1995): Erstellung experimenteller Daten mittels eines Flutungsexperimentes zur Vorbereitung der Flutung der Lagerstätte Königstein.- *Proceedings Uranium-Mining and Hydrogeology, Freiberg, Germany; GeoCongress* 1: 575–583.

