

Bewertung der Acidität von bergbauversauerter Wässern und Anwendung auf die Sanierung

Ralph Schöpke · Volker Preuß

Eingang des Beitrages: 8.8.2011 / Eingang des überarbeiteten Beitrages: 24.11.2011 / Online veröffentlicht: 11.2.2012
© Springer-Verlag 2012

Zusammenfassung Für die Bewertung bergbauversauerter Wässer (AMD = acid mine drainage) und deren Sanierung wurde in den vergangenen Jahren erfolgreich das Neutralisationspotenzial als Aciditätsmaß eingesetzt. Bei der Auswertung von Rohwasserbeschaffenheiten im bergbaubeeinflussten Oberflächen- und Grundwasser zeigten sich auffällige statistische Zusammenhänge. Diese ließen sich auch in international publizierten Beschaffenheitsdaten finden. Relationen zwischen einzelnen Konzentrationen vermindern u. a. die Freiheitsgrade des jeweilig zu betrachtenden Systems.

Evaluation of acidity and neutralisation of acid mine drainage

Abstract The Neutralisation Potential as a value of acidity was successfully used in recent years for evaluation of AMD (acid mine drainage) and its remediation. The mining-impacted surface- and groundwaters showed remarkable statistical correlations with respect to raw water quality. Internationally published quality data have also revealed these correlations. Relationships between various concentrations can be used to reduce the degrees of freedom of the considered system.

Keywords Acid mine drainage · Reclamation · Acidity · Neutralization potential

R. Schöpke (✉) · V. Preuß
Lehrstuhl Wassertechnik & Siedlungswasserbau,
Brandenburgische Technische Universität Cottbus,
Siemens-Halske-Ring 8, 03044 Cottbus, Deutschland
E-Mail: schoepke@tu-cottbus.de

V. Preuß
E-Mail: volker.preuss@tu-cottbus.de

Abkürzungen und Symbole

A [mmol/l]	absolutes Glied der linearen Regression (Gl. 10)
B [1]	linearer Koeffizient der linearen Regression (Gl. 10)
c_X [mmol/l]	Konzentration des Stoffes X
$K_{B4,3}$ [mmol/l]	Basekapazität bis pH = 4,3
$K_{S4,3}$ [mmol/l]	Säurekapazität bis pH = 4,3
NP [mmol/l]	Neutralisationspotenzial
PQ [1]	Pufferungsquotient eines Wassers
PQR [1]	Pufferungsquotient einer Reaktion
Δ_{RN} [mmol/l]	Änderung des Neutralisationspotenzials durch eine Reaktion
z_i [1]	Ladungszahl hydrolysierender Schwermetallionen (meist $z = 2$)

Einleitung

Die Wasserbeschaffenheit in Bergbauregionen wird meist durch den Eintrag von Pyritverwitterungsprodukten nachteilig beeinflusst. Hohe Eisen- und Sulfatkonzentrationen in den beeinträchtigten Wässern, verbunden mit niedrigen pH-Werten in Oberflächenwässern schränken eine wasserwirtschaftliche Nutzung der Gewässer sowie der Trinkwasserversorgung erheblich ein. Grundlage jeder Vorsorge bzw. Sanierung ist das Verständnis der ablaufenden Prozesse.

Zur Charakterisierung bergbauversauerter Wässer (AMD = acid mine drainage) werden in der Literatur verschiedene Aciditätsdefinitionen angeboten. Für die Bewertung von AMD und die Konzeption von Sanierungsmaßnahmen sollten Parameter ausgewählt werden, die sowohl die Genese von AMD als auch deren Sanierung prozessorientiert beschreiben und veranschaulichen können.

Charakterisierung der Beschaffenheit von AMD

Definition des Neutralisationspotenzials als Aciditätsmaß
Das chemische Milieu der bergbauversauerten Wässer wird hauptsächlich durch die aciditätsbildenden Makrokomponenten und das Sulfat als Pyritverwitterungsprodukt bestimmt. Der pH-Wert ist nicht immer geeignet, den Grad der Versauerung durch AMD zu beschreiben. Zu den aciditätsbildenden Makrokomponenten gehören Protonen und die Kationensäuren Eisen (II/III), Aluminium, Mangan und ggf. Schwermetallionen.

Die Bilanzierung der in das Grund-/Sickerwasser eingebrachten Säure basiert auf dem Konzept von Stumm & Morgan (1996). Als Acidität Aci einer wässrigen Lösung wird der Überschuss an starken Säuren im Vergleich zu starken Basen bezeichnet.

$$[1] \quad Aci = \sum \text{starke Säuren} - \sum \text{starke Basen}$$

Daraus abgeleitete im englischsprachigen Raum genutzte unterschiedliche Aciditätsbegriffe stellten Kirby & Cravotta (2005a) und Kirby & Cravotta (2005b) zusammen. Für die eigenen Untersuchungen wurde das von Evangelou (1995) aus dem Aciditätskonzept abgeleitete *Neutralisationspotenzial* NP nach Gleichung 2 modifiziert.

$$[2] \quad NP = 2c_{CO_3} + c_{HCO_3} + c_{OH} - c_{HSO_4} - c_{H^+} - 2c_{Fe_2} \\ - 3c_{Fe_3} - 3c_{Al} - 2c_{Mn}$$

Über die Titration des Säure- bzw. Basenverbrauches bis pH = 4,3 ($K_{S/B4,3}$) werden die Konzentrationen der Parameter in Gleichung 3 zusammengefasst.

$$[3] \quad K_{S4,3} = -K_{B4,3} \approx c_{H^+} - c_{HSO_4} - 3c_{Fe^{3+}} + c_{HCO_3}$$

Durch Einsetzen der Säurekapazität Gleichung 3 in Gleichung 2 vereinfachte Schöpke (1999) die Definition des Neutralisationspotenzials zu Gleichung 4.

$$[4] \quad NP \approx K_{S4,3} - 3c_{Al} - 2c_{Fe2} - 2c_{Mn} - \sum z_i \cdot c_{Me,i}$$

Da die zweiwertigen Eisen- und Manganionen sowie Aluminium nicht mit der Säurekapazität $K_{S4,3}$ erfasst werden, sind sie rechnerisch zu berücksichtigen. Fallweise sind weitere bis pH ≈ 7 hydrolysierende Schwermetallionen, wie z. B. Zink ($Me_i = Zn$, $z_{Zn} = 2$), mit zu berücksichtigen. z_i gibt dabei die Ladungszahl hydrolysierender Schwermetallionen an. Meist kann jedoch letzterer Term vernachlässigt werden. Da in geringen Konzentrationen vorliegende Hydroxokomplexe der Kationensäuren in ihren pH-abhängigen Beiträgen zum Neutralisationspotenzial nicht berücksichtigt werden, gilt Gleichung 4 gegenüber einer geochemischen Simulationsrechnung nicht exakt.

Für den Fall, dass die Säurekapazität $K_{S4,3}$ nicht bestimmt wurde, gibt Schöpke (1999) die Näherung Gleichung 5 an, bei der die Aktivitätskoeffizienten und die Anteile von Neutralkomplexen für hochbelastete AMD der Lausitz berücksichtigt wurden.

$$[5] \quad K_{S4,3} \approx -(1,18 + 0,024c_{SO_4}) \cdot 10^{3-pH} - 3c_{Fe_3} \\ + c_{HCO_3} \text{ [mmol/l]}$$

Gleichung 5 wurde für saure See- und Sickerwässer, mit Calcium- und Sulfatkonzentrationen nahe der Gipssättigung und $K_{S4,3} < -5 \text{ mmol/l}$, sowie vernachlässigbaren organischen Komplexbildnern entwickelt. Die Hydrogencarbonatkonzentration erscheint dabei nur formal.

Bildung von acid mine drainage (AMD)

Die sauren Grubenwässer entstehen durch Oxidation von Sulfidmineralen (meist Pyrit FeS_2) in Kombination mit zahlreichen Puffer- und Folgereaktionen. Gleichung 12 bis Gleichung 18 beschreiben die Oxidation von Eisensulfiden mit Sauerstoff, Eisen (III), Wasserstoffperoxid und Nitrat. Die Oxidation mit Wasserstoffperoxid wird gelegentlich analytisch genutzt.

Die gebildeten Reaktionsprodukte Acidität und Sulfat können in Sulfat- und Aciditätsspeichermineralien (Gl. 19 bis Gl. 21) im ungesättigten Grundwasserleiter festgelegt werden. Die Rückreaktionen der Pyritverwitterung als Sulfatreduktion mit Methanol als Elektronendonator beschreiben Gleichung 22 bis Gleichung 25 sowie die Pufferung und Silikatverwitterung Gleichung 31 bis Gleichung 37. Die zwei für AMD charakteristischen Größen sind die

- Sulfatkonzentration, die den Eintrag an Verwitterungsprodukten kennzeichnet und
- das Neutralisationspotenzial, in dem alle säurebildenden und puffernden Bestandteile bilanziert sind.

Die mit der Genese und Behandlung von AMD im Zusammenhang stehenden Reaktionen lassen sich auch als Vektoren in der Diagrammebene des negativen Neutralisationspotenzials $-NP$ gegen die Sulfatkonzentration in Abbildung 1 (links) veranschaulichen.

Bei der Bildung von AMD aus ionenarmem Niederschlagswasser überlagern sich die Oxidationsreaktionen der Sulfide mit puffernden Reaktionen und mit der Fällung/Lösung von Gips und anderen Mineralen.

Über die Bilanzierung des Neutralisationspotenzials der Ausgangs- und Reaktionsprodukte erhält man jeweils eine reaktionstypische Änderung des Neutralisationspotenzials Δ_{RNP} [1, mol/mol], die in Tabelle 1 für jede Reaktion angegeben ist. Der Anstieg der Reaktionsvektoren in Abbildung 1 ergibt sich aus der jeweiligen Reaktionsstöchiometrie zwischen Änderung des Neutralisationspotenzials

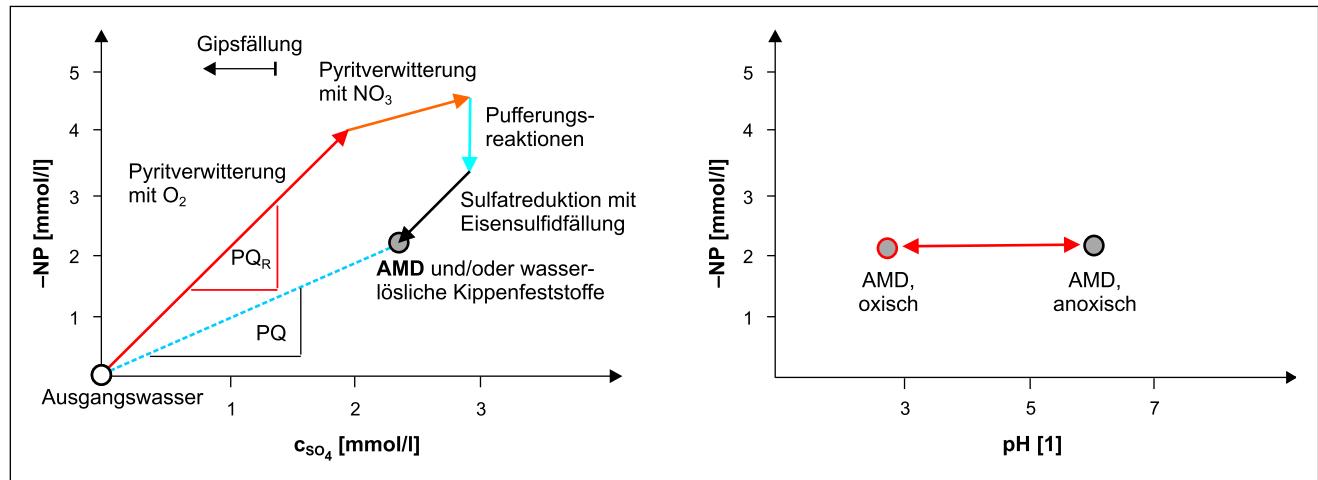


Abb. 1 Entwicklung eines Kippengrundwassers aus ionenarmen Ausgangswasser (Niederschlag) durch Kombination säurebildender und puffernder Reaktionsvektoren (links) und Übergang zwischen oxischem und anoxischem AMD nach Gleichung 26 bis Gleichung 30 (rechts)

als $\Delta_R NP$ und dem Sulfateintrag $\Delta_R c_{SO_4}$ nach Gleichung 6 und Tabelle 1.

$$[6] \quad PQ_R = \frac{-\Delta_R NP}{\Delta_R c_{SO_4}}$$

Das Verhältnis der resultierenden Acidität ($-NP$) zum eingebrachten Sulfat wird für ein Wasser als Pufferungsquotient PQ nach Gleichung 7 definiert. Der PQ des resultierenden Wassers wird in Abbildung 1 bezüglich eines ionenarmen neutralen Ausgangswassers definiert.

$$[7] \quad PQ = \frac{-NP}{c_{SO_4}}$$

Für die Sulfidverwitterung gilt allgemein $PQ_R = 2$, mit Ausnahme des Oxidationsmittels Nitrat nach Gleichung 17 und Gleichung 18. Bei der Sulfatreduktion nach Gleichung 22, Gleichung 24 und Gleichung 25 wird die Acidität in gleichem Maße wieder abgebaut. Nur wenn in erheblichem Umfang Hydrogensulfid nach Gleichung 23 im Wasser verbleibt, liegt PQ_R geringfügig unter zwei. In Kombination mit der Fällung des verbliebenen Sulfidschwefels als Metallsulfid oder dem Ausgasen als Schwefelwasserstoff gilt für die Sulfatreduktion wieder $PQ_R = 2$.

Die Aciditätsspeicherminerale Jarosit (Gl. 20) und Schwertmannit (Gl. 21) unterscheiden sich in ihren Reaktionsvektoren nicht von der Sulfidoxidation/Sulfatreduktion.

Auffällig sind die NP-inerten Reaktionen Gleichung 26 bis Gleichung 30 und Gleichung 36. Die Lösung/Fällung von Eisen- und Aluminiumhydroxiden sowie von Eisencarbonat (Siderit) wirken sich nicht auf das Neutralisationspotenzial aus. Auch die Oxidation und Reduktion des Eisens von Fe (II) zu Fe (III) und umgekehrt ändert das Neutralisationspotenzial nicht.

Einfluss von Redoxreaktionen auf die Beschaffenheit von AMD

Bei der Reduktion des mit Pyritverwitterungsprodukten angereicherten pH-sauren AMD unter Oxidationsmittelmannigfaltigkeit im sauerstoffzehrenden Milieu läuft die Pyritverwitterung zunächst noch mit Eisen (III) über Gleichung 15 in Kombination mit Eisenhydroxidlösung nach Gleichung 27 und ggf. noch mit gelöstem Nitrat ab. Anschließend wird auch Eisen (II) nach Gleichung 30 gebildet. Dabei werden Protonen verbraucht, d. h. der pH-Wert steigt bis in die Hydrogencarbonatpufferung. Sobald die Sideritsättigung erreicht wird, fällt auch Eisencarbonat nach Gleichung 26 aus. Diese Reaktionen verändert nach Tabelle 1 das Neutralisationspotenzial nicht, wie auch in Abbildung 1 (rechts) dargestellt.

Beim Übergang vom anoxischen AMD (Grundwasser) zum oxischen Seewasser werden im Wesentlichen Eisen (II)-Ionen durch Wasserstoff- und Eisen (III)-Ionen nach den NP-inerten Reaktionen Gleichung 29 und Gleichung 27 ersetzt, unter sprunghaftem pH-Abfall aber konstant bleibendem Neutralisationspotenzial (Abb. 1 rechts).

Bei der Oxidation von Eisen (II) durch Sauerstoff nach Gleichung 29 ändert sich nach Definition das Neutralisationspotenzial nicht. Das gilt auch für die Umkehrreaktion mit sauerstoffzehrenden Stoffen nach Gleichung 30. Die pH-Absenkung erfolgt erst durch Hydrolyse und Fällung von Eisen (III)hydroxid bzw. dessen Erhöhung durch reduktive Lösung. Das Neutralisationspotenzial wird dabei nicht verändert. Dadurch können die in (Abb. 1) als Beschaffenheitspunkte dargestellten Wässer sehr unterschiedliche Redoxzustände und pH-Werte repräsentieren.

Zänker et al. (2000) und Zänker & Richter (2001) ordneten dementsprechend die Grubenwässer (AMD) in zwei

Tab. 1 Auswahl von charakteristischen Reaktionen bei der AMD-Genese und deren zugehörigen $\Delta_{\text{R}}\text{NP}$ und PQ_{R} nach Gleichung 6

Reaktion	$\Delta_{\text{R}}\text{NP}$	PQ_{R}
<i>Sulfidoxidation</i>		
[12] $\text{FeS}_2 + 3,5\text{O}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}^+$	-4	2
[13] $\text{FeS}_2 + 3,75\text{O}_2 + 3,5\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+$	-4	2
[14] $\text{FeS} + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	-2	2
[15] $\text{FeS}_2 + 14\text{Fe}^{3+} + 8\text{H}_2\text{O} \rightarrow 15\text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 16\text{H}^+$	-4	2
[16] $\text{FeS}_2 + 7,5\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 2\text{SO}_4^{2-} + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2\text{O}$	-4	2
[17] $\text{FeS}_2 + 2,8\text{NO}_3^- + 0,8\text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 0,4\text{H}_2\text{O} + 1,4\text{N}_2$	-1,2	0,6
[18] $\text{FeS}_2 + 1,75\text{NO}_3^- + 2,75\text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 1,75\text{NH}_4^+$	0	0
<i>Sulfat- und Aciditätsspeicherminerale (Auswahl)</i>		
[19] $\text{CaSO}_4^{2-} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-}$	0	0
Jarosite-Na	-4	2
[20] $\text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6 + 6\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Na}^+ + 3\text{Fe}^{3+} + 2\text{SO}_4^{2-} + 6\text{H}_2\text{O}$	-3,2	2
Schwertmannit nach Bigham et al. (1996)		
[21] $\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_{4,8}(\text{SO}_4)_{1,6} + 20,8\text{H}^+ \leftrightarrow 8\text{Fe}^{3+} + 1,6\text{SO}_4^{2-} + 12,8\text{H}_2\text{O}$		
<i>Sulfatreduktion, z. B. mit Methanol</i>		
[22] $\text{Fe}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + \frac{4}{3}\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow \text{FeS} + \frac{4}{3}\text{CO}_2 + \frac{8}{3}\text{H}_2\text{O}$	2	2
[23] $\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} + \frac{4}{3}\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow \text{HS}^- + \frac{4}{3}\text{CO}_2 + \frac{8}{3}\text{H}_2\text{O}$	1	1
[24] $2\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} + \frac{4}{3}\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow \text{H}_2\text{S} + \frac{4}{3}\text{CO}_2 + \frac{8}{3}\text{H}_2\text{O}$	2	2
[25] $2\text{H}^+ + \text{SO}_4^{2-} + \text{CH}_3\text{OH} \rightarrow \text{S}^0 + \text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$	2	2
<i>NP-inerte Reaktionen</i>		
[26] $\text{FeCO}_3 \leftrightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}$	0	-
[27] $\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Fe}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	0	-
[28] $\text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O}$	0	-
[29] $\text{Fe}^{2+} + 0,25\text{O}_2 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{3+} + 0,5\text{H}_2\text{O}$	0	-
[30] $\text{Fe}(\text{OH})_3 + 2\text{H}^+ + 0,25(\text{CH}_2\text{O}) \rightarrow \text{Fe}^{2+} + 0,25\text{CO}_2 + 2,5\text{H}_2\text{O}$	0	-
<i>Pufferung und Silikatverwitterung</i>		
[31] $\text{MeCO}_3 + 2\text{H}^+ \leftrightarrow \text{Me}^{2+} + \text{H}_2\text{O} + \text{CO}_2$ mit $\text{Me} = \text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}, \dots$	2	-
[32] $\text{X} - \text{Me} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{X} - \text{H} + \text{Me}^+$ mit $\text{X} = \text{Ionenaustauschplatz}$	1	-
Chlorit	10	-
[33] $\text{Mg}_5\text{Al}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_8 + 16\text{H}^+ \rightarrow 5\text{Mg}^{2+} + 2\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_4\text{SiO}_4 + 6\text{H}_2\text{O}$		
Illit	1,1	-
[34] $\text{K}_{0,6}\text{Mg}_{0,25}\text{Al}_{2,3}\text{Si}_{3,5}\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 11,2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 0,6\text{K}^+ + 0,25\text{Mg}^{2+} + 2,3\text{Al}(\text{OH})_4^- + 3,5\text{H}_4\text{SiO}_4 + 1,2\text{H}^+$		
Albit	1	-
[35] $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8 + 8\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Na}^+ + \text{Al}(\text{OH})_4^- + 3\text{H}_4\text{SiO}_4$		
Kaolinit	0	-
[36] $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4 + 6\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Al}^{3+} + 2\text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{H}_2\text{O}$		
Montmorillonite-Ca	0,33	-
[37] $\text{Ca}_{0,165}\text{Al}_{2,33}\text{Si}_{3,67}\text{O}_{10}(\text{OH})_2 + 12\text{H}_2\text{O} \rightarrow 0,165\text{Ca}^{2+} + 2,33\text{Al}(\text{OH})_4^- + 3,67\text{H}_4\text{SiO}_4 + 2\text{H}^+$		

Tab. 2 Zusammenstellung der ausgewerteten Standorte

Nr.	Herkunft	Quelle
1	Teilgeflutete Urangrube Königstein	Biehler & Falck (1999)
2	Tagebauseen des Spanischen Pyritgürtels	Sanchez et al. (2008)
2a	Lake San Telmo, Iberian Pyrit Belt	Sanchez et al. (2007)
3	Anna S coal mine complex in Tioga County	Hedin et al. (2010)
4	Flooded Mine Shaft Water in Butte, Montana	Gammons et al. (2006)
4a	Alta Mine, Montana	Maree et al. (2004)
5	Tagebausee Leknica Pl.	Koch (2008)
6	Oberflächengewässer der Kohleregion Santa Catarina, Brazil	Freitas et al. (2010)
7	Teilgefluteter Piaseczno Schwefelbergbau, Polen	Frankiewicz & Pucek (2006)
8	Grundwasser Skadodamm, Lausitz	Schöpke et al. (2007)
9	südlicher Grundwasserzustrom zum Senftenberger See, Lausitz	Koch et al. (2006)
10	Abflüsse aus ehemaligen Blei-Zink-Minen des Altbergbaubereiches Montevecchio (Sardinien, Italien) und deren Deponien aus Flotatonsrückständen	Cidu et al. (2011)

Extreme ein, die den beiden Redox/pH-Bereichen entsprechen (Abb. 1):

- *Acid Rock Drainage*: Hochmineralisierte Porenwässer mit pH-Werten von 1 bis 3, vergleichbar mit sauren, oxischen Tagebauseewässern
- *Bulk-Wässer*: reduziertes, hochmineralisiertes Stollenwasser mit pH-Werten um 7, vergleichbar mit potenziell saurem anoxischem Grundwasser der Braunkohlebergbaukippen.

Aciditätsbegrenzung durch Hydroxidlöslichkeit

Anoxische AMD sind meist hydrogencarbonatgepuffert, da deren Acidität in Form von Kationensäuren in hohen Konzentrationen vorliegt. In oxidierten Wässern treten an deren Stelle Wasserstoffionen und Hydrogensulfat. Der Übergang zwischen diesen Zuständen ist meist mit einem pH-Sprung vom Hydrogencarbonatpuffer (Maximalpufferung um pH = 6,4) über den Aluminiumpuffer zum Eisen (III)/Hydrogensulfatpuffer (Pufferung um pH = 2...3) verbunden. Dadurch treten Wässer im pH-Bereich 3,5 < pH < 4,5 statistisch weniger häufig auf.

Die Löslichkeit von Eisen- und Aluminiumhydroxiden begrenzt deren maximalen Aciditätsbeitrag, bisweilen auch als Metallacidität bezeichnet (Kirby & Cravotta 2005a). Aus den Löslichkeitsgleichgewichten sowie Gleichung 27 und Gleichung 28 ergibt sich verallgemeinert:

$$[8] \quad NP(X^{3+}) \approx -3 \cdot 10^{(\log K - 3 \cdot pH)}, \quad X = Fe_3, Al$$

mit den Löslichkeitskonstanten, z. B. aus dem Basisdatensatz wateq4f von Parkhurst & Appelo (2006). Ionenstärke, Temperatur, Komplexbildung und Löslichkeit der jeweiligen Hydroxidmodifikation werden bei dieser orientierenden Betrachtung nicht berücksichtigt. Nach Gleichung 8 lassen sich

die maximalen Aciditätsbeiträge von Aluminium und Eisen (III) im Sättigungsgleichgewicht mit ihren Hydroxiden abschätzen.

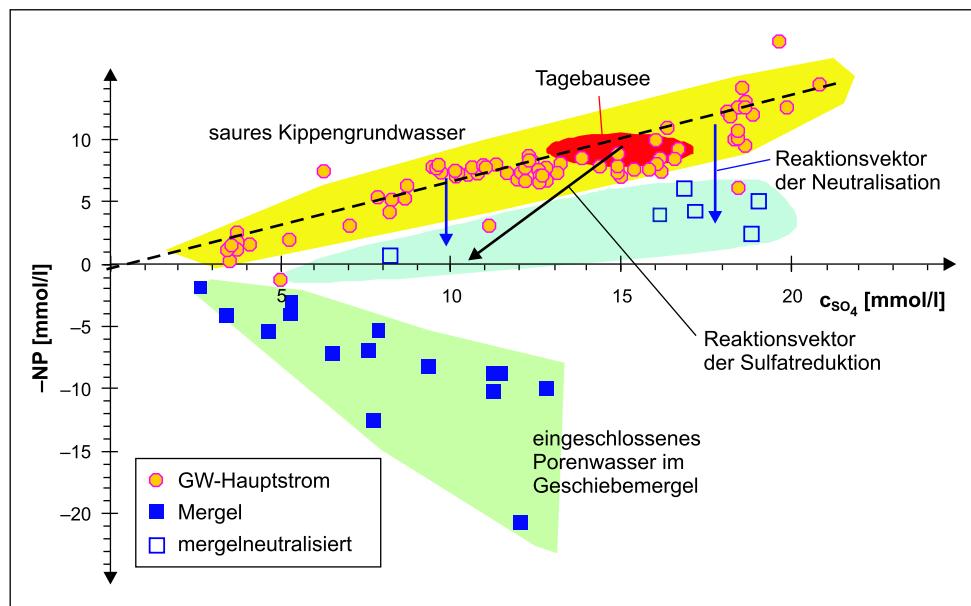
Betrachtung standortspezifischer Beschaffenheitsverteilungen von AMD

Datenbasis der Untersuchungen

Es wurden die den Autoren zugänglichen Analysen bergbaubeeinflusster Wässer aus eigenen Untersuchungen und aus der Literatur ausgewertet. Dabei stammen die recherchierten Beschaffenheitsdaten aus Situationsdokumentationen, Verfahrensentwicklungen und weiteren, nicht mit dem Ziel einer Beschaffenheitsanalyse erhobenen Daten. Unter den jeweiligen Genesebedingungen entstehen jedoch sehr unterschiedlich belastete Wässer, die häufig standorttypische Beschaffenheitsverteilungen aufweisen. Für quantifizierte Konzentrationshäufigkeiten reichen die erhobenen Daten nicht aus, wohl aber zur Aufklärung qualitativer Beziehungen zwischen den Analysenparametern. Die ausgewerteten Standorte sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Die von Biehler & Falck (1999) und Jenk et al. (2003) zusammengestellten Analysen aus einer ehemaligen sächsischen Urangrube (1) umfassen den Bereich hochmineralisierter saurer Wässer (gelöste Salze 2 g/l, pH ≥ 2,8, Fe ≤ 300 mg/l) des ehemaligen Laugungsbergbaus bis zum zuströmenden natürlichen Grundwasser. Die hohe Belastung stammt aus eingetragenen Pyritverwitterungsprodukten und aus der Laugung von Uran mit Schwefelsäure. Der Einfluss der Laugung mit Schwefelsäure lässt sich dabei nicht von der Sulfidverwitterung unterscheiden (jeweils $P_{QR} = 2$). Mit den erhobenen Daten wird die Sanierung des kontaminierten Grubraums bis zur finalen Flutung vorbereitet.

Abb. 2 Grundwässer des Kippenpfeilers Skadodamm im Vergleich zum Seewasser in der $-NP-SO_4$ -Darstellung (Erläuterungen im Text)



Sanchez et al. (2008) stellte die Analysen von 22 stark bergbauversauerten ($pH = 2,2\text{--}7,2$), z. T. meromiktischen Seen zur limnologischen und hydrochemischen Situation von Tagebauseen im Spanischen Pyritgürtel (2) zusammen. Die Säurekapazitäten mussten nach Gleichung 5 geschätzt werden. Schwermetalle, insbesondere Zink, tragen darin bis zu 12 % bei sauren Wässern und in zwei Extremfällen über 50 % zum gesamten Neutralisationspotenzial bei.

Hinzu kommt die Auswertung der Wasserbeschaffenheit von zwei Tiefenprofilen eines 11 Jahre alten Tagebausees der San Telmo Mine im Spanischen Pyritgürtel von Sanchez et al. (2007). Die Pyritverwitterungsprodukte wurden bereits teilweise neutralisiert. Der pH -Wert wird durch Eisen und Aluminium gepuffert.

Hedin et al. (2010) beschrieben passive Behandlungsverfahren für Grubenwässer des Anna S coal mine complex in Tioga County in Südafrika (3). Die zusammengestellten mittleren Grundwasseranalysen von 17 Probennahmestellen dienten als Datengrundlage.

Gammons et al. (2006) stellten die hydrochemische Situation der AMD aus dem Bergbaugebiet Butte, Montana (4) dar. Bei der Berechnung des Neutralisationspotenzials waren die hohen Zinkkonzentrationen zu berücksichtigen. Die schwach mineralisierten Vertreter repräsentieren anstehendes unbeeinflusstes Grundwasser. Die Reduktionsprozesse sind teilweise soweit fortgeschritten, dass hohe Eisen (II)-konzentrationen im Hydrogencarbonatpuffer vorliegen. Allerdings waren die Bedingungen zur Sulfatreduktion noch nicht erfüllt.

Schroth & Parnell (2005) untersuchten den Abfluss der Alta Mine, Jefferson County, MT (4a), das über Auslaugung des bergbauversauerten Gebirges mit Niederschlagswasser entsteht. Das extrem hoch mit Sulfat- und Eisen belastete

Wasser neigte zur Fällung von Schwertmannit nach Gleichung 21.

Von dem im polnischen Teil des Muskauer Faltenbogens gelegenen meromiktischen Tagebausee RL54 bei Leknica (5) liegen die Analysendaten von vier Tiefenprofilen vor (Koch 2008). Das pH -saure Epilimnion (bis 7 m) wird durch Niederschlagswasser und schwachmineralisierten Grundwasserzustrom verdünnt und geht ab 11 m Tiefe in das hochmineralisierte Monimolimnion (gelöste Salze > 5 g/l) über.

Frankiewicz & Pucek (2006) stellten verschiedene Wässer der teilgefluteten Bergbauregion Piaseczno Schwefelbergbau, Polen (7) zusammen, darunter ein typisch bergbauversauertes.

Schöpke et al. (2007) beschrieben das Kippengrundwasser am Skadodamm im Lausitzer Revier (8), das aus infiltriertem saurem Tagebauseewasser gebildet wird. An diesem Standort wurden Untersuchungen zur Wirkung alkalischer passiver reaktiver Wände und die Grundwassersanierung durch mikrobielle Sulfatreduktion durchgeführt.

Koch et al. (2006) führten Versuche zur Untergrundsulfatreduktion am südlichen Grundwasserzustrom zum Senftenberger See (9) durch. Der geschichtete Grundwasserzustrom enthält unterschiedliche AMD aus Altbergbaugebieten, von denen nur die nicht sulfatreduzierten Wässer ausgewertet wurden.

Untersuchungsergebnisse von Abflüssen aus Blei-Zink-Minen (10) des Altbergbaugebietes Montevecchio (Sardinien, Italien) und zugehörigen Deponien mit Flotationsrückständen stellten Cidu et al. (2011) vor. Hier trug Zink erheblich zum Neutralisationspotenzial bei. Die Oxidationsstufen des Eisens sind nicht bekannt und lassen sich nicht aus den Analysen berechnen, da sich die untersuchten Wässer wahr-

Tab. 3 Parameter für die linearen Regressionsgleichungen NP (SO_4) an den ausgewählten Standorten

Nr.	Anzahl	pH [l]	Fe [mg/l]	SO_4 [mg/l]	NP [mg/l]	A [mmol/l]	B [l]	R^2 [l]
1	31	1,9–7,0	0,1–2.200	1–8.800	–134 bis +0,3	4,8	–1,34	0,963
2	22	1,2–7,2	0,1–36.700	940–42.000	–666 bis 0	39,8	–2,22	0,920
2a	13	2,8–3,2	152–192	3.570–5.800	–47 bis –35	–15,1	–0,51	0,925
3	17	2,7–3,8	0–135	96–1.370	–23 bis –0,8	1,5	–1,57	0,939
4	14	4,6–7,2	0,1–1.770	230–7.700	–83 bis +15	13,1	–1,11	0,949
4a	4	2,5–3,5	265–590	3.150–4.260	–75 bis –43	35,5	–2,49	0,953
5	51	2,4–4,8	0,4–1.620	80–4.300	–58 bis 0	4,1	–1,45	0,965
6	6	2,9–4,1	5–138	590–3.600	–20 bis –1,8	1,1	–1,23	0,798
7	12	6,5–7,5	0,2–250	140–2.200	–5,2 bis +8,8	7,3	–0,36	0,385
8	43	4,4–5,7	30–440	350–2.000	–15 bis –1,1	0,22	–0,68	0,790
9	179	3,9–5,8	0,1–295	70–2.450	–11 bis –0,3	0,5	–0,41	0,907
10	32	3,3–7,6	0,01–110	37–3.800	–11,8 bis 2,5	1,18	–0,95	0,670

scheinlich nicht im thermodynamischen Gleichgewicht befanden. Die Bewertung des Eisens als zwei- oder dreiwertiges Ion beeinflusst das berechnete Neutralisationspotenzial nur unbedeutend.

Standortbezogene Interpretation von Beschaffenheitsverteilungen

Abbildung 2 zeigt die Grundwasserbeschaffenheitsverteilung im Kippenpfeiler Skadodamm nach Schöpke et al. (2007). Dieser besteht aus einem durchströmten Bereich, der im Liegenden durch verkippten, calcithaltigen Geschiebemergel begrenzt wird. Das als Hauptstrom bezeichnete Grundwasser des durchlässigen Bereiches wird aus Infiltrat des Tagebaus Skado gebildet und strömt in Richtung Tagebausee Sedlitz. Dabei löst es im reduzierenden Milieu des Seesediments Eisen nach Gleichung 27 und Gleichung 30, wobei sich das Neutralisationspotenzial nicht ändert. Im Hauptstrom wird die entstandene Grundwasserbeschaffenheit durch lokale Einträge von Pyritverwitterungsprodukten und Verdünnung über schwachbelastete Grundwasserneubildungen überprägt.

Dadurch bildete sich dort die als saures Kippengrundwasser gekennzeichnete lineare Beziehung zwischen $-\text{NP}$ und der Sulfatkonzentration nach Gleichung 9 und Tabelle 3, Nr. 8 aus.

$$[9] \quad \text{NP} = A + B \cdot c_{\text{SO}_4}$$

Der Übergangsbereich zwischen dem Hauptstrom und dem Mergel kann, je nach hydraulischen Randbedingungen, auch vom Kippengrundwasser durchströmt werden. Dabei wird dieses über die Pufferungsreaktion Gleichung 31 neutralisiert. Diese Wässer, die sowohl im Hauptstrom als auch in der oberen Mergelschicht gefunden wurden, sind in Abbildung 2 als mergelneutralisiert gekennzeichnet.

Beschaffenheitsverteilungen der recherchierten AMD

In Abbildung 3 sind die recherchierten Beschaffenheitsdaten der hochbelasteten AMD zusammengestellt. Eine differenzierte Betrachtung der Einzelwerte wie am Skadodamm war für diese Daten nicht möglich. Der am Skadodamm zwischen dem Neutralisationspotenzial NP und der Sulfatkonzentrationen ermittelte lineare Zusammenhang nach Gleichung 9 lässt sich auch für die betrachteten hochbelasteten AMD annähernd wiederfinden. Bei schwachbelasteten AMD ist dieser Zusammenhang weniger deutlich ausgeprägt.

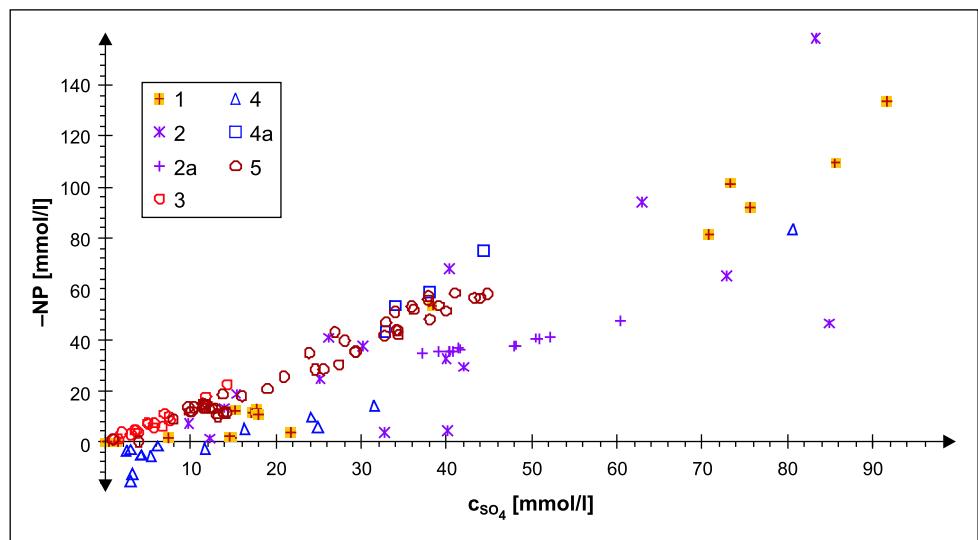
Tabelle 3 enthält die statistische Auswertung für die recherchierten Standorte. Die jeweiligen ermittelten Regressionsbeziehungen sind standorttypisch und resultieren aus dem Eintrag von Pyritverwitterungsprodukten unter den gegebenen geologischen Pufferungsverhältnissen und gilt sowohl für anoxische Grundwässer wie auch für daraus gebildete oxische Oberflächenwässer.

Anwendung der Ergebnisse

Interpretation der Beschaffenheitsverteilungen von hochbelasteten AMD

Die lineare Beziehung zwischen Neutralisationspotenzial und Sulfatkonzentration an einem Standort oder einer Region schränkt die Vielfalt zu betrachtender Wasserbeschaffenheiten ein. Der Pufferungsquotient liegt unter zwei ($\text{PQ} < 2$). Wenn man die Genese der AMD nach Abbildung 1 nur auf die Grundreaktionen Pyritverwitterung ($\text{PQ}_{\text{Py}} = 2$) und Neutralisation aus mineralarmem Ausgangswasser zurückführt, gilt für das Neutralisationspotenzial Gleichung 10 mit

Abb. 3 Hochbelastete AMD in der $-NP-SO_4$ -Darstellung (Standorte nach Tab. 2)



$\Delta_{PNP}(c_{SO_4})$ als sulfatabhängige Pufferung.

$$NP(c_{SO_4}) = -PQ_{Py} \cdot c_{SO_4} + \Delta_{RNP}(c_{SO_4})$$

[10]

$$= A + B \cdot c_{SO_4}$$

Über Gleichsetzen mit Gleichung 9 wird der lineare Ausdruck für die sulfatabhängige Pufferung Gleichung 11 erhalten.

$$[11] \Delta_{RNP}(c_{SO_4}) = A + (2 + B) \cdot c_{SO_4}$$

Für die Genese von AMD lassen sich folgende Fälle für die Koeffizienten der Gleichung 9 konstruieren:

Ungepufferter Eintrag von Sulfidverwitterungsprodukten, d. h. $\Delta_{RNP} = 0$:

$$A = 0, \quad B = -2$$

Vorhandensein leicht umsetzbarer puffernder Substanzen, wie Calcium- und Magnesiumcarbonate nach Gleichung 31 unterhalb der Calcitsättigung und/oder Ionenaustausch nach Gleichung 32:

$$A > 0, \quad B = -2$$

Der Koeffizient gibt die eingetragene mittlere Menge an leichtumsetzbaren Puffern an. Dabei wird vorausgesetzt, dass der pH-Wert im Hydrogencarbonatpuffer stabilisiert wird und die Silikatverwitterung vernachlässigbar ist.

Je höher der Eintrag von Pyritverwitterungsprodukten ist, desto stärker wird der Anteil der Silikatverwitterung bei niedrigen pH-Werten in der oxischen Zone an der Pufferung (Gl. 33 bis Gl. 37) mit dem Ergebnis:

$$B \neq -2.$$

Die mittleren Gehalte an Carbonaten und puffernder Silikate sind mit den Randbedingungen der Pyritverwitterung und Grundwassergenese von den geologischen und bergbautechnischen Verhältnissen am betrachteten Standort abhängig.

Die an den hochbelasteten Standorten 2 und 4a ermittelten $B < -2$ lassen auf mögliche Gipsausfällungen nach Gleichung 19 zurückführen. Dadurch liegt die Sulfatkonzentration unter dem stöchiometrischen Wert des Säureintrages.

Die ermittelten $B > -1,5$ an den meisten Standorten weisen auf eine säureeintragsabhängige Pufferung hin. Das hängt mit Verwitterungsprozessen analog Gleichung 31 bis Gleichung 37 zusammen, die durch lokal niedrige pH-Werte beschleunigt werden.

Vorbereitung und Bewertung von Sanierungsmaßnahmen

Die Konzentrationsverläufe bei der Entwicklung von AMD lassen sich im Einzelfall mit geochemischen Berechnungsmodellen, z. B. PhreeqC (Parkhurst & Appelo 2006), rekonstruieren. Dabei sind aber meist die exakten Randbedingungen (Mineralgehalte, Reaktivitäten) nicht bekannt. Desse ungeachtet lässt sich das resultierende Wasser als Punktepaar in Abbildung 1 mit den charakteristischen Größen Neutralisationspotenzial, Sulfatkonzentration und pH-Wert darstellen. Der pH-Wert enthält meist noch die Information über den Redoxzustand.

Für die praktische Bewertung des AMD ist es meist zweitrangig aus welchen Komponenten die Acidität (negatives Neutralisationspotenzial) gebildet wird. Der durch Gleichung 9 beschriebene Zusammenhang bildet ein statisches Merkmal für abgrenzbare geochemische Einheiten. Die ermittelten Beziehungen schränken die Freiheitsgrade ein, die bei der Vorbereitung und Bewertung von Sanierungsmaßnahmen zu beachten sind.

Über die Darstellung von AMD in Form von Abbildung 1 lassen sich Prozesse in AMD parameterreduziert veranschaulichen und daraus mögliche Kombinationen von Sanierungsverfahren ableiten. Die Länge der für die Sanierung eingesetzten Reaktionsvektoren veranschaulicht den dafür erforderlichen Aufwand an Neutralisationschemikalien oder Substraten.

Schöpke et al. (2007) untersuchten den Einfluss einer mit alkalischem Material eingebrachten Reaktiven Wand auf die Beschaffenheit des abströmenden Grundwassers. Da die Grundwasserbeschaffenheit tiefenabhängig war, ließ sich der geringe Einfluss dieser Behandlungsmaßnahme aus Einzelmessungen nicht erkennen. Die im Abstrom der Wände untersuchten Grundwässer wiesen den gleichen Zusammenhang zwischen Neutralisationspotenzial und Sulfatkonzentration auf, nur das deren Regressionsgerade um $\Delta A \approx 1 \text{ mmol/l}$ gegenüber dem unbehandelten Grundwasser (Tabelle 2, Nr. 8) verschoben war. Die zugehörigen Messwerte und die Regressionsgerade wurden in Abbildung 2 nicht eingetragen. Um diesen geringen Betrag wurde das durchgestromte Grundwasser neutralisiert. Dieser ungenügende Behandlungseffekt in einem heterogen beschaffenen Grundwasser ließ sich nur über die beschriebene statistische Auswertung abschätzen. Zusammen mit der dichtenden Wirkung der eingebrachten Wände erwiesen sich diese für die Sanierung von Kippengrundwässern im Anstrom von Tagebauseen als ungeeignet.

Koch et al. (2006) unterschieden über Reaktionsvektoren der Sulfatreduktion nach Gleichung 22 zwischen reaktionsbedingten und rohwasserbeschaffenheitsbedingten Änderungen des Neutralisationspotenzials und konnten so den Behandlungseffekt in einem heterogen zusammengesetzten Grundwasserstrom ermitteln.

Bei einem Pilotbetrieb zur Grundwassersanierung über mikrobielle Sulfatreduktion am Skadodamm (Schöpke et al. 2011) änderte sich die mittlere Beschaffenheit nach Behandlung entsprechend dem in Abbildung 2 eingezeichneten Reaktionsvektor. Adsorptionseffekte an der Feststoffmatrix führten zu unterschiedlichen Phasenverschiebungen der Beschaffenheitsparameter im Abstrom, die diesen Zusammenhang in Einzelwerten verfälschten.

Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Zusammenfassung säurebildender Stoffe im Summenparameter Neutralisationspotenzial lassen sich Prozesse bei der Genese und Behandlung von AMD übersichtlich darstellen. Bei dieser Betrachtung fallen eine Reihe Prozesse auf, die keinen Einfluss auf die Acidität eines AMD haben. In den Verteilungen der Wasserbeschaffenheiten in Bergbaugebieten konnten Gesetzmäßigkeiten gefunden werden, die Rückschlüsse auf ihre Genese erlauben aber auch bei der

Interpretation von Sanierungseffekten angewendet werden können.

Die hier vorgestellte Methodik bildet die Grundlage verfahrenstechnischer Arbeiten der Autoren zur Sanierung bergbaubeeinflusster Wässer (AMD), die in weiteren Beiträgen vorgestellt werden sollen.

Literatur

- Biehler, D., Falck, W.E.: Simulation of the effects of geochemical reactions on groundwater quality during planned flooding of the Königstein uranium mine, Saxony. *Germany Hydrogeol. J.* **7**(3), 284–293 (1999)
- Bigham, J.M., Schwertmann, U., Traina, S.J., Winland, R.L., Wolf, M.: Schwertmannite and the chemical modelling of iron in acid sulfate waters. *Geochim. Cosmochim. Acta* **60**(12), 2111–2121 (1996)
- Cidu, R., Frau, F., Da Pelo, S.: Drainage at abandoned mine sites: natural attenuation of contaminants in different seasons. *Mine Water Environ.* **30**(2), 113–126 (2011)
- Evangelou, V.P.: *Pyrite Oxidation and Its Control*. CRC Press, Boca Raton (1995)
- Frankiewicz, A., Pucek, T.R.: Hydrogeological and hydrochemical characteristics of the partially flooded piaseczno opencast sulphur; Mine in Southeastern Poland Mine. *Water Environ.* **25**(3), 153–162 (2006)
- Freitas, A.P.P., Schneider, I.A.H., Schwarzböld, A.: Algae in acidic mine drainage on Santa Catarina coalfield, Brazil. In: Wolkersdorfer, C., Freund, A. (Hrsg.) *Mine water and innovative thinking. International Mine Water Association Symposium*, Sidney, Nova Scotia, Canada (2010)
- Gammons, C.H., Metesh, J.J., Snyder, D.M.: A survey of the geochemistry of flooded mine shaft water in Butte, Montana. *Mine Water Environ.* **25**(2), 100–107 (2006)
- Hedin, R., Weaver, T., Wolfe, N., Weaver, K.: Passive treatment of acidic coal mine drainage: The Anna S mine passive treatment complex. *Mine Water Environ.* **29**(3), 165–175 (2010)
- Jenk, U., Schreyer, J., Klinger, C.: Fe (0)/Lignitic coal: an efficient and mechanically stable reactive material for purification of water containing heavy metals, radionuclides, and nitroaromatics. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 644–651 (2003)
- Kirby, C.S., Cravotta, C.A.: Net alkalinity and net acidity. 1. Theoretical considerations. *Appl. Geochem.* **20**(10), 1920–1940 (2005a)
- Kirby, C.S., Cravotta, C.A.: Net alkalinity and net acidity. 2. Practical considerations. *Appl. Geochem.* **20**(10), 1941–1964 (2005b)
- Koch, R.: Darstellung und Bewertung des Einsatzes von Sanierungsverfahren zur Verbesserung der Wasserqualität der Tagebauseen sowie des bergbaubeeinflussten Grundwassers der Euroregion und Lebusa Land; Machbarkeitsstudie; Abschlussbericht, Gemeinschaftsinitiative INTERREG IIIA 01.08.2005–31.07.2007 (2008, unveröffentlicht)
- Koch, R., Schöpke, R., Mangold, S., Regel, R., Striemann, A.: Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Untergrundentsäuerung von Kippengrundwässern. *Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt*, Heft **11** (2006)
- Maree, J.P., Strobos, G., Greben, H., Netshidaulu, E., Steyn, E., Christie, A., Günther, P., Waanders, F.B.: Treatment of acid leachate from coal discard using calcium carbonate and biological sulphate removal. *Mine Water Environ.* **23**(3), 144–151 (2004)
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J.: User's guide to phreeqc (version 2)—a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations. *Water-resources investigations report: 99-4259* (2006)

- Sanchez, J., Pastor, E.S., Toril, E.G., Martin-Uriz, P.S., Pamo, E.L., Amils, R.: Physiochemical and microbiological stratification of a meromictic, acidic mine pit lake (San Telmo, Iberian Pyrit Belt). In: Water in mining environments; Proceedings IMWA Symposium (2007)
- Sanchez, J., Pamo, E.L., Pastor, E.S., Ercilla, M.D.: The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: An approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Appl. Geochem.* **23**(5), 1260–1287 (2008)
- Schöpke, R.: Erarbeitung einer Methodik zur Beschreibung hydrochemischer Prozesse in Kippengrundwasserleitern; Dissertation BTU Cottbus LS Wassertechnik. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft 2 (1999)
- Schöpke, R., Koch, R., Mangold, S., Regel, R., Striemann, A.: Herstellung passiver reaktiver Wände (PRW) aus Braunkohlefilterasche mittels Rütteldruckverfahren im Skadodamm. Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft **15** (2007)
- Schöpke, R., Gast, M., Walko, M., Regel, R., Koch, R., Thürmer, K.: Wissenschaftliche Auswertung von Sanierungsversuchen zur Untergrundssulfatreduktion im ehemaligen Lausitzer Bergbaurevier; Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, Heft **21** (2011)
- Schroth, A.W., Parnell, R.A. Jr.: Trace metal retention through the schwertmannite to goethite transformation as observed in a field setting. *Alta Mine, MT. Appl. Geochem.* **20**(5), 907–917 (2005)
- Stumm, W., Morgan, J.J.: Aquatic Chemistry—Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, 3rd edn. Wiley, New York (1996)
- Zänker, H., Richter, W.: Die Sorption des U (VI) und anderer radiotoxischer Schwermetalle an Kolloidpartikeln im Flutungswasser eines stillgelegten Uranbergwerks. 7. Kolloquium des DFG „Geochemische Prozesse mit Langzeitfolgen im anthropogen beeinflussten Sickerwasser und GW“; Publikationsdatenbank – Forschungszentrum Rossendorf: Publ.-Nr. 4083 (2001)
- Zänker, H., Richter, W., Schreyer, J., Jenk, U.: Die Anlagerung von radiotoxischen Schwermetallen an Kolloidpartikel im Flutungswasser einer stillgelegten Urangrube. Vortrag (Konferenzbeitrag): GDCh Jahrestagung Chemie; Würzburg, Deutschland, 23.–29.09; Publikationsdatenbank – Forschungszentrum Rossendorf: Publ.-Nr. 3840 (2000)