

Tagungsbeitrag zu:
Jahrestagung der DBG, Kommission II

Titel der Tagung:
Böden – Lebensgrundlage und
Verantwortung

Veranstalter:
DBG, September 2013, Rostock

Berichte der DBG
(nicht begutachtete online-Publikation)
<http://www.dbges.de>

Zur zeitlichen und räumlichen Differenzierung von Schwermetallgehalten in Seesedimenten und Fließgewässern während der Entleerung von Talsperren

Jens Hahn¹ und Christian Opp¹

Zusammenfassung

Die gelösten Schwermetallgehalte in Poren- und Oberflächenwässern zeigen als Folge der Entleerung von Staubecken im Fall einiger Elemente deutliche Variationen: Innerhalb der Porenwässer verbleiben zu Anfang der Sedimentfreilegung relativ gleichbleibende Konzentrationen der untersuchten Elemente bei vorerst gleichbleibendem Redoxpotential. Mit dessen zunehmendem Anstieg konnten nach einigen Wochen Exponierungsdauer Konzentrationszunahmen an Cd und Zn beobachtet werden. Unabhängig davon wurden besonders in der Frühphase der Entleerung deutlich zunehmende Gehalte an Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb und Zn in den abfließenden Fließgewässern als Folge stattfindender Porenwasserdrainage verzeichnet, was mit fortschreitender Feuchteabnahme der Sedimente und

abnehmenden Anteilen abfließender Porenwässer wieder ausklingen konnte.

Schlüsselworte

Schwermetalle, Talsperre, Sediment

1. Einleitung

Durch die Sedimentation feinkörniger Flussfracht und daran sorbierter Spurenelemente fungieren Talsperren häufig als Senken für Schwermetalle [1]. Während der Entleerung von Staubecken ist durch Porenwasserdrainage innerhalb des abfließenden Oberflächenwassers mit steigenden Elementgehalten zu rechnen [2]. Zusätzlich wird durch den verstärkten Sauerstoffkontakt der frisch freigelegten Talsperresedimente eine Änderung der darin vorhandenen Redoxbedingungen ermöglicht [3]. Diese stellen eine wichtige Steuerungsgröße der Bindungseigenschaften verschiedener Elemente dar, weshalb als Folge stärker variierender Redoxbedingungen auch mit Änderungen des Sorptionsvermögens der Sedimente und Variationen der im Porenwasser gelösten Schwermetallgehalte gerechnet werden muss. Da zwischen dem Verlauf von Redoxänderungen, der Länge und Intensität des Sauerstoffkontaktes und den Eigenschaften der Substrate wiederum starke Abhängigkeiten bestehen, kann angenommen werden, dass sich die zu vermutenden Änderungen der Schwermetалldynamik je nach Sedimentbeschaffenheit und Dauer des Exponierungszeitraumes unterscheiden.

2. Methoden

Untersuchungsobjekte waren drei verschiedene Staubecken, die in unterschiedlichen Phasen der Entleerung beprobt wurden: So wurde die Aartalsperre (Hessen) innerhalb der ersten sechs Wochen, die Talsperre Driedorf (Hessen) innerhalb der ersten zwei Monate und die Talsperre Klingenberg (Sachsen) nach anderthalb Jahren vollständiger Entleerung untersucht. Zur Bestimmung der im Porenwasser gelösten Schwermetall-

¹Philipps-Universität Marburg
FB Geographie, AG Bodengeographie
und Hydrogeographie
Deutschhausstr. 10, 35037 Marburg.
hahnje@staff.uni-marburg.de
opp@staff.uni-marburg.de

konzentrationen wurden Probennehmer (Macrorhizon; Fa. (Rhizospere Research Products, Wageningen/Niederlande) in den freigelegten Talsperrensedimenten in 5-10 cm und 20-25 cm Tiefe installiert. Parallel zu den Porenwässern wurden regelmäßig auf 0,45 µm filtrierte Wasserproben aus den die Talsperrenböden durchdringenden

Fließgewässern entnommen. Die Sedimente der untersuchten Profile wurden ergänzend nach ihren königswasserlöslichen Schwermetallgehalten untersucht. Die Bestimmung aller Elementkonzentrationen (As, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) erfolgte mittels ICP-MS (Fa. Thermo Fisher, X-Series 2).

3. Ergebnisse

In der Frühphase der Entleerung herrschten durch das gute Wasserhaltevermögen und die entsprechend hoch verbleibenden Feuchtigkeiten innerhalb der schluffigen Sedimente relativ gleichbleibende Redoxverhältnisse vor. Entsprechend gering fielen größere Variationen von Schwermetallgehalten der Porenwässer aus: Im Fall der Aartalsperre ließ lediglich Cd während den letzten Messtagen geringe Gehaltsanstiege erkennen. In Driedorf wurden mit fortschreitender Exponierungszeit, neben leichten Gehaltszunahmen des Cd, stark steigende Konzentrationen an gelöstem Zn beobachtet, woraus letztendlich dessen relativ hohe Medianwerte resultieren (Tab.1).

In Bereichen der TS Klingenberg hatte bereits eine deutliche Horizontdifferen-

zierung stattfinden können (Abb.1): So waren nach anderthalb Jahren Exponierungszeit die oberen Sedimentbereiche in der Regel durch bräunliche Farbtöne, die Bildung von Aggregatgefügen und hohe Anteile an gelöstem Cd, Mn, Ni, und Zn geprägt, was durch die sauren Verhältnisse (Median pH-Wert: 5,3) in den Sedimenten zusätzlich verstärkt wurde. In unteren Sedimentpartien wurden durch die Gegenwart eines hohen Grundwasserspiegels häufig Prozesse der Metalloxidation unterbunden, wodurch Lagenschichtung und dunkle Farben der Seesedimente, sowie reduzierende Redoxverhältnisse erhalten wurden. Entsprechend lagen in diesen Horizonten Cd, Ni und Zn in vergleichsweise geringen Anteilen im gelösten Zustand vor, während As, Fe und Mn hohe Konzentrationen erzielten (Tab.1).

Staukörper	Tiefe (cm)	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	n
Aartalsperre	5-10	18,9	0,02	1,30	2,43	16,3	6,60	1,86	0,59	49,5	17
	20-25	26,5	0,02	1,57	4,19	36,4	6,13	2,00	0,75	59,0	17
TS Driedorf	5-10	0,82	0,04	1,13	8,07	8,64	1,44	6,85	2,29	841	6
	20-25	1,33	0,05	1,71	8,02	11,4	1,66	3,44	1,63	1190	6
TS Klingenberg	5-10	2,70	105	1,44	10,9	0,11	5,27	69,7	24,2	1166	5
	20-25	14,9	1,20	1,65	2,17	21,1	4,99	4,56	2,06	76,5	5

Tabelle 1: Medianwerte gelöster Schwermetallkonzentrationen (in µg/l; Eisen und Mangan in mg/l) im Porenwasser der Seesedimente.

Abbildung 1 (rechts): Bohrkern aus Sedimenten der TS Klingenberg. Durch Horizontdifferenzierung während der langen Exponierungsdauer ist das Profil in einen von oxidierenden Verhältnissen gezeichneten rFr°Gr-Horizont und einen darunter liegenden fFr°Gr-Horizont gekennzeichnet, der den ursprünglichen Auenboden (II fGo) überlagert.



Die gelösten Schwermetallkonzentrationen der abfließenden Oberflächenwässer zeigten in der Frühphase der Entleerung bei der Aartalsperre und der TS Driedorf deutliche Konzentrationszunahmen im Fall aller untersuchten Elemente (Abb.2). Die einzige Ausnahme hierbei stellte Arsen dar, das vermutlich durch Sorption an Verbindungen der großen Mengen des oxidierenden Eisens in Form von Präzipitaten ausfallen oder in partikulärer Form mit dem Gewässer aus dem Staubecken transportiert werden konnte. Die Gehaltszunahmen können auf die Drainage von Porenwässern zurückgeführt

werden, die durch ihre weitaus höheren Elementgehalte das abfließende Oberflächenwasser an gelösten Stoffen anreichern. Gegen Ende der Erhebungen waren die Konzentrationszunahmen nahezu aller Elemente wieder rückläufig, was bei langsam abnehmender Feuchte der Seesedimente auf ein Abklingen der Porenwasserdrainage hindeutet. Da redoxbedingte Konzentrationsänderungen gelöster Schwermetalle innerhalb der Porenwässer überwiegend erst ab dem gleichen Zeitpunkt einsetzten, sollten diese den Stoffaustrag nur sehr geringfügig beeinflussen.

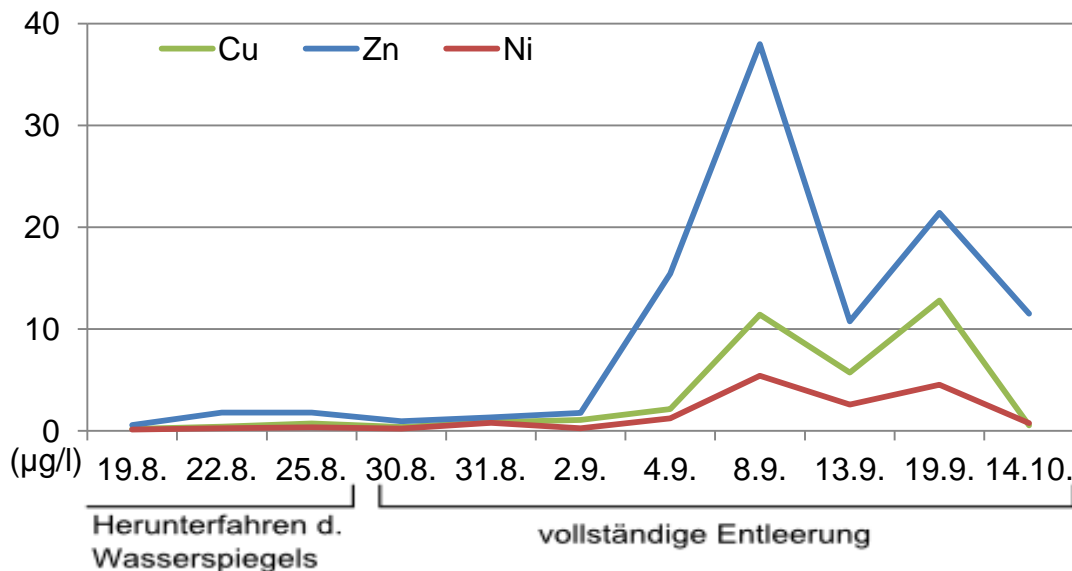


Abbildung 2: Zeitliche Variationen (19.8. – 14.10.2011, n = 11) von Schwermetallkonzentrationen am Beispiel des gelösten Cu, Ni und Zn unterhalb der Staumauer der Aartalsperre.

Im Fall der Talsperre Klingenberg konnten durch die bereits deutlich geringere Porenwasserdrainage keine kontinuierlichen Änderungen von Elementgehalten im Längsverlauf des gestauten Gewässers festgestellt werden. Lediglich Mn zeigte beim Vergleich seiner Konzentrationen in den Bereichen von Stauwurzel (0,02 mg/l), Staubeckenmitte (0,28 mg/l) und unterhalb der Staumauer (0,11 mg/l; n = 9) deutliche Gehaltszunahmen. Ein solcher Austrag an gelöstem Mn ist durch die geringen pH-Werte der Sedimente zu erklären, die in den Porenwässern aller untersuchten Tiefenstufen ein Verbleiben hoher gelöster Mn-Anteile ermöglichen. Gegenüber der stofflichen Freisetzung durch abfließende

Porenwässer, wie sie in der Frühphase der Staubeckenentleerung beobachtet wurden, sollte die Mn-Freisetzung auf stofflichen Austauschprozessen mit Interstitialbereichen basieren und ist damit zeitlich unbegrenzt. Hierbei handelt es sich um einen kontinuierlichen Austrag der unter ausreichend sauren Bedingungen auch im gefluteten Zustand der Staubecken stattfindet [3]. Die fehlende Verdünnung im entleerten Zustand bewirkt letztendlich die markanten Zunahmen des gelösten Mn, die sonst im gefluteten Zustand deutlich weniger stark auftreten.

4. Diskussion

Die Anstiege der gelösten Schwermetalle in den Fließgewässern während der Frühphase der Staubeckenentleerung sind im Fall der Aartalsperre und der TS Driedorf als relativ moderat zu betrachten. Hierbei sollte allerdings berücksichtigt werden, dass es sich in beiden Fällen um relativ kleine Talsperren handelt, deren Sedimente im Fall aller beobachteten Elemente als relativ unbelastet anzusprechen sind. In größeren und versauerten Talsperren mit belasteten Sedimenten können weitaus größere Austräge gelöster Schwermetalle angenommen werden. Fraglich bleibt dessen Folge für aquatische Organismen: So können als Folge der

Porenwasserdrainage während der Entleerung von Talsperren sicherlich Konzentrationen gelöster Schwermetalle auftreten, die eine akut toxische Wirkung auf aquatische Lebewesen ausüben können. Allerdings sollte diese zum Zeitpunkt der verstärkten Porenwasserdrainage bereits erheblich durch den zuvor stattfindenden Sedimentexport beeinträchtigt sein, so dass die Freisetzung der Schwermetalle weniger stark ins Gewicht fallen müsste. Dennoch sollte die Freisetzung gelöster Schwermetalle während der Entleerung von Staukörpern grundsätzlich berücksichtigt werden, da einige der freigesetzten Elemente über größere Entfernungen flussabwärts transportiert werden können.

Literatur

[1] ULRICH, K.U.; PAUL, L. & M.HUPFER (2000): Schadstoffgehalte in den Sedimenten von Staugewässern. In: Wasser & Boden 52/10, S.27-32.

[3] ULRICH, K.U. (1998): Vergleichende Untersuchungen zu Auswirkungen des Sediments auf die Wasserbeschaffenheit in Trinkwassertalsperren unter Berücksichtigung von Stauspiegelschwankungen. Göttingen, 120 S.

[2] MERLE, G.; MOSNIER, D. & J.N. TOURENQ (1994): La vindange de la retenue de Pareloup en 1993: Une etape clef dans la vie du lac. In: Hydroecologie Applique 6, S. 427-446.

