

nicht vermehren [1]. In so einem Fall erscheint ein Raubfischbesatz auch in einem Naturschutzgebiet sinnvoll.

3.6 Fischereibiologische Kontrolle

Es ist erforderlich, nach Reduzierung der Anglerzahl und Korrektur der Fischarten die Entwicklung des Fischbestandes zu beobachten. Hierzu sind im Abstand von einem bis wenigen Jahren fischereibiologische Gutachten anzufertigen. Danach wird entschieden, welche Fischarten bevorzugt oder ausschließlich in den nächsten Jahren zu fangen sind oder ob ein Raubfischbesatz erforderlich wird.

Literaturverzeichnis

- [1] Späh, H.: Fischereibiologische Stellungnahme zum Thema „Gestaltung freizeitgenutzter Seen“. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Gluckstr. 2, D-5300 Bonn 1, 1989
- [2] Scharf, B. W.: Zur Limnologie der Maarseen am Beispiel des Laacher Sees. In: Jungbluth, Fischer und Lenz: Naturschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. IV. Planungsregion Mittelrhein und Westerwald. – Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv. Beiheft (im Druck)
- [3] Effenberger, W.: Limnologie und Naturschutz. Arch. Hydrobiol. 40, 756–777 (1945)
- [4] Thienemann, A.: Physikalische und chemische Untersuchungen in den Maaren der Eifel. Verh. Naturhist. Ver. preuß. Rheinl. Westf. 70, 249–302 (1914) und 71, 273–389 (1915)
- [5] Scharf, B. W.: Limnologische Beschreibung, Nutzung und Unterhaltung von Eifelmaaren. Hrsg.: Ministerium für Umwelt und Gesundheit Rheinland-Pfalz, Mainz 1987
- [6] Scharf, B. W. und Björk, S. (Hrsg.): Limnology of Eifel maars (Germany). Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. (in Vorber.)
- [7] Melzer, A., Held, K., Harlacher, R. und Vogt, E.: Die qualitative und quantitative Verbreitung makrophytischer Wasserpflanzen in fünf Maaren der Eifel. Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz 10, 34–75 (1985)
- [8] Scharf, B. W. und Stabel, H.-H.: Physikalische und chemische Eigenschaften des Wassers der Eifelmaare. Mitt. Pollichia 68, 111–128 (1980)
- [9] Schmidt-Lüttmann, M.: Limnology of Eifel maars (Germany). Teil 19. Input of phosphorus into Lake Weinfelder Maar. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. (in Vorber.)
- [10] Melzer, A.: Limnology of Eifel maars (Germany). Teil 15. Submersed macrophytes. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. (in Vorber.)
- [11] Späh, H.: Limnology of Eifel maars (Germany). Teil 17. Fish in the oligotrophic maars. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. (in Vorber.)
- [12] Jens, G.: Die Bewertung der Fischgewässer. Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin 1969
- [13] Scharf, B. W., Eckartz-Nolden, G., Ehlscheid, T., Lüsse, B., Kischnick, P. and Nolden, M.: Limnology of Eifel maars (Germany). Teil 20. External and internal restoration measures. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. (in Vorber.)
- [14] Steinberg, C. und Kohmann, F.: Ist der Wasserfloh im See nur zum Gefressenwerden da? Fischer und Teichwirt 33, 332–337 (1982) und 34, 2–6 (1983)
- [15] Nolden, M. and Eckartz-Nolden, G.: Interactions between phytoplankton, zooplankton and fish in Lake Laacher See (Eifel, West-Germany). Verh. Internat. Ver. Limnol. (im Druck)
- [16] Kischnick, P.: Limnology of Eifel maars (Germany). Teil 18. Fish: The coregonids of Lake Laacher See. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. (in Vorber.)
- [17] Dilewski, G. und Scharf, B. W.: Verbreitung des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon idella*, Val.) und ökologische Auswirkungen in Rheinland-Pfalz. Natur und Landschaft 12, 507–510 (1988)
- [18] Bohl, M.: Disease control and reproduction of grass carp in Germany. Proceedings of the Grass Carp Conference, Gainesville, Florida. Kongreßband S. 243–251, 1979
- [19] v. Haaren, C.: Eifelmaare. Landschaftsökologisch-historische Betrachtung und Naturschutzplanung. Pollichia-Buch, Nr. 13. Pollichia Verlag, Bad Dürkheim/Pfalz 1988

Einsatz eines Biodetektors als „Kanalspion“ zum Nachweis der Schwermetallherkunft in Abwassersielen

Von Wolfgang Kienz, Wolfgang Ahlf,
Wolfgang Calmano und Ulrich Förstner*

Herrn Prof. Dr. Heinz Bernhardt zum 60. Geburtstag

Im Rahmen der durchgeführten Untersuchung ist ein qualitatives Verfahren zum Nachweis von Schwermetallen in Abwasserkanälen entwickelt worden. Als biologischer Akkumulationsindikator wurde ein Torfmoos (*Sphagnum recurvum*) verwendet. Die Sorptionseigenschaften des Mooses wurden in ausgewählten Laborversuchen und Felduntersuchungen im Hamburger Sielnetz erprobt. Die Ergebnisse zeigen, daß unter Sielbedingungen Schwermetalle nachweisbar angereichert und sehr fest gebunden werden. Die Aufnahme verläuft sehr schnell, so daß auch punktuelle Schwermetallstöße erfaßt werden. Über den Vergleich der Schwermetallbelastung von drei eingesetzten Sorptionseinheiten erlaubt die Methode die Einkreisung von Einleitern.

Use of biodetectors as „channel spy“ to encircle non-legal heavy metal discharges in sewers. To date it was difficult to find the sources of heavy metal emitters in wastewater. In this study a possible way for localization of heavy metal contaminated discharges into the sewer is described. The method is based on biological monitoring and the high accumulation of heavy metals on moss (*Sphagnum recurvum*). In laboratory and field experiments a distinct accumulation of heavy metals on moss was indicated; the uptake of heavy metals is fast so that short-term impacts could be detected. Metal path can be determined by comparison of three samples on a sewer branch. The method allows the fast, easy and unobserved encirclement of dischargers.

* Chem. W. Kienz, Dr. W. Ahlf, Dr.-Ing. W. Calmano und Prof. Dr. U. Förstner, Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Umweltschutztechnik, Postfach 90 14 03, D-2100 Hamburg 90

1 Einleitung

In Kläranlagen treten immer wieder Betriebsstörungen mit negativen Auswirkungen auf den Vorfluter infolge zu hoher Schwermetallemissionen auf. Die Schwermetalle schädigen die Bakterienpopulation und senken dadurch den Wirkungsgrad der Kläranlage. Zusätzlich entstehen Kosten durch die Entsorgung des schwermetallkontaminierten Klärschlammes. Untersuchungen in mehreren Städten der BRD haben gezeigt, wie langwierig und aufwendig die Suche nach der Herkunft solcher Schadstoffe mittels Abwassermessungen sein kann [1]. Für die dringend notwendige Erfassung von Schadstoffeinträgen, sowie der allgemeinen Gewässerkontrolle werden zunehmend Monitoring-Verfahren benötigt, die eine kontinuierliche und langfristige Überwachung ermöglichen.

Akkumulationsindikatoren nehmen dabei die Schadstoffe aus dem Wasser auf und binden sie vornehmlich an ihrer Oberfläche. Die gemessene Aufnahme im Indikator stellt einen integrierten Wert aus Vorbelastung des Indikatororganismus und aktueller Wasserbelastung dar [2].

Neben der heute gebräuchlichen Aktivkohle finden sich biologische Sorbenten, z. B. in Form von Baumrinde [3] oder Torf [4], die für eine Schwermetallentfernung aus Abwasser untersucht worden sind. In der Einleiterüberwachung ist die Sielhautentnahme eingehend erprobt worden [5, 6]. Zur Gruppe der Reaktionsindikatoren gehören im Wasser lebende Organismen, die als unspezifische Biomonitore fungieren und die Abnahme der Wasserqualität durch Veränderung physiologischer Parameter anzeigen können, z. B. Fische [7] oder Tubificiden [8]. Im Rahmen dieser Arbeit wurden Moose als Akkumulationsindikatoren erprobt, mit denen es möglich sein sollte, Schwankungen einzelner Schadstoffkonzentrationen im Sielnetz und deren Ursachen festzustellen (sogenannte „Kanalspione“). Aufgabe war die Entwicklung einer solchen Sorptionseinheit, die einen begrenzten Zeitraum im Abwasserkanal verbleiben kann und bei anschließender Analyse eine qualitative Aussage über die abgeleitete Schwermetallfracht ermöglicht.

2 Methodik

2.1 Beschreibung des Biodetektors

Moose sind durch ihre hohe Akkumulationsfähigkeit und ihre passive Ionenaufnahme bekannt. Sie haben im Rahmen von verschiedenen Untersuchungen, insbesondere zur Bestimmung von atmosphärischen Schadstoffeinträgen, ihre Eignung bewiesen [9–12].

Als Sorbent wurde das in Hochmooren wachsende Torfmoos (*Sphagnum recurvum*) ausgewählt. Neben der Bestimmung von Schwermetallen ist diese Spezies auch für die Indikation von SO_2 und fluorhaltigen Verbindungen eingesetzt worden [13].

Das verwendete Moos stammt aus einem Moor bei Hamburg. Wurzeln und abgestorbene Teile wurden entfernt und nur frisches, grünes Material verwendet. Die Sammelstelle lag entfernt von größeren Emissionsquellen. Das Moos wurde mehrere Male mit bidest. Wasser gespült und anschließend bei $50\text{--}60^\circ\text{C}$ im Ofen getrocknet.

Die 10 cm großen aus inertem Kunststoff gefertigten Sorptionseinheiten bestehen im wesentlichen aus einem Mittelteil und zwei Deckeln, mit einem Außendurchmesser von 100 mm und einem Innendurchmesser von 70 mm (Abb. 1). Der große Innenraum dient hierbei der Aufnahme des Moooses. Zwischen Deckel und Mittelteil befindet sich je eine grobe Gaze (640 μm), die mit zwei Dichtringen gehalten wird.

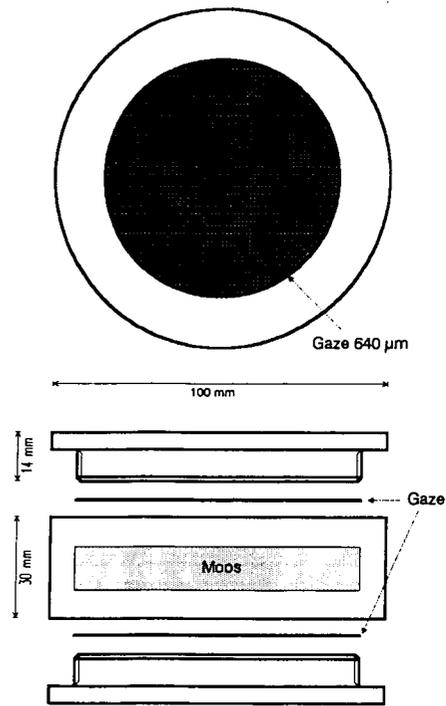


Abb. 1. Schematische Auf- und Seitenansicht des Kanalspions

2.2 Experimentelles

In Batch-Versuchen wurden 0,5 g getrocknetes Moos mit 100 ml Schwermetalllösung (je 1 g/l Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, Cr) versetzt. Nach einer pH-Wert-Einstellung auf 6–6,5 wurde 30 min. gerührt, anschließend die Lösung abdekantiert. Das feuchte Moos wurde zweimal mit bidest. H_2O gewaschen und 15 Minuten mit 50 ml 2N HNO_3 eluiert. Die Messung der Schwermetallgehalte erfolgte mit der Atomabsorption.

- Zur Bestimmung der Kinetik der Schwermetallaufnahme wurden Kontaktzeiten von Moos und Schwermetalllösung zwischen 1 Minute und 100 Stunden gewählt (1, 5, 10, 30, 60 min, 24 und 100 Std.).
- Die Bestimmung der Sorptionskapazitäten erfolgte mit unterschiedlichen Metallkonzentrationen (1, 3, 10 und 30 mg/l je Element) bei 0,5 g Moos.
- Natürliche Sielbedingungen wurden mit häuslichem Abwasser aus dem Hamburger Sielnetz simuliert und Schwermetalle mit je 1 mg/l zudosiert.

Die Vorbelastung der Moose mit Schwermetallen wurde über einen HNO_3 -Aufschluß bestimmt. Es wurden keine höheren Schwermetallgehalte bestimmt, die auf industriellen Eintrag hätten zurückgeführt werden können.

Die praktische Erprobung der Sorptionseinheit erfolgte in den Abwasserabläufen von drei ausgewählten metallverarbeitenden Betrieben im Hamburger Sielbezirk. Drei Einheiten verteilt auf 1. oberhalb des Firmenzulaufs 2. unterhalb des Firmenzulaufs und 3. direkt im Revisionsschacht der Firma sollten den Schwermetallpfad nachweisen (Abb. 2).

Daneben war die Entnahme aus dem Kanal, sowie eine begleitende Wasseranalytik mit automatischen Probenahmegeräten vorgesehen.

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse der Batchversuche

Die Sorption gelöster Schwermetalle an das Moos erreicht bereits nach wenigen Minuten nahezu die Endkonzentration.

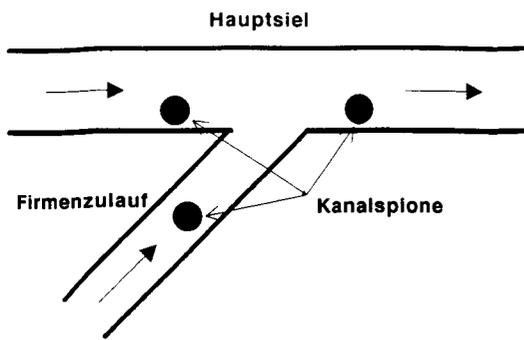


Abb. 2. Skizze der eingesetzten Kanalspione im Sichel

Kupfer, Blei und Zink lagern sich bei einem pH-Wert von 6 zu ca. 95% sofort an. Die Elemente Cadmium, Chrom und Nickel sind nach fünf Minuten zwischen 70% und 80% am Moos sorbiert. Eine 90–95%ige Beladung wird erst nach 30 Minuten erreicht. Kontaktzeiten von 24 bzw. 100 Stunden ergaben bei allen Schwermetallen keine nennenswerte Verbesserung der Schwermetallakkumulation.

Abb. 3 zeigt die Abnahme der Schwermetallkonzentration in Lösung durch Akkumulation am Moos bei gleichzeitiger Zugabe von Kupfer, Cadmium und Nickel. Mit zunehmender Metalldosierung erhöht sich zwar die Metallkonzentration am Moos, prozentual verbleibt jedoch immer mehr in der Lösung. Bei gleichbleibender Moosmenge konkurrieren die Elemente untereinander um Sorptionsplätze und werden unterschiedlich stark gebunden. Kupfer besitzt bei der höchsten Lösungskonzentration von 30 mg/l mit 70% noch die stärkste Affinität zum Moos, während Nickel mit 17% sorbiertem Anteil größtenteils gelöst vorliegt.

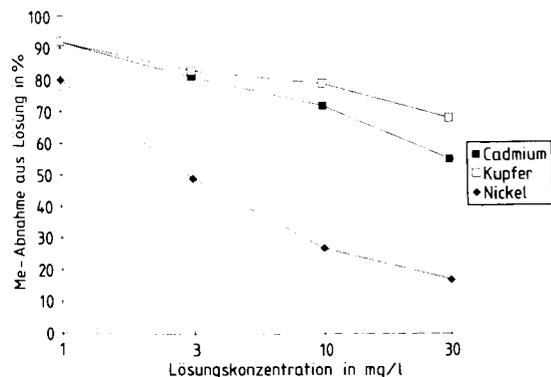


Abb. 3. Schwermetallabnahme aus Lösungen in Gegenwart von Moos bei verschiedenen Lösungskonzentrationen und gleichzeitiger Zugabe der Metalle (Schwermetallgehalte je Element)

Abb. 4 zeigt die unterschiedliche Akkumulation bei unterschiedlichen Lösungsmedien. Bei gleicher Schwermetalldosierung werden aus häuslichem Abwasser deutlich weniger Schwermetalle vom Moos aufgenommen als aus destilliertem Wasser. Im Vergleich verbleibt Blei mit 30% und Zink mit fast 50% mehr in Abwasser gelöst.

3.2 Ergebnisse der Felduntersuchungen

Betrieb 1:

Im Revisionsschacht eines Galvanisierbetriebes wurde über einen Tag ein Kanalspion eingesetzt und parallel dazu eine 24-Stunden-Mischwasseranalyse (2-Stunden-Zyklus) durchgeführt. Zu Beginn des Versuchs wurde zusätzlich eine Sielhautprobe entnommen. Tab. 1 zeigt die Schwermetallergebnisse für

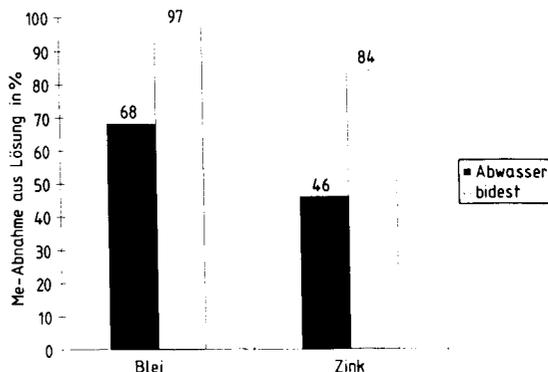


Abb. 4. Vergleich der Schwermetallabnahme aus unterschiedlichen Lösungsmedien in Gegenwart von Moos bei einer Metallkonzentration von 1 mg/l

Moos, Sielhaut und Abwasser (Probe mit höchster Schwermetallkonzentration) aus Revisionsschacht und Abwassersammeler. Vergleichen dazu sind die Einleitrichtwerte nach A 115 [14] aufgetragen. Die Analysen ergaben die höchste Abwasserbelastung in der ersten Mischprobe nach Beprobungsbeginn. Chrom und Blei liegen hier um das Dreifache über den Einleitrichtwerten; bei Zink sind die Bedingungen noch gerade eingehalten, die anderen Schwermetalle verbleiben deutlich unterhalb der Grenzen.

Tab. 1. Schwermetallkonzentrationen in Abwasser, Sielhaut und Moos eines Galvanisierbetriebes (Betrieb 1)

	Abwasser (Sammeler) (mg/l)	Richtwerte (nach A 115) (mg/l)	Sielhaut (Rev. Schacht) (g/kg TS)	Moos (Sammeler) (g/kg)
Blei	5,8	2	23	39
Cadmium	0,00024	0,5	0,1	0,003
Chrom	8,8	3	180	11,5
Kupfer	0,1	2	4,2	0,3
Nickel	1,6	3	16,7	1,1
Zink	4,7	5	111	5,5

Auffallend sind die sehr hohen Chrom- und Zinkgehalte in der Sielhaut, erst mit einem Faktor 10 niedriger folgen dann Nickel und Blei. Es ist unwahrscheinlich, daß ausschließlich Sorption aus der Lösung für die hohe Chrom- und Zinkakkumulation ausschlaggebend ist; beim Abwischen der Sielhaut von der Kanalwand könnten schwermetallhaltige Partikel mit erfaßt und gemessen worden sein. Die entnommene Probe bestand zudem aus einer Suspension mit sehr geringem Trockensubstanzanteil von nur ca. 3–5%. Ein Bezug zu den gemessenen Abwasserdaten ist wenig sinnvoll, da die Sielhaut über Wochen und Monate Schwermetalle akkumuliert hat und nicht die aktuelle Belastung angibt. Deutlich wird jedoch, daß der Galvanisierbetrieb vergleichbar hohe Mengen an Chrom und Zink in die Kanalisation einleitet.

Höhere Belastungen mit Schwermetallgehalten zwischen 39 und 5,5 mg/kg für Blei, Chrom und Zink zeigen die Analysen des eingesetzten Mooses. Im Vergleich zur Schwermetallakkumulation an der Sielhaut ist die Anreicherung am Moos deutlich geringer. Mit den Ergebnissen der Mischwasserprobe zeigen sich gute Übereinstimmungen. Elemente mit hohem Abwassereintrag haben sich auch entsprechend stark am Moos angereichert.

Betrieb 2:

Im Abwasserablauf des zweiten, metallverarbeitenden Betriebes verblieben nach dem Schema in Abb. 2 je drei Sorptionsein-

Tab. 2. Schwermetallkonzentrationen in mg/kg Moos nach einer Woche (21. 7.–28. 7. 89) und nach drei Wochen (21. 7.–11. 8. 89)

	Cd	Pb	Cr	Cu	Ni	Zn
21. 7.–28. 7. 89						
oberhalb	2.7	370	15	280	21	840
unterhalb	3.3	400	25	300	62	1300
Revisionssschacht	2.8	525	13	234	26	1193
21. 7.–11. 8. 89						
oberhalb	3.5	510	21	400	25	1100
unterhalb	5.5	800	60	610	160	2200
Revisionssschacht	11	2680	127	980	329	3800

heiten über einen Zeitraum von ein und drei Wochen im Siel. Tab. 2 zeigt die unterschiedlichen Schwermetallkonzentrationen im Moos für beide Zeiträume.

Nach dem einwöchigen Meßzyklus gibt es keine signifikanten Belastungsunterschiede zwischen den drei Meßpunkten, selbst im Firmenzulauf sind die Werte nicht erhöht. Die Meßdaten weisen darauf hin, daß in der ersten Woche keine Einleitungen vorgenommen worden sind. Der Umstand erklärt sich mit dem Zusammenfallen von „Kanalspion“-Einsatz und den Betriebsferien in der Fertigung. Die Änderung des Schwermetallausstoßes durch eine laufende Produktion findet sich in den 3-Wochen-Ergebnissen in der zweiten Meßreihe (27.7.–11.8.). Alle Schwermetallkonzentrationen haben an den Meßpunkten unterhalb des Einleiters und im Revisionssschacht deutlich zugenommen. Insbesondere die Nickel- und Chromgehalte im Moos sind deutlich erhöht. Oberhalb des Zulaufs zeigt der Vergleich der Einträge für beide Meßzeiträume dagegen kaum Unterschiede. Die Summe der Schwermetalleinleitungen vor dem untersuchten Betrieb ist damit im wesentlichen gleich geblieben.

Abb. 5 zeigt als Gegenüberstellung die Meßwerte am Revisionssschacht. Deutlich ist die Zunahme der Schwermetallwerte nach drei Wochen zu erkennen. Der Nickelgehalt ist um den Faktor 13 höher, gefolgt von Chrom mit Faktor 10.

4 Diskussion

Allgemein scheinen an organischen Feststoffen, wie an oxidischen und hydroxidischen anorganischen Sorbenten prinzipiell die gleichen Mechanismen der Metallbindung wirksam zu sein. Sie zeigen jedoch ein breiteres Spektrum an Sorptionsplätzen unterschiedlicher Bindungsenergien, erkennbar an dem größeren pH-Wert-Bereich für die Schwermetallsorption [15]. Theoretisch können alle Übergänge von elektrostatischer Wechselwirkung zwischen Kationen und negativ geladenen, funktionellen organischen Gruppen bis zur koordinativen Bindung im

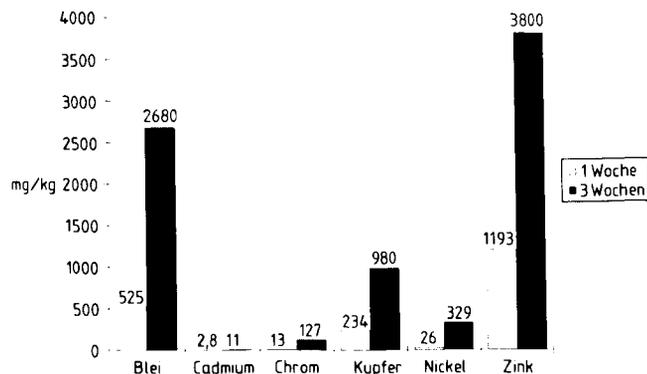


Abb. 5. Schwermetallgehalte am Meßpunkt Revisionssschacht nach einer und nach drei Wochen

Chelatkomplex auftreten. Die meisten Arbeiten zeigen, daß die Zellwände die Schwermetalle durch Kationenaustausch sorbieren. Wasserstoffionen werden dabei von ihren Bindungsplätzen durch Metallionen verdrängt. Die Hauptrolle spielen die sogenannten zellulären Polymerverbindungen (Lipide, Nucleinsäuren, Proteine und Kohlenwasserstoffe mit ihren Carboxyl-, Hydroxyl-, Phosphoryl, Sulfhydryl- und phenolischen OH-Gruppen). Die meisten Untersuchungen konzentrieren sich bisher auf die Rolle der Kohlenwasserstoff-Fraktion (Polysaccharide). An Algenzellwänden bilden negativ geladene Carboxyl-Gruppen (Cellulose-, Polysaccharid-, Pektinverbindungen) die möglichen Sorptionsplätze für Schwermetalle [16]. *Clymo* [17] fand in Untersuchungen an neun verschiedenen Sphagnen-Arten gute Korrelationen zwischen der Menge an unveresterter Polyuronsäure und der Austauschkapazität für Kationen. Koordinative Bindungen, z. B. mit Kupfer können nur unter bestimmten sterischen Bedingungen und optimaler Anordnung funktioneller Gruppen entstehen [18]. Für Moose liegen hierzu keine Untersuchungen vor.

Kinetische Experimente an verschiedenen organischen Feststoffen bestätigen eine zweiphasige Akkumulation an Moosoberflächen. *Christ et al.* [19] fand bei der Aufnahme von Protonen an Algenzellwänden (*Vaucheria*) eine schnelle Oberflächenreaktion gefolgt von einer langsamen Inkorporation vergleichsweise unbedeutender Schwermetallmengen. Gleiche Ergebnisse ergaben Untersuchungen zur Anreicherung von Schwermetallen an die Biomasse im Belebtschlamm [20]. Mehrfachelutionen mit dem eingesetzten Moos bestätigen, daß alle Schwermetalle nach drei Wochen fester am Moos gebunden vorliegen als nach einer Woche.

Die Akkumulation steigt proportional mit der zur Verfügung stehenden Oberfläche. Die Sorption wird nach *Lee und Low* [21] für Moos (*Calymperes delessertii Besch*) ausreichend durch die Langmuir-Adsorptionsisotherme bestimmt. Kombinationswirkungen bei gleichzeitiger Zugabe von Metallen zu einer Sielhautsuspension sind bei *Gutekunst* [22] beschrieben. Danach werden Cadmium, Zink und Nickel erheblich schlechter sorbiert, während für Kupfer nur eine geringfügig schlechtere Eliminationsleistung festzustellen war. Bei Blei traten keinerlei antagonistische Effekte auf. Auch beim Torfmoos wird bei allen Lösungskonzentrationen Kupfer am besten akkumuliert. Die Affinität nimmt dabei in der Reihe Kupfer > Cadmium > Nickel ab. *Ruhling und Tyler* [23] geben für Moos (*Holycomium splendens*) die Schwermetallaffinität in der Reihe Cu, Pb > Ni > Co > Zn > Mn an.

Wie in der Abb. 3 dargestellt, vermindert Abwasser als Lösungsmedium die Sorption von Schwermetallen am Moos beträchtlich. Es treten Abwasserinhaltsstoffe als Sorbenten mit dem eingesetzten Moos in Konkurrenz und verringern dessen Schwermetallaufnahme. Daneben kann eine Komplexierung der Schwermetalle durch natürliche oder künstliche Komplexbildner (Huminstoffe, NTA, EDTA) die Schadstoffe in Lösung halten und einer Sorption entziehen. *Förstner et al.* [24] stellten mit steigenden NTA-Konzentrationen (0,3 bis 10 mg/l NTA) eine pH-abhängige, kontinuierlich verminderte Sorption von Schwermetallen an Algenzellwänden (*Scenedesmus quadricauda*) fest. Zur gleichen Problematik hat *Gutekunst* [25] für Sielhäute die Aufnahmefähigkeit von komplexgebundenem Kupfer-EDTA eingehend untersucht und bei einer Ausgangskonzentration von 0,75 mmol/l und pH 6 keine Schwermetalladsorption mehr gefunden.

Für Klärschlämme wurden Anreicherungs-faktoren zwischen flüssiger und fester Phase von 10^3 bis 10^4 festgestellt [26]. Wie die Tab. 1 zeigt, ist zwischen Abwasser und Sielhaut von ähnlichen Werten auszugehen, während das Moos nur mit Faktoren zwischen 10^2 und 10^3 anreichert. Der Grund dürfte in einer geringeren Sorptionsoberfläche liegen, da es sich bei dem

Moos um relativ grobes Material handelt. Die praktischen Untersuchungen zeigen jedoch, daß unter natürlichen Bedingungen die Konzentrationsunterschiede groß genug sind, um Einleiterpfade festzustellen.

5 Ausblick

Im Ergebnis stellt sich die entwickelte Methode als ein vergleichsweise kostengünstiges und effizientes Verfahren zur Einkreisung von Verursachern unerlaubter Schwermetalleinleitungen dar. Keseling und Klopp [27] erwarten gegenüber der Auswertung von 2-Stunden-Abwassermischproben Kostenreduzierungen von etwa 90%. Die Ergebnisse haben gezeigt, daß Einleitungen nachweisbar sind. Die Sorptionseinheiten können in definierten Zeiträumen mehrere Tage bis Wochen im Siel verbleiben und erfassen Einleitungen in größeren Zeitabständen oder nachts. Ein flächendeckender Einsatz an zentralen Punkten des Sielsystems zur kontinuierlichen Überwachung wäre möglich. Der Kanalspion ist ein praxisorientiertes Überwachungsinstrument, die Einbringung erfolgt schnell und weitgehend unbeobachtet, die Analytik ist wenig aufwendig und bringt schnelle Resultate. Erst wenn der Einleiter gefunden worden ist, muß zur Berechnung der Schadstofffrachten die Abwasseranalyse und eine Abflußermittlung erfolgen.

Literaturverzeichnis

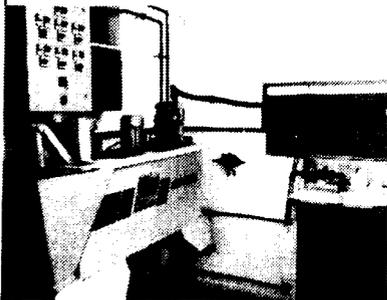
- [1] Herkelmann, H.: Die Intensivuntersuchung eines einzelnen Indirekteinleiters. In: Abwassertechnische Vereinigung e.V. (Eds.): Problematik der Indirekteinleitung bei öffentlichen Abwasseranlagen. Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis 15, 169–183 (1987)
- [2] Ahlf, W. and Weber, A.: A simple monitoring technique to

- determine the heavy metal load of algae in aquatic ecosystems. Environ. Technol. Lett. 2, 317–322 (1981)
- [3] Randall, J. M. et al.: Use of bark to remove heavy metal ions from waste solutions. Forest Products J. 24, 80–84 (1974)
- [4] Bencheikh-Lehocine, M.: Zinc removal using peat adsorption. Environ. Technol. Lett. 10, 101–108 (1989)
- [5] Gutekunst, B. and Hahn, H. H.: Schwermetallgehalte in Sielhäuten – eine Möglichkeit zum Nachweis von Einleitungen schwermetallhaltigen Abwassers. Vom Wasser 65, 127–137 (1985)
- [6] Boes, M. and Caspary, H.: Sielhautuntersuchungen – eine erfolgversprechende Methode zum Auffinden von Schwermetallemitenten im Kanalnetz. Korrespondenz Abwasser 34, 123–128 (1987)
- [7] Kress, C. und Nachtigall, W.: Grundlagen zur Schadstoffüberwachung von Fließgewässern über die Erfassung von Verhaltensparametern stetig schwimmender Fische. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 22, 99–107 (1989)
- [8] Petry, H.: Automatisiertes Frühwarnsystem zur kontinuierlichen Gewässerkontrolle mit Tubificiden als Schadstoffindikatoren. Z. Wasser-Abwasser-Forsch. 22, 120–124 (1989)
- [9] Hertz, J., Schmid, I. and Thoeni, L.: Monitoring of heavy metals in airborne particles by moss collected from the city of Zurich. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 17, 1–12 (1984)
- [10] Onianwa, P. C. and Egunyomi, A.: Trace metals in some Nigerian mosses used as indicators of atmospheric pollution. Environ. Pollut. Ser. B. 5, 71–81 (1983)
- [11] Winkler, S.: Flechten und Moose als Bioindikatoren. In: Frey et al. (Eds.): Beiträge zur Biologie der niederen Pflanzen. S. 155–176. G. Fischer Verlag, Stuttgart 1977
- [12] Burkhardt, E. et al.: Zum Indikatorwert von submersen Wassermossen in Iller und oberer Donau. Verh. Ges. Ökologie 10, 441–449 (1983)
- [13] Swieboda, M. and Kalembo, A.: The use of *Sphagnum recurvum* Pal. Beauv. as biological tests for determination of the level of pollution with fluoride compounds and sulfur dioxide in the environment. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 50, 541–551 (1981)
- [14] Abwassertechnische Vereinigung e.V.: Arbeitsblatt A 115: Hinweise für das Einleiten von Abwasser in eine öffentliche Abwasseranlage. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V., St. Augustin 1983
- [15] Nelson, P. O., Chung, A. K. and Hudson, M. C.: Factors affecting the fate of heavy metals in the activated sludge process. J. Water Pollut. Control Fed. 53, 1323–1333 (1981)
- [16] Christ, R. H. et al.: Nature of bonding between metallic ions and algal cell walls. Environ. Sci. Technol. 15, 1212–1217 (1981)
- [17] Clymo, R. S.: Ion exchange in sphagnum and its relation to bog. Ecology. Ann. Bot. 27 (106), 309–324 (1963)
- [18] siehe 16
- [19] Christ, R. H. et al.: Interactions of metals and protons with algae. Environ. Sci. Technol. 22, 755–760 (1988)
- [20] Neufeld, R. D. and Hermann, E. R.: Heavy metal removal by acclimated activated sludge. J. Wat. Pollut. Control Fed. 47, 310–32 (1975)
- [21] Lee, C. K. and Low, K. S.: Removal of copper from solution using moss. Environ. Technol. Lett. 10, 395–404 (1989)
- [22] Gutekunst, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Diss. Universität Karlsruhe 1988
- [23] Ruhling, A. and Tyler, G.: Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylcomium splendens* (Hedw.). Oikos 21, 91–97 (1970)
- [24] Förstner, U. et al.: Schwermetall/Feststoff-Wechselwirkungen in Ästuargewässern: Sorptionsexperimente mit organischen Partikeln. Vom Wasser 63, 141–156 (1984)
- [25] siehe 22
- [26] Koppe, P.: Abnahme des Gehalts an Schwermetallen und chlorierten Kohlenwasserstoffen bei der biologischen Abwasserbehandlung. Bericht über die 14. Essener Tagung 1981. Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, 315–332 (1982)
- [27] Keseling, U. und Klopp, R.: Einkreisung unerlaubter Einleitungen im Indirekteinleiterbereich. In: Abwassertechnische Vereinigung (EDS.): Problematik der Indirekteinleitung bei öffentlichen Abwasseranlagen. Dokumentation und Schriftenreihe aus Wissenschaft und Praxis 15, 141–168 (1987)

Wap®

Reinigungssysteme

Sauber
durch Qualität



Wap ADA 350 Emulsionsspalt- anlage:

Die saubere Lösung
Ihres Abwasserproblems.
Zum Einsatz im:

- Kfz-Bereich
- Tankstellen
- Teilereinigung

Wap Reinigungssysteme

GmbH & Co.
Guido-Oberdorfer-Straße 2–8
7919 Bellenberg
Telefon 0 73 06 / 72-0
Tx 7 19 122 wap-d
Fax 0 73 06 / 72-200