©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Osnabrücker naturwiss. Mitt.	13	S. 249–266	5 Abb., 4 Tab.	Osnabrück, März 1987

Cadmium, Kupfer und Blei im Wasser und in den Sedimenten der Hase im Bereich der Stadt Osnabrück – Ein Situationsbild

mit 5 Abbildungen und 4 Tabellen

Thomas Klenke*

Kurzfassung: In einer Momentaufnahme wird die insgesamt merkliche, aber stark variierende Belastungssituation der Hase im Bereich der Stadt Osnabrück durch ausgewählte Schwermetalle dargestellt. Dazu wurden von 7 Probenahmestellen die jeweiligen Schwermetallkonzentrationen des Wassers, der Schwebstoffe sowie der Sedimente bestimmt und in Beziehung zu physiko-chemischen Gewässerkenndaten gesetzt. Aus den Untersuchungen lassen sich generelle Beobachtungen zur Verteilung anthropogen in ein Flußsystem eingetragener Schadstoffe ableiten.

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung und Zielsetzung 250
2 Untersuchungsmethodik 250
2.1 Probennahmestellen 251
2.2 Probennahme und Probenaufbereitung 251
3 Untersuchungsergebnisse 253
3.1 Wasser 253
3.1.1 Physiko-chemische Parameter 253
3.1.2 Schwermetalle 253
3.1.2.1 Cadmium 253
3.1.2.2 Kupfer 255
3.1.2.3 Blei 257
3.2 Sediment 257
3.2.1 Physiko-chemische Parameter 257
3.2.2 Schwermetalle 258
3.2.2.1 Cadmium 258
3.2.2.2 Kupfer 258
3.2.2.3 Blei 258
3.3 Schwermetallhaushalt 259
3.3.1 Transportbedingungen für Schwermetalle 259
3.3.2 Schwermetall-Bilanzierung 260
3.3.3 Schwermetall-Belastungsintensität von Wasser und Sediment 260
3.3.4 Mögliche Steuerungsmechanismen der beobachteten Schwermetallverteilung 262
4 Zusammenfassung und Ausblick 263
Schriftenverzeichnis 265

* Dipl.-Geol. Thomas Klenke, Geologisch-Paläontologisches Institut der Westfälischen Wilhelms-Universität, Corrensstraße 24, D–4400 Münster

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1 Einleitung und Zielsetzung

Aus der immer weiter fortschreitenden Industrialisierung während der letzten Jahrzehnte resultiert die verstärkte anthropogene Emission von z. T. ökotoxischen, anorganischen und organischen Substanzen in Form von Abgasen, Stäuben und Abwässern bzw. Auswaschungen. Als Folge anthropogener Einflußnahme ergeben sich Störungen von natürlichen Gleichgewichten. Diese Gleichgewichtssysteme müssen deshalb überwacht werden, um akute oder latente Schädigungen unserer Umwelt zu verhindern und um Fertigungs-, Verbrauchs- sowie Lagerungs- und Deponieprozesse möglichst ‚umweltschonend' durchführen zu können.
In diesem Zusammenhang spielen Schwermetalle auf der Seite der anorganischen Substanzen eine Schlüsselrolle. Ihr Gefahrenpotential ergibt sich aus der für Lebewesen häufig toxischen Wirkung vieler Schwermetalle (z. B. Cadmium und Blei), wobei einzelne Schwermetalle, wie etwa Cadmium, im Gewebe zusätzlich kumulativ angereichert werden. Aber auch bei Stoffwechselvorgängen essentielle Schwermetalle (z. B. Kupfer) können toxisch wirken, sofern sie in Überdosen vom Körper aufgenommen wurden.
Die Verteilung der Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Blei entlang eines Flußprofils der Hase im Gebiet der Stadt Osnabrück sollte deshalb im Zuge einer Bestandsaufnahme beispielhaft erfaßt werden. Daneben zielt diese Untersuchung jedoch auch darauf ab, Einblicke in den Schwermetall-Haushalt eines gesamten aquatischen Systems mit seinen Komponenten Flußwasser, Lösungs- und Schwebstofffracht und Flußablagerungen zu erhalten. Um parallel dazu mögliche Steuerungsfaktoren der beobachteten Schwermetall-Verteilung erkennen zu können, bietet es sich neben der Schwermetall-Bestimmung an, zusätzlich chemische, physikalische und sedimentologische Zustandsparameter des Flußsystems zu erfassen.

2 Untersuchungsmethodik

2.1 Probennahmestellen

Im Gebiet der Stadt Osnabrück wurden insgesamt sieben Beobachtungsstellen eingerichtet und am 12. bzw. 13. April 1986 beprobt (vgl. Abb. 1):

LÜ Lüstringen; bei Holzbrücke in Verlängerung der Straße ‚Hasewinkel', rechtes Flußufer; Probennahme am 12. April 1986

RA Raiffeisenplatz; rechtes Flußufer auf halber Distanz zwischen den Brücken im Zuge der Straßen ‚Konrad-Adenauer-Ring' und ‚Heinrich-Heine-Straße'; Probennahme am 13. April 1986

PE Pernickelmühle; ca. 75 m oberhalb des Stauwehres der ‚Pernickelmühle', linkes Flußufer; das Staubecken war zum Zeitpunkt der Probennahme abgelassen; Probennahme am 13. April 1986

RÖ Römereschstraße; Brücke im Zuge der ‚Römereschstraße', ca. 15 m unterhalb der Einmündung der ‚Nette', linkes Flußufer; Probennahme am 13. April 1986

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

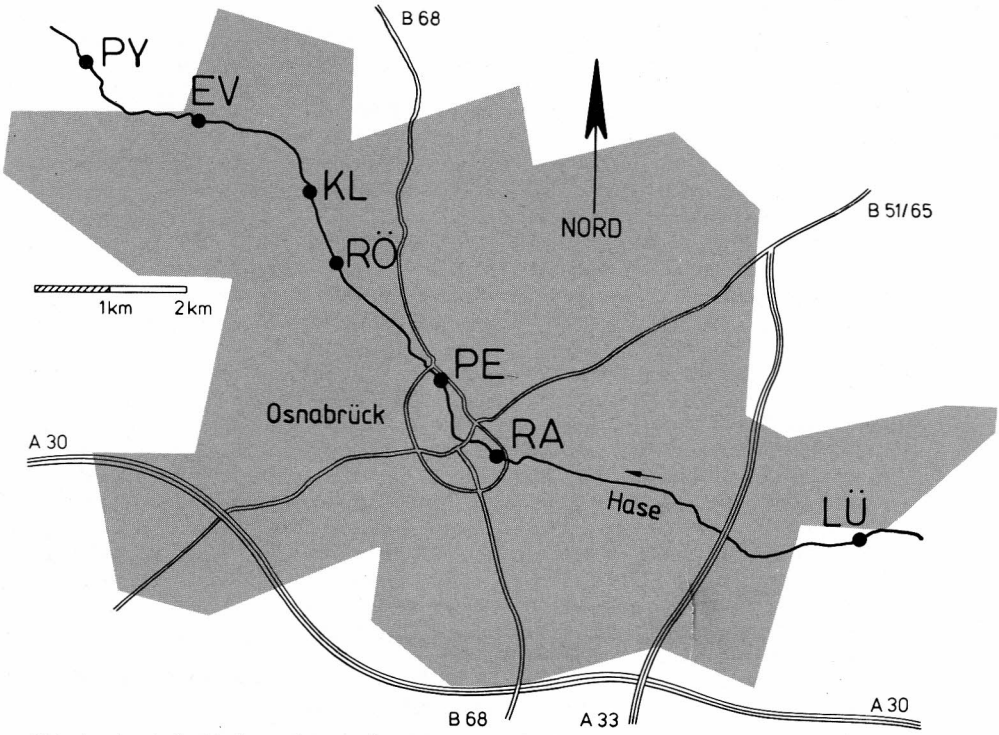


Abb. 1. Lage der Probennahmestellen

(bei Wasserproben:
RÖ-oben: Probe aus den oberen 30 cm der Wassersäule
RÖ-unten: Probe aus den unteren 30 cm der Wassersäule)

KL Eversburg, Gewerbegebiet unterhalb der Kläranlage; Brücke im Zuge der ‚Dornierstraße', rechtes Flußufer, ausgebautes Flußbett; Probennahme am 13. April 1986
(bei Sedimentproben:
KL-ox: Probe aus oberen 2 cm Sediment, offenbar oxidierendes Milieu
KL-red: Probe aus ca. 10 cm Sedimenttiefe, offenbar reduzierendes Milieu)

EV Eversburg; Brücke im Verlauf der Straße ‚Die Eversburg', linkes Flußufer, ausgebautes Bachbett; Probennahme am 12. April 1986

PY Pye; ca. 50 m oberhalb der sogenannten ‚Bürgerbrücke' im Zuge des Fußweges Pye–Büren, rechtes Flußufer; Probennahme am 12. April 1986

Diese Stellen wurden unter dem Gesichtspunkt ausgewählt, Einflüsse, die sich aus der anthropogenen, nicht landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet der Hase ableiten lassen, registrieren und abschätzen zu können.

2.2 Probennahme und Probenaufbereitung

Bei den Untersuchungen wurde versucht, eine möglichst große Zahl von Einzelparametern direkt vor Ort, also unter in-situ-Bedingungen, zu erfassen, um Veränderungen bei der Probenkonservierung und -lagerung zu vermeiden.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

1. Wasser

Anmerkung: Bei den Untersuchungen wird zwischen ‚gelösten' (< 0,45 µm) und ‚partikulären' (> 0,45 µm) Gewässer-Inhaltsstoffen unterschieden. Diese Unterscheidung ist allein apparativ begründet. Das Trennverfahren (s. u.) vermag nicht, spezifisch zwischen einzelnen Gewässer-Inhaltsstoffen oder nach deren chemischen oder physikalischen Zustandsformen zu differenzieren.

- Trennung der ‚gelösten' und der ‚partikulären' Gewässer-Inhaltssstoffe: Flußwasser wurde mit Hilfe einer Filterspritze (SP 050/8, Fa. SCHLEICHER-SCHÜLL) angesaugt und durch ein 0,45 µm-Membranfilter (Filtertyp: SM 11306, Fa. SARTORIUS) gedrückt, das zuvor im Labor mit 0,5 %-iger HNO_3-Lösung (suprapur®, Fa. MERCK) gereinigt, 48h bei 40 °C getrocknet und gewogen wurde. Jeweils 100 ml wurden in zwei Polyethylengefäßen aufgefangen. Eine Teilprobe blieb unbehandelt (Anionen-Bestimmungen), während die zweite mit 65 %-iger HNO_3 (suprapur®, Fa. MERCK) auf einen pH-Wert < 2 stabilisiert wurde (alle weiteren Bestimmungen).
- Ermittlung des Schwebstoffanteils: Insgesamt wurde 1l Flußwasser durch das oben beschriebene Filter gepreßt. Die Filterpapiere wurden erneut 48h bei 40 °C getrocknet und gewogen, um aus der Gewichtsdifferenz den Schwebstoffgehalt zu bestimmen.
- Aufschluß des Schwebstoffanteils: Die getrockneten Filter mit den Schwebstoffanteilen wurden innerhalb von 4h bei 140 °C unter Zugabe von 5ml 65 %-iger HNO_3 (suprapur®, Fa. MERCK) aufgeschlossen. Der unlösliche Rest wurde durch ein mit 1 %iger HNO_3 (suprapur®, Fa. MERCK) vorgewaschenes 0,45 µm-Filter (‚Blauband-Filter', Ref. No. 300211, Fa. SCHLEICHER-SCHÜLL) zurückgehalten und die Aufschlußlösungen mit bidestilliertem Wasser auf 50 ml aufgefüllt.
- Hydrochemische und hydrophysikalische Parameter:
  pH und Eh: Meßgerät ‚pH 57', Fa. WTW; Geländemessung. Die Eh-Werte sind als relative Werte zu betrachten, da keine Ag/AgCl-Elektroden verwendet wurden.
  Leitfähigkeit und Temperatur: Meßgerät ‚LF 91', Fa. WTW; Geländemessung, die Leitfähigkeits-Werte wurden auf 25 °C temperaturkorrigiert.
  Sauerstoff: Meßgerät ‚OXI 91', Fa. WTW; Geländemessung
  Spektrale Absorption: Spektralphotometrische Absorptionsmessung bei 254 nm (Instrument: UV 210, Fa. SHIMADZU).
  Anionen: Ionenchromatographische Bestimmung nach erneuter Filtration durch ein 0.2 µm-Membranfilter (Filtertyp: SM 11307, Fa. SARTORIUS) (Instrument: IC 1000, Fa. BIOTRONIK)
  Calzium, Magnesium, Kalium und Natrium: Atomabsorptionsspektroskopische Bestimmung an der Flammen-AAS gegen Eichgeraden. (Instrument: AAS 5000, Fa. PERKIN ELMER)
  Cadmium, Kupfer und Blei: Atomabsorptionsspektroskopische Bestimmung mit elektrothermischer Anregung und Zeeman-Untergrundkompensation (Instrument: AAS 5000 mit HGA 500, Fa. PERKIN ELMER). Die Messungen der Aufschlußlösungen wurden nach dem Standardadditions-Verfahren ohne vorhergehende Anreicherung durchgeführt. Bei der Konzentrationsbestimmung der ‚gelöst' vorliegenden Elemente Cadmium und Blei war zusätzlich eine Mehrfachdosierung der Probe in der Graphitrohrküvette erforderlich.
  Einzelne Meßlösungen wurden zusätzlich über elektrochemische Verfahren analysiert. Die durch inverspolarographische Bestimmungen (DPASV-HMDE, Geräte: VA-Prozessor 646 und VA-Stand 647, Fa. METROHM ermittelten Schwermetallanteile zeigten befriedigende Übereinstimmung zu den AAS-Daten.

2. Sediment

Die Einzelbestimmungen – mit Ausnahme der Eh- und pH-Messungen – erfolgten in der Sedimentfraktion < 63 µm, um Korngrößeneffekte weitgehend auszuschließen.

- Entnahme der Sedimentproben: Zur Gewinnung der Sedimentproben wurden jeweils die oberen ca. 1 cm der Sedimentschicht mit einem Kunststofflöffel abgenommen und insgesamt zwischen 500 und 1000 g Probenmaterial in Polyethylenbehälter umgefüllt, diese mit Flußwasser vollständig aufgefüllt und luftdicht verschlossen.
- Aufbereitung der Sedimentproben: Die feuchten Sedimentproben wurden im Labor mit Methanol aufgeschlämmt, durch Ultraschall-Behandlung homogenisiert und dispergiert und nach Grobsiebung (0,2 mm-Nylonsieb) durch ein 63 µm-Nylonsieb geschlämmt. Anschlie-

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

ßend wurde der Siebdurchgang bei 40 °C 72h getrocknet. Das weitere Aufschlußverfahren entspricht dem unter ‚Aufschluß des Schwebstoffanteils' (1. dritter Punkt dieser Aufstellung) beschriebenen.

- Organisch gebundener Kohlenstoff: Die Bestimmung des C_{org} erfolgte nach einer titrimetrischen Methode nach GAUDETTE et al. (1974).
- Eh- und pH-Messungen: Das verwendete Messgerät (‚pH 57', Fa. WTW) mit Einstab-Platinelektrode erwies sich im Gelände bei den in-situ Messungen von Eh- und pH-Werten als störanfällig. Offenbare Fehlmessungen – vermutlich infolge instabilen Diffusionsverhaltens – wurden deshalb verworfen. Auch Messungen mit Indikatorpapieren führten wegen schlechter Reproduzierbarkeit zu unbefriedigenden Ergebnissen und blieben deshalb unberücksichtigt. Die Eh-Werte stellen Relativwerte dar, da keine Ag/AgCl-Elektroden verwendet wurden.
- Cadmium, Kupfer und Blei: Die Bestimmungen erfolgten durch atomabsorptionsspektroskopische und elektrothermische Verfahren (vgl. 1. letzter Punkt dieser Aufstellung).

Alle Messungen wurden mit Geräten des Lehrstuhls Angewandte Geologie am Geologischen Institut der Universität Münster durchgeführt.

3 Untersuchungsergebnisse

3.1 Wasser

3.1.1 Physiko-chemische Parameter

Die Meßwerte für pH, Leitfähigkeit, Temperatur und O_2-Führung sowie für die häufigsten Kationen und Anionen bewegen sich im Rahmen bisheriger Untersuchungsergebnisse (NEUMANN 1976 und NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1985) (vgl. Tab. 1). Auf diese Parameter soll hier deshalb nicht ausführlich eingegangen werden.

3.1.2 Schwermetalle

3.1.2.1 Cadmium

Die Cadmium-Konzentration läßt zwei Maxima erkennen (vgl. Tab. 2 und Abb. 2). Höchstwerte der Gesamt-Cadmium-Konzentration im Wasser werden an den Punkten ‚LÜ' und ‚KL' mit 0,50 bzw. 0.35 µg/l erreicht. Der Extremwert am ersten Entnahmepunkt ist ungewöhnlich, da diese Beobachtungsstelle im Bereich mit vorwiegend landwirtschaftlicher Nutzung liegt, aus der im allgemeinen nur eine geringe Cadmium-Belastung resultiert. Als Ursachen dieser Belastung scheiden diffuse Quellen ebenso wie ein geologisch bedingter erhöhter Untergrundgehalt aus, so daß eine Einleitung oberhalb des untersuchten Flußabschnitts angenommen werden muß. Diese Einleitung macht sich sowohl bei den gelösten als auch bei den partikulären Gewässer-Inhaltsstoffen bemerkbar. Die anzunehmende partikuläre Cd-Grundlast (0,01 µg/l) wird bei den Punkten ‚RA' bzw. ‚PE' erreicht, während die natürlich bedingte Cd-Konzentration der gelösten Gewässer-Inhaltsstoffe (0,01 µg/l) vermutlich erst am Punkt ‚PE' gemessen wird.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tabelle 1: Gewässerkundliche Kennwerte;

SAK_{254} = Relativer Spektraler Absorptionskoeffizient bei 254 nm;
an der Stelle '$RÖ_{unten}$' waren aus apparatetechnischen Gründen keine Geländemessungen möglich
Eh-Werte sind Relativdaten

Chemische und physikalische Kenndaten	*LÜ*	*RA*	*PE*	*RÖ*		*KL*	*EV*	*PY*
				oben	*unten*			
pH	7.60	7.50	7.55	7.00		7.00	7.55	7.70
Eh (mV)	- 25	+ 45	- 35	- 45		- 45	- 25	- 35
Leitfähigkeit (µS/cm)	703	795	777	809		941	895	901
Temperatur (°C)	4.0	5.9	6.3	6.0		7.4	6.7	6.8
O_2 (mg/l)	13.7	12.3	12.2	12.9		11.5	12.2	11.4
SAK_{254} (%-Schwächung)	27.2	26.5	29.5	32.4	30.1	38.4	33.1	29.2
Kalium (mg K^+/l)	4.3	4.6	4.6	5.0	4.6	6.7	6.8	7.1
Natrium (mg Na^+/l)	24.7	31.7	37.2	37.4	35.3	50.9	48.8	51.1
Calzium (mg Ca^{2+}/l)	93.5	98.9	96.1	98.1	97.2	97.6	96.4	94.0
Magnesium (mg Mg^{2+}/l)	18.1	19.3	22.1	22.2	19.3	19.9	19.3	19.8
Fluorid (mg F^-/l)	0.3	0.2	0.2	0.3	0.4	0.3	0.5	0.4
Chlorid (mg Cl^-/l)	47	55	51	57	58	73	72	71
Nitrat (mg NO_3^-/l)	51	56	53	56	57	62	63	62
Sulfat (mg SO_4^{2-}/l)	62	58	61	58	62	93	54	81
Phosphat (mg PO_4^{3-}/l)	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Schwebstoff (mg/l)	26	21	14	17.5	29	24	22.5	17.5

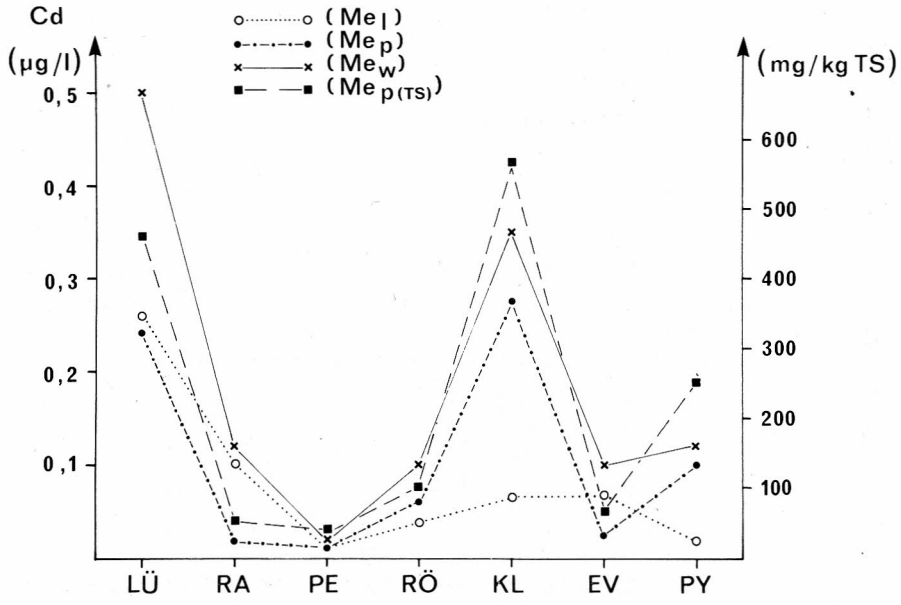


Abb. 2. Cadmium-Gehalte im Flußwasser: Konzentrationsverlauf von Cadmium in den einzelnen Gewässer-Inhaltsstoffen entlang des untersuchten Flußprofils. Indizes vgl. Tab. 2.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Tabelle 2: Schwermetalle in Wässern;

Gelöst vorliegende Schwermetalle (< 0,45µm): [Me_l]. Partikulär vorliegende Schwermetalle (> 0,45µm): (bezogen auf Volumen:) [Me_p]; (bezogen auf Trockensubstanz:) [$Me_{p(TS)}$]. Gesamt-Schwermetallkonzentration des Wassers: ([Me_w] = [Me_p] + [Me_l]).
T_f = Transportfaktor; [$Me_{p(TS)}$ (mg/kg)] / [Me_l (mg/l)]
V_k = Verteilungskoeffizient (in %); [Me_p] / [Me_w]
F_b = Belastungsintensität; [Me_w] / [Me_{DVGW}]; ([Me_{DVGW}] = Grenzwert für Oberflächenwässer, die unbehandelt einer Trinkwasseraufbereitung zugeführt werden können; nach DVGW (1975))
( ) = Wert nur näherungsweise bzw. unsicher bestimmbar; (*) = nicht sinnvoll bestimmbar
★ = Daten gehen in die Berechnung des Anreicherungskoeffizienten (A_k) ein (vgl. Tab. 3)
TS = Trockensubstanz;

Schwermetallkonzentration	*LÜ*	*RA*	*PE*	*RÖ*		*KL*	*EV*	*PY*
				oben	*unten* ★			
'gelöst' [Me_l]								
Cd (µg/l)	0.26	0.10	(0.01)	0.04	0.04	0.07	0.07	(0.02)
Cu (µg/l)	0.6	2.6	1.4	4.3	1.7	1.4	1.7	1.4
Pb (µg/l)	0.7	> 0.2	> 0.1	0.5	0.5	0.9	0.4	0.3
'partikulär' [Me_p]								
Cd (µg/l)	0.24	0.02	0.01	0.08	0.06	0.28	0.03	0.10
Cu (µg/l)	7.3	14.7	14.4	13.8	15.7	8.6	13.3	15.7
Pb (µg/l)	1.4	1.4	2.2	33.5	11.8	4.5	1.8	1.2
[$Me_{p(TS)}$]								
Cd (mg/kg TS)	4.6	0.5	0.4	2.3	1.0	5.7	0.7	2.6
Cu (mg/kg TS)	280	709	993	765	531	343	591	895
Pb (mg/kg TS)	54	67	152	1917	400	183	80	69
'gesamt' [Me_w]								
Cd (µg/l)	0.50	0.12	0.02	0.12	0.10	0.35	0.10	0.12
Cu (µg/l)	7.9	17.3	15.8	18.1	17.4	10.0	15.0	17.1
Pb (µg/l)	2.1	(1.5)	(2.2)	34.0	12.3	5.4	2.2	1.5
T_f (x 10^4)								
Cd	1.7	0.5	4.0	5.8	2.5	8.1	1.0	13.0
Cu	3.8	4.8	6.9	5.5	3.4	4.0	4.4	5.7
Pb	4.9	(*)	(*)	383.4	80.0	20.3	20.0	23.0
V_k (%)								
Cd	48	17	50	67	60	80	30	83
Cu	92	85	91	76	90	86	89	92
Pb	67	(*)	(*)	99	96	83	82	80
F_b								
Cd	0.17	0.04	0.01	0.04	0.03	0.12	0.03	0.04
Cu	0.26	0.58	0.53	0.60	0.58	0.33	0.50	0.57
Pb	0.07	(0.05)	(0.07)	1.13	0.41	0.18	0.07	0.05

3.1.2.2 Kupfer

Der Verlauf der Kupfer-Konzentrationen gestaltet sich uneinheitlich (vgl. Tab. 2 und Abb. 3). Über den gesamten Flußabschnitt schwanken die Konzentrationen des gelösten Cu um 2 µg/l. Die Cu-Gehalte der partikulären Gewässer-Inhaltsstoffe steigen ab

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

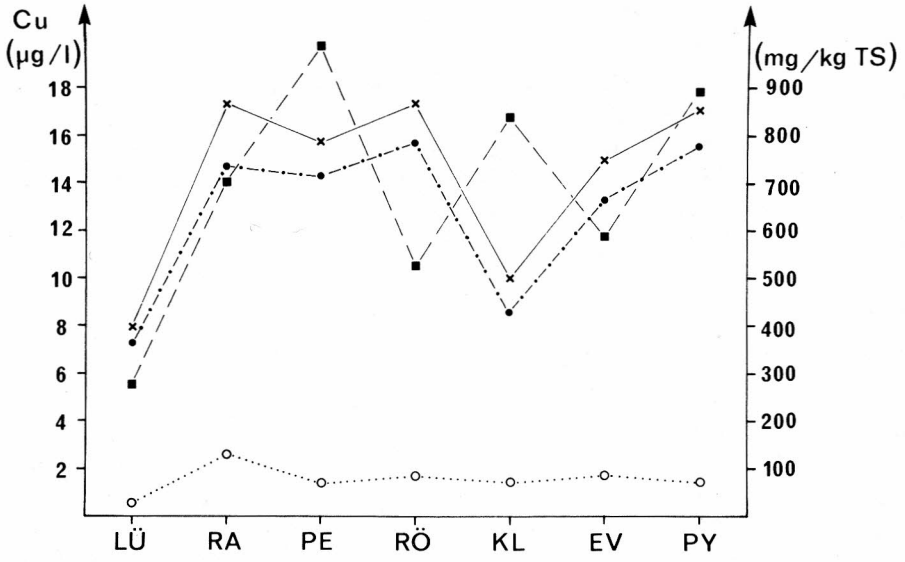


Abb. 3. Kupfer-Gehalte im Flußwasser: Konzentrationsverlauf von Kupfer in den einzelnen Gewässer-Inhaltsstoffen entlang des untersuchten Flußprofils. Indizes vg. Tab. 2.

dem Punkt ‚LÜ' (7,3 µg/l) sprunghaft auf ein höheres Niveau um 15 µg/l mit einem Maximum bei den Punkten ‚RÖ' und ‚PY' an. Demgegenüber schwanken die Cu-Gehalte der partikulären Feststoffe stark; vermutlich eine Folge unterschiedlich strukturierter Einleitungen.

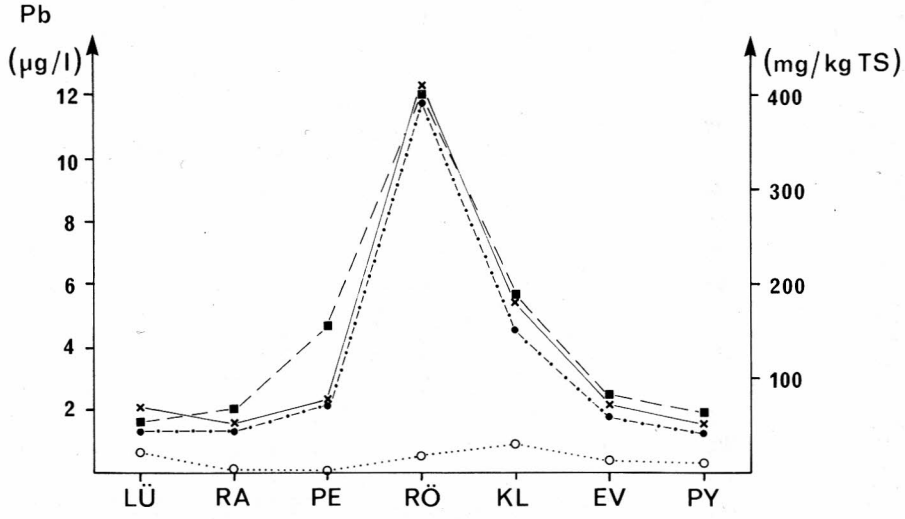


Abb. 4. Blei-Gehalte im Flußwasser: Konzentrationsverlauf von Blei in den einzelnen Gewässer-Inhaltsstoffen entlang des untersuchten Flußprofils. Indizes vgl. Tab. 2.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.1.2.3 Blei

Der Verlauf der Pb-Gesamtkonzentration wird geprägt durch ein Maximum am Punkt ‚RÖ' (12,3 [bzw. 34,0] µg/l), das durch eine deutliche Erhöhung der Pb-Gehalte in den partikulären Feststoffen bedingt wird (vgl. Tab. 2 und Abb. 4). Auf der anderen Seite bleiben die Anteile an gelöstem Pb über den gesamten Flußabschnitt relativ konstant (ca. 0,5 µg/l).

3.2 Sediment

3.2.1 Physiko-chemische Parameter

Der pH-Wert im Sediment schwankt um 7, liegt aber in der Regel unter dem pH-Wert des Flußwassers (Tab. 3). Die Gehalte des organisch gebundenen Kohlenstoffs, und damit auch der Anteil an organischer Substanz im Sediment, bewegen sich im Rahmen der organischen Anteile in entsprechenden Sedimenten (vgl. DFG 1982).

Tabelle 3: Physiko-chemische Kennwerte und Schwermetallgehalte der Sedimente;
$[Me_s]$ = Schwermetallkonzentration in der Sedimentfraktion < 63µm
A_k = Anreicherungskoeffizient : $[Me_{p(TS)}] / [Me_s]$
S_b = Belastungsintensität des Sediments; $[Me_s] / [Me_{AKV}]$; ($[Me_{AKV}]$ = Grenzwert für Klärschlämme gemäß AbfKlärV (1982))
Eh-Werte sind Relativdaten
★ = Daten gehen in die Berechnung des Anreicherungskoeffizienten (A_k) ein (vgl. Tab. 2)
* = nicht zweifelsfrei bestimmbar

	LÜ	RA	PE	RÖ	KL ox ★	KL red	EV	PY
$[Me_s]$								
Cd (mg/kg)	1.7	0.2	0.5	0.6	3.9	3.5	2.7	1.5
Cu (mg/kg)	36	57	110	235	771	1072	663	422
Pb (mg/kg)	66	102	198	230	363	425	345	215
pH	*	7.00	7.05	7.10	*	*	6.65	7.35
Eh (mV)	+ 10	+ 35	- 10	- 15	*	*	+ 15	+ 45
C_{org} (%)	3.9	3.4	5.5	5.4	6.3	7.2	5.8	5.5
A_k								
Cd	1.7	2.5	1.3	1.7	1.5	1.6	0.3	1.7
Cu	7.8	12.4	9.0	2.3	0.4	0.3	0.9	2.1
Pb	0.8	0 7	0.8	1.7	0.5	0.4	0.2	0.3
S_b								
Cd	0.09	0.01	0.03	0.03	0.20	0.18	0.14	0.08
Cu	0.03	0.05	0.09	0.20	0.64	0.89	0.55	0.35
Pb	0.06	0.09	0.17	0.19	0.30	0.35	0.29	0.18

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

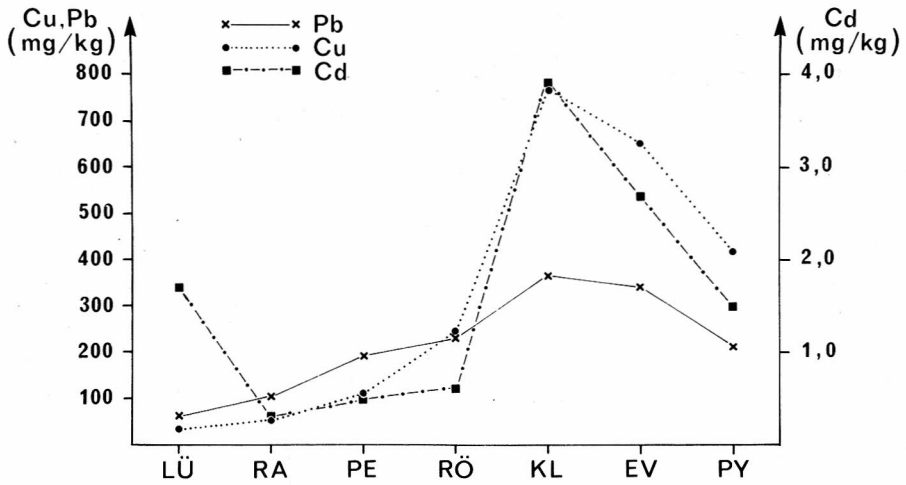


Abb. 5. Cadmium-, Kupfer- und Blei-Gehalte in Sedimenten: Konzentrationsverlauf von Cadmium, Kupfer und Blei in der Sedimentfraktion < 63 µm entlang des untersuchten Flußprofils

3.2.2 Schwermetalle

3.2.2.1 Cadmium

Der Verlauf der Cd-Gehalte in den Sedimenten folgt relativ eng dem Cd-Konzentrationsbild der partikulären Gewässer-Inhaltsstoffe (vgl. Tab. 3 und Abb. 5 mit Abb. 2). Das Minimum wurde am Punkt ‚RA' (0,2 mg/kg), das Maximum am Punkt ‚KL' (3,9 bzw. 3,5 mg/kg) gemessen.

3.2.2.2 Kupfer

Die Cu-Konzentrationen im Sediment differieren stark zwischen einem Minimalwert am Punkt ‚LÜ' und einer Spitzenbelastung bei ‚KL'. Die Cu-Gehalte nehmen kontinuierlich von 36 mg/kg bis auf 771 (1072) mg/kg (vgl. Tab. 3) zu und fallen an den beiden letzten Punkten des Profils stetig ab, ohne jedoch wieder das Ausgangsniveau am Punkt ‚LÜ' zu erreichen.

3.2.2.3 Blei

Ein ähnlicher Konzentrationsverlauf wie bei Cu kann auch für Pb beobachtet werden (Tab. 3; Abb. 5). Allerdings wurden nicht so hohe Unterschiede in den Absolutgehalten (66–363 [bzw. 425] mg/kg) für die Pb-Gehalte in den Sedimenten analysiert.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.3 Schwermetallhaushalt

3.3.1 Transportbedingungen für Schwermetalle

Der Schwermetalltransport in einem fluviatilen System wird durch eine Vielzahl von Faktoren reglementiert und ist durch mannigfache Wechselbeziehungen geprägt. Als Transportformen sind zu nennen:

(i) gelöst (ii) kolloidal (iii) an Substanzen gebunden.

Bei den Transportformen (ii) und (iii) kommen dabei folgende Adsorptions- und Bindungstypen in Frage (in zunehmender Reihenfolge der Bindungsstärke):

- zwischenmolekulare, elektrostatische Haftkräfte
- Ionenaustausch
- Komplexierung
- Einbau auf Gitterplätzen von Kristallen.

Ein steter Austausch im Zuge von Gleichgewichtsreaktionen zwischen den einzelnen Bindungs- und Transportformen im fluviatilen System ist anzunehmen. Das Erreichen eines Gleichgewichtszustandes ist dagegen in Folge der sich ständig verändernden physiko-chemischen Rahmenbedingungen selbst in der fließenden Welle nicht zu erwarten (FÖRSTNER et al. 1985). Untersuchungen an einzelnen Fraktionen geben somit immer nur Zustandsbilder von Ungleichgewichten wieder und relativieren dadurch eine spätere Aussagemöglichkeit.
Über die Transportverhältnisse im Wasser erlauben sowohl ein Transportfaktor als auch ein Verteilungskoeffizient erste Rückschlüsse (T_f bzw. V_k; Tab. 2). Der Transportfaktor gibt das Verhältnis der partikulär (bezogen auf das Trockengewicht) zu der gelöst transportierten Schwermetallast an. Bei Cd, insbesondere aber bei Pb schwankt der T_f erheblich, während er für Cu relativ konstant bleibt. Dies ist eine Folge der vor allem bei Pb stark variierenden Schwermetallgehalte in der Trockensubstanz der Gewässerpartikel. Deren Heterogenität wird durch einleitertypische Abwässer oder Abschwämmungen bedingt. Die analysierten Schwermetalle sind in der Abfolge

$$Pb >> Cu > Cd$$

in der partikulären Trockensubstanz im Vergleich zur Lösungsphase angereichert. Diese Abfolge deckt sich mit entsprechenden Reihen, die für andere Flüsse aufgestellt wurden (vgl. DFG 1982).
Das Verhältnis der an Schwebstoffe sorbiert transportierten Schwermetalle und der jeweiligen Gesamtkonzentration in einem Gewässer wird als Verteilungskoeffizient (V_k) bezeichnet. Es wird deutlich, daß die untersuchten Schwermetalle bevorzugt partikulär vorliegen. Dies gilt insbesondere für Cu (76–92 %) und für Pb (67–99 %). Cd wird demgegenüber in stark voneinander abweichenden Prozentsätzen (17–83 %) an Gewässer-Feststoffen angelagert.
Ein Anreicherungskoeffizient (A_k; Tab. 3) soll Beziehungen zwischen Schwermetallen in den Schwebstoffanteilen eines Flusses und in dessen Sedimenten aufdecken. Das Verhältnis der Schwermetallkonzentrationen in der Trockensubstanz der Gewässerfeststoffe zu denen im Sediment darf bei Zuständen nahe eines Gleichgewichts nicht

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

wesentlich von 1 abweichen. Werte kleiner 1 deuten dabei auf eine relative Schwermetall-Anreicherung im Sediment, größer 1 auf erhöhte Schwermetall-Anteile in den Schwebstoffen gegenüber dem Sediment hin. Für die einzelnen untersuchten Schwermetalle zeichnen sich charakteristische Abweichungen von dem Gleichgewichtswert 1 ab. Ursachen dieser Abweichungen können neben natürlichen, physikochemischen und hydrologischen Gründen (Sorption von Schwermetallen an Substanzen, die unter gegebenen Bedingungen nicht abgelagert werden) Gleichgewichtsstörungen durch direkte Einleitungen sowie Unterschiede in der Zusammensetzung von Sediment und Feststoffen sein.
Bei Cd schwanken die A_k-Werte zwischen 0,3–2,5, liegen aber generell über 1. Dies deutet auf eine Bevorzugung des partikulären Cd-Anteils im Wasser/Substrat-System und die rasche Einstellung eines Quasi-Gleichgewichts-Verhältnisses hin. Cu zeigt hingegen eine ausgeprägte Störung eines idealen Schwebstoff/Sediment-Gleichgewichtes (A_k: 0,3–12,4) bei einer Dominanz der partikulären Cu-Fraktion. Der Anreicherungskoeffizient von Pb liegt im Gegensatz zu Cd und Cu mit einer Ausnahme unter 1; Pb wird somit im Sediment relativ angereichert. Für die drei untersuchten Schwermetalle ergibt sich auf der Grundlage des Anreicherungskoeffizienten eine relative Anreicherung von Schwermetallen in den Gewässerfeststoffen gegenüber den Sedimenten in der Abfolge:

Cu > > Cd > Pb.

3.3.2 Schwermetall-Bilanzierung

Die detaillierte Bilanzierung von Schwermetall-Einleitungen und -Austrägen in einem Flußsystem ist nur äußerst schwer möglich. Zwar sind die Austräge aus einem Bearbeitungsraum relativ exakt faßbar, doch können Einträge und vor allem Fixierungs- bzw. Remobilisierungsvorgänge, also die Pufferungskapazität eines polyphasen Systems, unter gegebenen natürlichen Voraussetzungen nur ansatz- oder näherungsweise quantifiziert werden. Da sich entsprechende Untersuchungen zwangsläufig über längere Zeiträume erstrecken, erlaubt die vorliegende Arbeit keine Aussagen zu einer Schwermetall-Bilanzierung. Darüber hinaus wäre hier auch eine Umrechnung der gemessenen Konzentrationen in Frachten von Interesse, die wegen nicht ermittelter Abflußdaten nicht erfolgen kann.

3.3.3 Schwermetall-Belastungsintensität von Wasser und Sediment

Untersuchungen der Schwermetallbelastung unserer Umwelt waren in den vergangenen Jahren bestimmt von der Feststellung der Erhöhung beobachteter Schwermetallgehalte gegenüber einem natürlichen ‚background' (z. B. MÜLLER 1979). Um einheitlichere Bemessungsgrundlagen bei der Bewertung von Schwermetalldaten zu schaffen, wurden die analytischen Bestimmungswege zunehmend standardisiert. Dies ermöglichte es, im Zuge einer stärkeren umweltgesetzgeberischen Initiative, Grenzwerte einzelner Belastungsformen festzulegen. Es bietet sich deshalb an, daß

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

gemessene Schwermetall-Konzentrationen zu diesen Grenzwerten in Beziehung gesetzt werden.
Die durch Schwermetalle bedingte Belastung des Hase-Wassers liegt – von einer Ausnahme abgesehen – weit unter dem Grenzwert nach DVGW (1975) (s. Tab. 2: F_b). Bei Cadmium machen die analysierten Gesamt-Konzentrationen des Wassers meist weniger als 5 %, maximal 17 % des DVGW-A-Grenzwert von 3 µg/l aus. Bei Kupfer liegen die gemessenen Werte zwischen 26 und 60 % des Grenzwertes von 30 µg/l. Zwar erreichen die Blei-Konzentrationen an den meisten Beobachtungspunkten nicht ganz 10 % des Grenzwertes (30 µg/l), doch wird dieser auch einmal in einer Spitzenbelastung um 13 % überschritten. Insgesamt ist die Hase gering durch Cd und – von einer Spitzenbelastung abgesehen – durch Pb sowie mäßig durch Cu belastet. Für die Gesamtbelastung des Wassers ergibt sich auf dieser Grundlage die Abfolge:

Cu > > Pb > Cd.

Als Bezugswert bei der Beurteilung der Schwermetallbelastung der Sedimente werden hier die Grenzwerte für Klärschlämme entsprechend der AbfKlärV von 1982 (Cd = 20 mg/kg, Cu = 1200 mg/kg und Pb = 1200 mg/kg) herangezogen (s. Tab. 3: S_b). Diese Grenzwerte werden in der analysierten Feinfraktion des Sedimentes generell deutlich unterschritten; bei Cd machen sie 1 bis 30 %, bei Pb 6 bis 36 % des Grenzwertes aus. Kupfer weist demgegenüber eine stark variierende Belastungsintensität mit Gehalten von 3 bis 89 % des Grenzwertes auf. Daraus ergibt sich als Abfolge der Belastungsintensität der Sedimente die Reihe:

Cu > Pb > Cd.

Werden die gemessenen Schwermetalldaten zu festgelegten Grenzwerten in Beziehung gesetzt, ergeben sich im vorliegenden Fall sowohl für die Belastung des Wassers als auch für die des Sedimentes einander entsprechende Abfolgen.
Die beiden letzten Belastungsreihen beziehen sich auf festgelegte Grenzwerte und nicht auf eine Konzentrationserhöhung der analysierten Schwermetalle im Vergleich zu Gehalten in entsprechenden, nicht anthropogen beanspruchten Systemen. Für Sedimente entwickelt MÜLLER (1979) – ausgehend von angenommenen natürlichen Untergrundgehalten (Cd = 0,3 mg/kg, Cu = 45 mg/kg und Pb = 20 mg/kg) – eine Einteilung nach Belastungsstufen (I_{geo}-Klassen) mit insgesamt sieben Klassen (0 = ‚praktisch unbelastet' bis 6 = ‚übermäßig belastet').
Die Belastungsintensität der untersuchten Hase-Sedimente auf der Basis dieser Klassen-Einteilung schwankt bei Cd zwischen den I_{geo}-Klassen 0 und 4, bei Cu zwischen 0 und 5 sowie bei Pb zwischen 2 und 4. Die auch an den mit Cu und Cd ‚praktisch unbelasteten' Punkten hohen Pb-Konzentrationen sind sicherlich auf eine im Oberlauf des Profils anzunehmende Pb-Belastung und nicht auf geogene Quellen zurückzuführen. Der allgemeine Konzentrationszustand von Schwermetallen in der Hase entspricht in etwa dem anderer Flußsysteme (vgl. u. a. LAWA [1986]). Allein die in diesem Zusammenhang jeweils eine Klasse höhere Belastung der Hase durch Cu bzw. eine Klasse niedrigere durch Cd ist hier anzumerken.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

3.3.4 Mögliche Steuerungsmechanismen der beobachteten Schwermetallverteilung

Die Vielzahl möglicher Steuerungsfaktoren von Schwermetallen in einem fluviatilen Phasensystem kann wegen der geringen Zahl von Einzelinformationen in der vorliegenden Untersuchung sicherlich nicht ermittelt werden. Vermutlich sind die wichtigsten Steuerungsmechanismen jedoch so dominant, daß sie – wenn auch nur in Teilaspekten statistisch abgesichert – auch aus dem vorliegenden Datensatz erkennbar werden. Die Schwierigkeiten bei einer statistischen Bearbeitung der ermittelten Einzelinformationen (Variablen) ergibt sich aus der relativ geringen Anzahl der Entnahmepunkte (Objekte) und der einmaligen Beprobung. Hypothesen über die Steuerungsmechanismen der beobachteten Einzelinformationen liegen daher gegebenermaßen nur selten auf einem hohen Signifikanzniveau. Bei der statistischen Bearbeitung wurde das Programmpaket ‚SAS' (‚Statistical Analysis System') benutzt. Einführungen in die mathematischen Grundlagen sind dem SAS-Handbuch (SAS 1982) und der dort zitierten Literatur zu entnehmen.

Bei einer Produktmoment-Korrelation ergeben sich – durch die Struktur des Datensatzes bedingt – hohe absolute Korrelationswerte (vgl. Tab. 4). Die physiko-chemischen Gewässerparameter weisen dabei untereinander hohe Korrelationen bei generell hohem Signifikanzniveau auf. Wegen der hochsignifikanten positiven Verknüpfung der Variablen Chlorid, Sulfat, Leitfähigkeit sowie Kalium und Natrium wird nur Chlorid (Cl) in Tab. 4 für diese Gewässerparameter als ‚Leitvariable' aufgeführt. Die angesprochenen Parameter sind dabei als charakteristische Anzeiger einer anthropogenen Beeinflussung anzusehen. Magnesium, Spektrale Absorption und die Eh-Werte korrelieren nicht signifikant mit anderen Variablen.

Tabelle 4: Korrelationstabelle: (Indizes vgl. Tab. 1 bis 3)
* = Irrtumswahrscheinlichkeit $p < 0{,}01$; in den anderen Fällen $p < 0{,}05$

		WASSER								SEDIMENT			
		gelöst ($[Me_j]$)		partikulär ($[Me_p]$)									
		Cd	Pb	Cd	Cu	Pb	Cu_{TS}	Cl	T	Cd	Cu	Pb	C_{org}
Cd_p	Wasser		0.90*		- 0.87		- 0.76						
	Sed.		0.90*		- 0.87		- 0.76						
Cu_p	Wasser		- 0.79	- 0.87			0.79						
	Sed.		- 0.79	- 0.87			0.79						
$Cd_{p(TS)}$	Wasser		0.87	0.99*	- 0.83								
	Sed.		0.87	0.99*	- 0.83								
$Cu_{p(TS)}$	Wasser		- 0.90*	- 0.76	0.79		1.00*						
	Sed.		- 0.90*	- 0.76	0.79		1.00*						
$Pb_{p(TS)}$	Wasser					- 0.81							
	Sed.					- 0.81							
O_2	Wasser	0.85						- 0.80	- 0.95*				
	Sed.	0.85						- 0.80	- 0.95*				
pH_{Wasser}	Wasser	- 0.80							0.75				
	Sed.	- 0.80							0.75			0.80	0.94*
Temperatur	Wasser	- 0.82						0.88*	1.00*				
	Sed.	- 0.82						0.88*	1.00*		0.76	0.83	0.75
Schwebstoff	Wasser						- 0.85						
	Sed.						- 0.85						
SAK	Wasser												
	Sed.									0.86	0.90*	0.91*	0.82
Cd_S	Wasser												
	Sed.		0.75							1.00*	0.86		
Cu_S	Wasser												
	Sed.							0.90*	0.76	0.86	1.00*	0.93*	0.80
Pb_S	Wasser												
	Sed.							0.85	0.83		0.93*	1.00*	0.91*

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Bei der korrelationsanalytischen Betrachtung des Gesamtsystems ‚Wasser' wird die Eigenständigkeit der einzelnen Schwermetalle in den einzelnen Fraktionen der Gewässer-Inhaltsstoffe aus den z. T. negativen Korrelationswerten evident (Tab. 4: Zeilen ‚Wasser'). Diese Beobachtung muß auf die unterschiedlichen Einleitungs- und Verteilungsvorgänge zurückgeführt werden, die allerdings auf diese Art nicht näher gefaßt werden können. Eine Beziehung der Schwermetallanteile zu den physikalischen oder chemischen Gewässerkenndaten wird mathematisch nicht deutlich. Die Wechselbeziehungen dieser Gewässerkenndaten lassen sich nur z. T. erklären: So ergibt sich die negative Korrelation des Sauerstoffgehalts und der Temperatur aus der abnehmenden Löslichkeit von Gasen in Wasser bei steigender Temperatur.
Bei der Korrelationsanalyse der Meßwerte des gesamten fluviatilen Systems – Gewässer-Inhaltsstoffe und Sedimente – fällt auf, daß die Schwermetallführung des Wassers nicht mit der des Sedimentes direkt in Beziehung steht (Tab. 4: Zeilen ‚Sed.'). Einzig diejenigen physiko-chemischen Gewässerparameter, die deutlich die anthropogene Beanspruchung eines Gewässers anzeigen (Leitvariable ‚Cl'), weisen zumindest über Cu und Pb Beziehungen zu der Schwermetallführung der Sedimente auf. Somit werden auch die Schwermetalle in einem Sediment zu Indikatoren einer anthropogenen Beeinflussung eines Gewässers. Im Sediment korreliert der Gehalt an organischem Kohlenstoff positiv mit Pb und Cu. Es ist deshalb anzunehmen, daß diese Schwermetalle in merklichem Maße durch organische Substanzen im Sediment fixiert werden.
Diese Korrelationsanalysen können nur einige Steuerungsmechanismen ansprechen. Es ist zu vermuten, daß eine Vielzahl weiterer, nicht erfaßter oder erfaßbarer Parameter das beobachtete Verteilungsbild bedingen. In diesem Fall wären multivariate statistische Methoden bei der Interpretation hilfreich. Zwar sind für entsprechende Analysen aufgrund hoher Korrelationswerte bei hinreichender Signifikanz einige Grundvoraussetzungen gegeben, doch treten bei den jeweiligen Berechnungen vielfach singuläre Bedingungen auf, da die Zahl der Variablen die Zahl der Beobachtungen übersteigt. Daneben kann aber auch die Zahl der Variablen durch Leitvariablen nicht im nötigen Umfang reduziert werden, ohne das Modell übermäßig zu vereinfachen.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Durch diese Arbeit wurden in Form einer Bestandsaufnahme die Gehalte ausgewählter Schwermetalle in Wasser und Ablagerungen der Hase und ihre Beziehungen zu gewässerkundlichen Kenndaten untersucht. Hierbei zeichnet sich für den bearbeiteten Flußabschnitt eine Gewässersituation ab, die mit der anderer, durch menschliche Anspruchnahme geprägter Flüsse vergleichbar ist. Erwartungsgemäß erreicht im Verlauf des Stadtgebietes von Osnabrück die Belastungsintensität ein Maximum. Als Ursache wären hier z. B. direkte Einleitungen von industriellen und häuslichen Abwässern zu nennen. Aber auch auf Abschwämmungen und Auswaschungen von Böden oder Straßenstäuben geht ein Teil der beobachteten Schadstoffkonzentrationen – über nicht näher faßbare Quellen – zurück.
Die Belastung des Hase-Wassers resultiert im wesentlichen aus dem Eintrag von z. T. stark schwermetallhaltigen Feststoffen. Bei Kupfer ist in diesem Zusammenhang die

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

stärkste Konzentrationserhöhung festzustellen, gefolgt von Blei und Cadmium. Analog zum Auftreten der Schwermetalle verhalten sich auch die Gehalte weiterer anorganischer (und organischer) Substanzen, die eine intensive Nutzung der Hase belegen (z. B. Chlorid).

Generell stellen die Ablagerungen eines Flusses kurzfristige oder permanente ‚Fallen' für die im Wasser transportierten Schwermetalle dar. Von daher folgt auch der Verlauf der Schwermetallkonzentrationen in den Hase-Sedimenten angenähert der des Wassers. Wiederum ist Kupfer das vor Blei und Cadmium belastungsaktivste Schwermetall.

Im Untersuchungszeitraum erreichte die Hase insgesamt keinen akut gefährlichen oder wirklich kritischen Gewässerzustand. Dies wird auch dadurch belegt, daß die gemessenen Daten z. T. weit unterhalb der gesetzlichen Grenzwerte liegen. Eine latente Gefährdung z. B. durch Schwermetallfreisetzungen aus dem Sediment oder Anreicherungen in Organismen schließt diese Beobachtung nicht aus.

Es bleibt zu konstatieren, daß nicht generell von ‚dem' Belastungszustand gesprochen werden kann, sondern hier ein summarisches Belastungsbild entworfen wird, bei dem sich für jeden Schadstoff – bei mancher Gemeinsamkeit in deren Verhalten – doch eine eigenständige und charakteristische Belastungssituation ergibt. Auch an den Probennahmestellen läßt sich jeweils eine kennzeichnende Belastungsintensität ablesen, die neben dem Schadstoffangebot von den lokalen Umständen reglementiert wird.

Unter diesen Gesichtspunkten ist die vorliegende Arbeit als Grundlage weiterer Untersuchungen anzusehen. Deren Aufgabe wäre zum einen in Form von routinemäßigen Kontrolluntersuchungen die Ermittlung von lokalen und saisonalen Belastungssituationen einzelner Schwermetalle bzw. Schadstoffe. Darauf aufbauend wird es dann in einem zweiten Schritt möglich, nach speziellen Untersuchungen und durch gezielte Maßnahmen den Schadstoffeintrag zu minimieren und das Gewässer in einen weitestgehend naturnahen Zustand zurückzuführen.

Darüber hinaus lassen sich einige generelle Überlegungen aus den bereits vorliegenden Ergebnissen abgeleiten:

- Die Inhaltsstoffe eines Flusses sind ausgeprägte Indikatoren eines momentanen Belastungszustands. Sie vermögen aufgrund der kurzen ‚Indikationszeit' Spitzenbelastungen anzuzeigen, aber nicht zu dokumentieren. Dies gilt insbesondere für die ‚gelöste' Gewässerfraktion.

  Die Ablagerungen eines Flußsystemes sind demgegenüber nicht in der Lage, kurzzeitig auf Veränderungen der Gewässerbedingungen zu reagieren und einen jeweiligen Gleichgewichtszustand einzustellen. Punktuelle, kurzfristige Einleitungen zeichnen sich in ihrer Intensität im Sediment nicht ab, maximale und minimale Belastungszustände ‚verwischen'. Bei der Analyse von Sedimenten werden deshalb sowohl lokale als auch temporäre mittlere Belastungszustände erfaßt. Darüber hinaus sind die Belastungsspitzen in den einzelnen Gewässerfraktionen und in den Sedimenten nicht deckungsgleich. Erwartungsgemäß sind sie insbesondere in den Flußablagerungen jeweils stromab verschoben.

  Diese Beobachtungen dürfen bei der Gewässergütekontrolle und bei abwasserrechtlichen Fragestellungen nicht unberücksichtigt bleiben. Weitere Probleme ergeben sich aus der jahreszeitlichen Variabilität eines Gewässerzustandes (IRMER et al. 1985).

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

Die ermittelten Anreicherungskoeffizienten deuten auf eine elementspezifische Verteilung von Schwermetallen zwischen Wasserschwebstoffen und Sediment hin. Einzelne Schwermetalle werden vermutlich in einer dieser Phasen relativ angereichert, so daß eine ausschließliche Betrachtung einer dieser Phasen zu Fehlinterpretationen führen kann.

- FÖRSTNER et al. (1985) weisen u. a. darauf hin, daß bei zunehmender anthropogener Belastung eines Gewässers eine Verschiebung der Transportform von Schwermetallen in Richtung auf die Lösung erfolgt. Diese Beobachtung ist zu relativieren. Auch bei einer starken anthropogenen Beanspruchung können Schwermetall-Anteile z. T. ausschließlich in partikulärer Form vorliegen. Wesentlich ist in diesem Zusammenhang insbesondere die Form des Schwermetall-Eintrags in ein Flußsystem und die darin herrschenden physiko-chemischen Bedingungen.
- Statistische Verfahren sind neben sequentiellen bzw. spezifischen Extraktionsverfahren (z. B. PICKERING 1981, KERSTEN et al. 1985 bzw. KLENKE et al. 1986) und neben Laboruntersuchungen mit Modellphasen (DAVIES-COLLEY et al. 1984) geeignete Methoden, um zu Aussagen zur Bindungs- oder Transportform von Schwermetallen in komplexen Systemen zu gelangen (vgl. SPICKERMANN & STORK 1986). Sie erlauben darüber hinaus zu den Wechselbeziehungen, die nicht oder nur unzureichend unter Laborbedingungen nachzuahmen oder bisher nicht apparatetechnisch faßbar sind, Vorstellungsmodelle zu entwickeln.

Danksagung: Bei der Durchführung der Geländearbeiten wurde ich dankenswerter Weise von Frau U. KÜHL unterstützt. Herrn Prof. Dr. K. POLL und Herrn Dipl.-Geol. W. SCHLEINER danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts.

Schriftenverzeichnis

BUNDESMINISTER DES INNEREN (1982): Klärschlammverordnung – AbfKlärV – vom 25. 6. 1982. – Bundesgesetzblatt, **1982/1:** 734–739.

DAVIES-COLLEY, R. J., NELSON, P. O. & WILLIAMSON, K. J. (1984): Copper and Cadmium Uptake by Estuarine Sedimentary Phases. – Environ. Sci. Technol., **18,**7: 491–499.

DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (DFG) (1982): Schadstoffe im Wasser – Band 1 – Metalle. (Hrsg.: REICHERT, J. & DE HAAR, U. unter Mitarb. von DIETZ, F., FÖRSTNER, U., LOCHTMANN, J. & WINKLER, H. A.). – 446 S.

DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHES (DVGW) (1975): Eignung von Oberflächengewässern als Rohstoff für die Trinkwasserversorgung. – Arbeitsblatt, W 151.

FÖRSTNER, U., CALMANO, W. & SCHOER, J. (1985): Verteilung von Schwermetallen zwischen Lösung und Feststoffen – aktuelle Fragen der Gewässergüte-Praxis an die Sedimentforschung. – Vom Wasser, **64:** 1–16.

GAUDETTE, H. E., FLIGHT, W., TOWER, L. & FOLGER, D. (1974): An Inexpensive Titration Method for the Determination of Organic Carbon in Recent Sediments. – J. Sed. Petrol., **44,**1: 249–253.

IRMER, U., KNAUTH, H.-D. & WEILER, K. (1985): Einfluß der Schwebstoffbildung auf Bindung und Verteilung ökotoxischer Schwermetalle in der Tideelbe. – Vom Wasser, **65:** 37–61.

KERSTEN, M., FÖRSTNER, U., CALMANO, W., & AHLF, W. (1985): Freisetzung von Metallen bei der Oxidation von Schlämmen – umweltchemische Aspekte der Baggergutdeponierung. – Vom Wasser, **65:** 21–35.

©Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e.V.

KLENKE, TH., OSKIERSKI, W., POLL, K. G. & REICHEL, B. (1986): Sedimente, Humin- und Fulvosäuren – Indikatoren zur Schwermetallbelastung von Flußsystemen, aufgezeigt am Beispiel der mittleren Lippe/Nordrhein-Westfalen.– gwf-wasser/abwasser, **127** (12): 650–657.

LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (LAWA) (1986): Sedimentuntersuchungen in Fließgewässern (1978–1983). – LWA Schriftenreihe, **41:** 1–48.

MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in Sedimenten des Rheins – Veränderungen seit 1979. – Umschau, **79:** 779–783.

NEUMANN, H. (1976): Hydrochemische Untersuchungen an der oberen und mittleren Hase (1966–1969). – Osnabrücker naturwiss. Mitt., **4:** 27–64.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1985): Daten zur Wassergüte der oberirdischen Binnengewässer des Landes Niedersachsen. – Jahresbericht 1984 – Physikalische, chemische und biochemische Untersuchungsbefunde, 410 S.

PICKERING, W. F. (1981): Selective chemical extraction of soil components and bound metal species. – CRC Critical Rev. Anal. Chem., **12:** 233–236.

SAS INSTITUTE INC. (1982): SAS user's guide: basics. – 923 S.; Carry/NC.

SPICKERMANN, W. & STORK, G. (1986): Untersuchungen an Lahnsedimenten – 2. Chemometrische Auswertung. – Fresenius Z. Anal. Chem., **323,**1: 38–43.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen

Jahr/Year: 1987

Band/Volume: 13

Autor(en)/Author(s): Klenke Thomas

Artikel/Article: Cadmium, Kupfer und Blei im Wasser und in den Sedimenten der Hase im Bereich der Stadt Osnabrück - Ein Situationsbild 249-266