Decheniana (Bonn) 143, 400–413 (1990)

Beeinflussung der Makrobenthoszoozönose eines Silikat-Bergbaches (Buchheller) durch Schwermetallbelastung

Marliese Müller und Manfred Wussow

Mit 5 Tabellen und 3 Abbildungen

(Eingegangen am 3. 7. 1989)

Kurzfassung

Für einen oligosaproben Silikat-Bergbach wurde die Höhe der Wasserkontamination durch die Schwermetalle Blei, Cadmium und Zink ermittelt, die aus einem Bergehaldengelände in den Bach eingetragen werden. Die Auswirkungen der Schwermetallbelastung auf die Makrozoobenthos-Zönose wurde untersucht, insbesondere in Hinblick auf die Empfindlichkeit von Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera). Es ergaben sich zahlreiche Ansatzpunkte für die Präzisierung und Erweiterung der Ergebnisse durch Folgeuntersuchungen.

Abstract

Investigations on the middle section of a silicate mountain river determined the level of water pollution by heavy metals lead, cadmium and zinc being due to mining dumps. The influence of heavy metal stress on the benthic macroinvertebrate community structure is explored, especially the problem of sensitivity of mayflies (Ephemeroptera), stoneflies (Plecoptera) and caddisflies (Trichoptera). Numerous starting points are obtained to specify and enlarge the results by further researches.

1. Einleitung

Während Untersuchungen zur Auswirkung von gelösten Schwermetallen auf Fische und aquatische Florenelemente bereits in größerer Zahl vorliegen, ist der Kenntnisstand hinsichtlich der Beeinflussung des Makrozoobenthos der Fließgewässer bislang wenig fortgeschritten. Zwar zählt eine Reihe dieser Organismen (wie auch Vertreter der Makro- und Mikroflora) zu wichtigen Indikatoren, aber nur über den apparativ wie arbeitstechnisch aufwendigen Weg der Bestimmung der Schwermetallakkumulation. Direkte Indikationskriterien in Form charakteristischer Biozönoseveränderungen unter dem speziellen Einfluß von Schwermetallkontamination stehen dagegen erst seit relativ kurzer Zeit intensiver zur Diskussion, wie die Arbeiten von Sprague et al. (1965), Södergren (1976), Winner et al. (1980), Zanella (1982), Burrows & Whitton (1983), Besser & Rabeni (1987) und Roline (1988) zeigen. Zwar existieren auch wesentlich ältere Veröffentlichungen zu dieser Thematik, z. B. Carpenter (1924), Davies (1938), Laurie & Jones (1938) und Jones (1940/43), hier sind aber verschiedentlich die Resultate nur eingeschränkt interpretierbar, weil wesentliche Aspekte bei den Untersuchungen vernachlässigt wurden. Zusätzlich wirkt die bekannte Regionalspezifität von Fließgewässersystemen in Hinblick auf Artenspektren und für die Metallöslichkeit valente chemische Parameter bei dem Versuch einer Generalisierung der Ergebnisse erschwerend.

Ein Gebiet, das für den Typ des Silikat-Bergbaches umfangreiche Untersuchungsmöglichkeiten zur umrissenen Problematik bietet, ist das Siegerland, eines der historischen Zentren des Erzbergbaues und zugleich eine der besonders fließgewässerreichen Gegenden Westdeutschlands. Hier weisen eine Reihe von Bächen geogene Belastungen auf, die durch den Einfluß von Bergehalden z. T. noch drastisch erhöht werden, eine Problematik, die in allen Erzbergwerksregionen akut ist. Gleichzeitig kommt es bei der ausgeprägten industriellen Infrastruktur des Siegerlandes auch durch Direkteinleitungen und Deponiesickerwässer zu zahlreichen weiteren, punktuellen Belastungsquellen durch verschiedene Schwermetalle. Mit einem der vermutlich eklatantesten Fälle, der Buchheller, wurde ein langfristig geplantes Untersuchungsvorhaben zu Schwermetalleinwirkungen auf die Makroinvertebraten von Silikat-Bergbächen eröffnet, da sich hier Möglichkeiten zu besonders differenzierten, modellhaften Ausgangsstudien abzeichneten: Die Belastung durch wenige Schwer-

metalle ist deutlich bis hoch und von den Haupteintragsquellen her exakt zu lokalisieren, außerdem stellt sie bei ansonsten hoher Gewässergüte den einzigen negativ einwirkenden Parameter für die Bachbiozönose im Untersuchungsbereich dar.

2. Untersuchungsgebiet und spezielle Problematik

Die Buchheller entspringt nahe der Südgrenze des Kreises Siegen-Wittgenstein auf rheinland-pfälzischem Gebiet in 615 m Höhe über NN am Stegskopf (Hoher Westerwald) und mündet 330 m über NN bei der Siegerländer Ortschaft Burbach/Wahlbach in die Heller. Der 8,7 km lange, noch weitgehend naturnahe bzw. naturbelassene Bach gehört nach allen in BRAUKMANN (1984) angeführten Kriterien dem Typ des montanen Silikat-Bergbaches an. Die organische Belastung ist überwiegend gering (Gewässergütestufe I–II), so auch im eigentlichen Untersuchungsgebiet sowie jeweils noch mindestens 2 km weit bachauf- und -abwärts.

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich von Bach-km 4 bis 3,55 und umfaßt einen Abschnitt des Metarhithrals. Hier durchfließt der Bach ein Bergehaldengelände, das Relikt einer ehemals regen Bergbautätigkeit im mittleren Teil des Buchhellertales. Es enthält Abraummaterial der bedeutendsten Grube, der Peterszeche, in der vor allem Blei-, in geringerer Menge auch Zink-, Eisen- und Kupfererze gefördert wurden. Nach HUNDT et al. (1887) bestand beim Peterszechengang die Auffüllmasse aus Tonschiefer und Quarz, begleitet von nach damaligen Rentabilitätskriterien meist nicht abbauwürdigen Zinkblendepartien. Nach der Schließung der Grube im Jahre 1907 wurde noch bis 1919 Material flotationstechnisch aufgearbeitet; die Sedimente der Absetzteiche weisen Mächtigkeiten bis über Meterstärke auf. Eine Analyse des Erzgehaltes der von grobsteinig über grobkörnig bis zu schlammiger/feintoniger Konsistenz reichenden Haldematerialien erfolgte 1986 durch KRUMM. Danach sind diese Halden hinsichtlich ihres Gehaltes an Blei (Pb), Cadmium (Cd), Zink (Zn) und Kupfer (Cu) den Kategorien schwermetallbelastet, stark oder extrem schwermetallbelastet zuzuordnen.

Wie aus Abbildung 1 ersichtlich ist, nehmen die Halden linksseitig des Baches auf eine Länge von etwa 300 m eine Breite von 40 bis 60 m ein, rechtsseitig erstreckt sich der Haldenbereich über ca. 450 m Länge bei Breiten zwischen 10 und 60 m. Die Materialaufschüt-

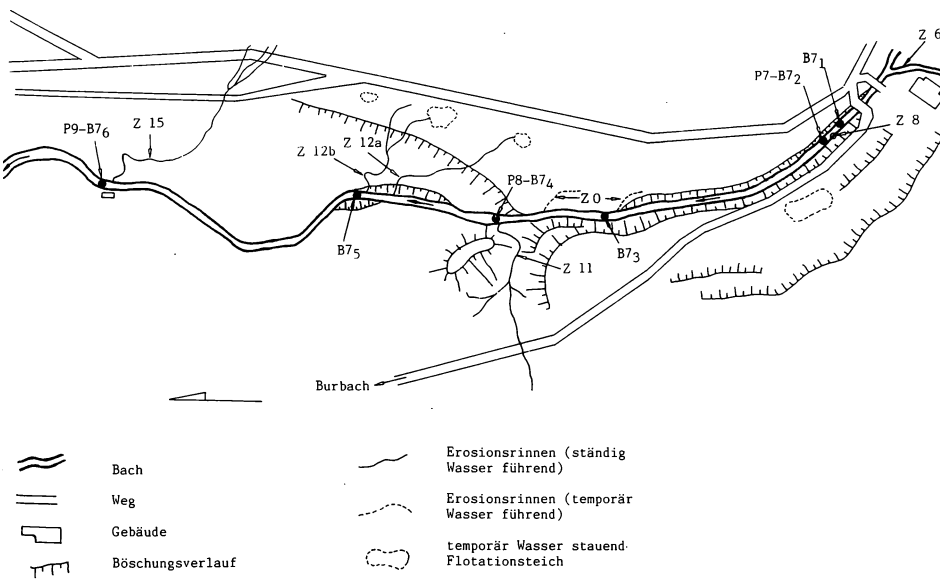


Abbildung 1. Übersicht über das Untersuchungsgebiet im Haldenbereich.

tung erreicht eine Mächtigkeit bis ca. 20 m. Gegenüber dem Bach existiert größtenteils keine Absicherung. Vielmehr tritt über die gesamte Strecke Sickerwasser aus den Halden in den Bach ein, und es wird an mehreren Stellen (Z8, Z9 und Z10) Wasser durch gefaßte Öffnungen aus dem Haldenbereich eingeleitet. Der Bach selbst, der Wildbachcharakter aufweist und sich durch große Schwankungen in der (permanenten) Wasserführung auszeichnet, bewirkt starke Erosionen, die direkt oder über Nachrutschen des Materials zu hohem zusätzlichem Sedimenteintrag führen.

Als kritischster Faktor ist der Oberflächeneintrag über die Halden anzusehen. Auf dem ganzen Aufschüttungsgelände fehlt bis auf wenige Gruppen oder Einzelexemplare von Waldbirke (*Betula pendula*) und Rotfichte (*Picea excelsa*), teils mit Gramineen unterstanden, und bis auf schmale Partien am Bachufer mit krautigem Bewuchs jegliche Vegetation (s. hierzu KRUMM, 1986). In die ungeschützte Oberfläche haben Regen- und Schmelzwasser, z. T. auch kleine Zuflüsse von außerhalb der Halden, bis ca. 3 m tiefe Rinnen eingegraben, über die gelöste Schwermetalle und schwermetallhaltige Sedimente in den Bach gelangen (Z11, Z12er-Gruppe, Z15). Dieser Eintrag wird noch durch anthropogene Einwirkungen verstärkt, die in hohem Maße eine Zerklüftung der Halden sowie eine Zerkleinerung und Lockerung des Materials bewirken: Das hügelige Haldengelände ist ein beliebter, weder genehmigter noch kontrollierbarer Übungsplatz für Motocross- und Geländewagenfahrer, von Privatpersonen wird Material entnommen, und sogar Militäreinheiten führen hier vereinzelt Übungen durch.

Damit ist die Fragestellung für die Eingangsuntersuchung umrissen: Bei einer dreimonatigen Voruntersuchung im Haldenbereich von September bis Dezember 1986 wurde der Eintrag einer relevanten Schwermetallmenge, speziell für Pb, Cd und Zn, und ein deutlicher Einfluß auf die Biozönose konstatiert. Als Grundlage für detailliertere Untersuchungen waren somit zunächst die Größenordnung der Bachkontaminierung, evt. periodische Amplitudenschwankungen und die Haupteintragsquellen zu ermitteln und zwischen diesen Ergebnissen sowie der Gesamtartenzahl, Artendiversität und Abundanz des Makrozoobenthos Zusammenhänge zu erstellen.

Als weitere Vorarbeit erfolgten im Frühjahr 1987 chemische und biologische Beprobungen beim Bach von der Quelle bis zur Mündung sowie chemische bei allen Zuflüssen. Hiermit wurde neben der Ermittlung der Gewässergütestufe und der chemischen Charakteristika zur Typeinordnung der Buchheller vor allem eine Kontrolle auf mögliche weitere Eintragsquellen bezweckt. Demnach besteht ab dem Quellbereich eine geringe Schwermetallbelastung. Es wurde als irrelevant für die gewählte Zielsetzung nicht versucht, hierfür geogene Herkunft und – im weiteren Bachverlauf – einen evt. Einfluß zweier im oberen Talbereich gelegener ehemaliger Gruben und deren bachferner Halden getrennt auszuweisen (mögliche Methodik s. WINKLER, 1978). Vielmehr werden diese Schwermetallkonzentrationen in der bei P6 (s. 3.1.) nachzuweisenden Höhe summarisch als Background gewertet. Von den Zuflüssen außerhalb des Haldenbereiches konnten bis auf einen (Z6b) alle als nicht maßgeblich im Sinne von biologisch relevanten Belastungsträgern aus der weiteren Beprobung ausgeschlossen werden, wenn auch noch mehrmals im Jahreszyklus Kontrollen erfolgten. Dasselbe gilt für die Haldenzuflüsse Z9, 10, 13 und 14, deren Schwermetallfracht nicht so hoch ist, daß sie im vorliegenden Rahmen berücksichtigt werden müßte. Aus dem geschilderten Vorgehen erklärt sich die nicht bei 1 beginnende Numerierung der Probestellen in dieser Publikation: Die Probestellenbezeichnungen von Quelle bis Mündung des Baches wurden beibehalten, um bei Folgeveröffentlichungen, die den gesamten Bachlauf einbeziehen, Bezugsschwierigkeiten zu vermeiden.

3. Methodik

3.1. Chemische Analysen

Um die durchschnittlichen Belastungswerte des Bachwassers mit gelösten Schwermetallen zu ermitteln, wurden vom 18. 5. 1987 bis zum 6. 5. 1988 alle 14 Tage Proben gezogen. Die Anzahl der Meßereignisse ist für die in Abbildung 1 eingezeichneten bzw. im folgenden Text beschriebenen P- und Z-Stellen unterschiedlich, weil nicht alle Stellen regelmäßig beprobt

werden konnten: P6 und P9 waren stets zugänglich; hier beträgt die Anzahl der Meßereignisse 32. Bei den übrigen Stellen reduzierten sich die Probennahmen auf 27 bis 18, weil während Trockenperioden einige Z-Stellen, vor allem Z11, nicht kontinuierlich Wasser führten bzw. weil manche Stellen unter winterlichen Verhältnissen nicht oder nur extrem schwer zu erreichen waren. Der Buchstabe P kennzeichnet Probestellen in der Buchheller selbst, Z solche in Zuflüssen. Die genauen Ortsfestlegungen basieren auf den Ergebnissen der dreimonatigen Voruntersuchung.

Die gut 100 m bachaufwärts des Haldenbeginns bei Bach-km 4,12 gelegene P6 stellt die Bezugs- und Kontrollstation dar. P7, P8 und P9 (Bach-km 3,95, 3,8 und 3,6) befinden sich im Durchmischungsbereich unterläufig der Einmündung von als Belastungsträgern ermittelten Zuflüssen. Letzteren selbst wurden die Proben stets kurz vor ihrer Einmündung in die Buchheller entnommen. Die Stellen P10, 12 und 14 (Bach-km 3,4, 2,4 und 1,5) dienten als Kontrolle für die Kontaminierungshöhe im weiteren Verlauf des Baches und deren biozönotische Folgen.

Zusätzlich zur 14-Tages-Serie wurden zur Zeit der Schneeschmelze vom 11. 3. bis 28. 3. 1988 eng gestaffelte Probenahmen bis dreimal täglich durchgeführt, um gegebenenfalls Hinweise auf besondere Stoßbelastungen während dieser Periode zu erhalten.

Probenahmen, Aufbereitung und Analysen erfolgten nach den DEV-Vorschriften bzw. Laborvergleichsverfahren. Die Proben wurden überwiegend nach der Dithizon-Methode (Cd und Pb) bzw. Zincon-Methode (Zn) mit Materialien der Fa. HACH COMPANY photometrisch aufgearbeitet. Zum geringeren Teil wurden die Messungen – speziell während der Schneeschmelze – mittels Flammen-AAS vorgenommen.

Die Messung des pH-Wertes erfolgte elektronisch mit einer Einstab-Meßkette.

3.2. Biologische Erfassungen

Die Bestände an Makroinvertebraten wurden in den üblichen Techniken (Handabsuche, Abspülen, Sieben von Bodenproben) nach der Zeitmethode ermittelt, indem jeweils 30 min lang ein Querprofilbereich abgesucht wurde. Davon dienten 20 min zur Erfassung der Steinfauna, 10 min für die der Sedimentbewohner. Diese zeitliche Aufteilung entspricht der Habitatgliederung der Bachsohle, der ausgeprägte Bestände an Makrophyten fehlen. Insgesamt 8mal wurden auf diese Weise die großflächigeren B-Stellen (B = biologische Beprobungsstelle) B6 (Bach-km 4,12, bei P6), $B7_3$, $B7_6$ (Bach-km 3,6, bei P9), B8 (Bach-km 2,4, bei P12) und B9 (Bach-km 1,5, bei P14) vergleichend analysiert: Am 25. 5., 14. 7. und 3. 9. 1987 sowie am 12. 2., 12. 4., 20. 6., 2. 8. und 20. 10. 1988. An 5 der genannten Termine erfolgte zusätzlich eine besonders differenzierte Aufgliederung der Sammelstellen im Haldenbereich: Am 3. 9. 1987 sowie an den Terminen 1988 außer dem 12. 2. wurden kleinräumige Auszählungen der Arten- und Individuenzahlen, gestaffelt nach den Einflußbereichen der Z-Stellen 6b bis 15 durchgeführt. Von den Z-Stellen wurde jeweils der Einlauffahnenbereich untersucht, gleichzeitig die dem Einlauf gegenüberliegende oder etwas oberläufige Partie des anderen Bachufers als noch nicht beeinflußter Bereich.

Mit Ausnahme der Dipteren (Bestimmung bis zur Familie) wurden die Organismen bis zum Genus oder zur Species bestimmt.

4. Ergebnisse

4.1. Schwermetallbelastung

In Tabelle 1 sind die wichtigsten Daten für die vier Hauptbezugsstellen im Bach zusammengefaßt, die zum einen die Einordnung des Gewässers in die Gütestufe I–II unter dem Gesichtspunkt der organischen Belastung belegen und zum anderen als Beurteilungsgrundlage für den Grad der Schwermetalleinwirkung von Bedeutung sind. Es handelt sich um Werte, die bei vier Untersuchungen (6. 4., 7. 9. und 6. 10. 1987, 22. 4. 1988) ermittelt wurden.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die im Jahresverlauf auftretende Belastungshöhe des Bachwassers durch die Schwermetalle Pb, Cd und Zn sowie die pH-Wert-Schwankungen. In

Tabelle 1. Chemische Bachparameter.

		P6	P9	P12	P14
O_2	mg/l	9,8–12,5	11,2–12,7	11,7–13,0	10,0–12,7
	%sat	104–121	103–126	102–124	108–109
pH		6,7–7,83	6,60–7,40	6,90–7,35	6,95–7,37
GH	°dH	3–5	3–7	3–5	2–5
KH	°dH	0,5–2,5	1,2–3,5	1,0–3,5	0,8–3,5
NO_3	mg/l	5–8	5–10	5–7,5	5–7,5
Leitf.	µS/cm	120–170	135–150	128–145	130–140
BSB_5	mg/l	1,4–4,0	1,4–3,3	1,7–3,4	2,3–4,0

Tabelle 2. P-Stellen: Mittelwerte ($\bar{x}$), Standardabweichungen (σ), Minimal- und Maximalkonzentrationen, sowie Perzentilwerte der ermittelten Schwermetallionenkonzentrationen (Meßreihe „Dauerbelastung"). Zusätzlich mitaufgeführt sind die pH-Werte. Blei- und Cadmiumionenkonzentrationen sind in µg/l, Zinkionenkonzentrationen in mg/l angegeben.

D A U E R B E L A S T U N G

Station	Parameter	$\bar{x}$	σ	min	max	Perzentilwerte 50	75	95
P 6	pH	6,99	0,46	6,30	7,59	–	–	–
	Pb	14,09	7,62	n.n.	35	14	18	24
	Cd	1,70	1,60	n.n.	6	1	2,5	6
	Zn	0,04	0,02	n.n.	0,07	0,05	0,05	0,06
P 7	pH	6,89	0,50	5,20	7,50	–	–	–
	Pb	54,13	82,84	1	350	22	33	250
	Cd	1,61	1,41	n.n.	4	2	3	3
	Zn	0,31	0,68	0,07	3,30	0,12	0,14	0,95
P 8	pH	6,88	0,43	5,70	7,40	–	–	–
	Pb	105,61	186,42	8	770	32	66	590
	Cd	2,57	2,12	n.n.	9	2	4	6
	Zn	0,49	0,29	0,12	1,60	0,40	0,55	0,95
P 9	pH	6,90	0,39	5,80	7,55	–	–	–
	Pb	158,06	175,92	23	800	81	170	500
	Cd	4,11	4,40	n.n.	19	2,5	4	13
	Zn	1,04	0,57	0,41	3,20	0,92	1,14	1,40
P 10	pH	6,97	0,41	6,20	7,80	–	–	–
	Pb	111,44	150,96	17	760	68	108	294
	Cd	4,28	2,82	n.n.	10	3	5	10
	Zn	0,87	0,40	0,28	2,30	0,84	1,04	1,40
P 12	pH	6,94	0,37	6,20	7,60	–	–	–
	Pb	71,32	53,26	23	260	52	98	134
	Cd	3	1,51	n.n.	7	3	4	5
	Zn	0,85	0,29	0,43	1,40	0,84	1,05	1,30
P 14	pH	6,89	0,45	6,00	7,82	–	–	–
	Pb	61,10	62,44	17	284	37	60	164
	Cd	3,05	1,50	n.n.	6	3	3	6
	Zn	0,83	0,25	0,26	1,20	0,84	1,10	1,20

Bezug auf möglichen Einfluß auf die Biozönose der Buchheller sind folgende Punkte hervorzuheben:

- Aus den Werten geht hervor, daß über das Haldenmaterial ein deutlicher Eintrag an Schwermetallen in die Buchheller erfolgt. Gegenüber der Kontrollstation P6 steigert sich der Anteil aller drei Schwermetalle bis zum Haldenende bei P9 um ein Vielfaches und nimmt im weiteren Verlauf des Baches nur langsam ab, ohne den Ausgangswert auch nur annähernd wieder zu erreichen.
- Die Konzentrationen übertreffen außer bei P6 ständig (Zn) oder nahezu ständig und z. T. sehr weit die von Davies & Goettl (1976) mit 25 µg/l Pb, 1 µg/l Cd und 0,05 mg/l Zn angegebenen Sicherheitsgrenzen für wasserlebende Organismen. Hierbei ist zusätzlich zu berücksichtigen, daß sich die von diesen Autoren genannten Werte auf eine Härte von 100–200mg/l $CaCO_3$ beziehen. Dies entspricht 5,6 bis 11,2° dH. Im vorliegenden Fall handelt es sich jedoch um ein Gewässer mit überwiegend geringerer Härte, so daß hier die Grenze noch niedriger anzusetzen sein dürfte.
- Die Belastungshöhe schwankt stark und, wie eine Auswertung der Einzeldaten ergibt, aus denen Tabelle 2 zusammengestellt ist, unregelmäßig über das ganze Jahr verteilt und in sehr kurzen Intervallen. Dies gilt auch für Hochwasserperioden, also Zeiten größter Verdünnungseffekte. Offensichtlich ist dann die Eintragsrate an gelösten Schwermetallen (und schwermetallhaltigem Sediment) durch Oberflächen- und Sickerwässer so erhöht, daß insgesamt der Belastungspegel erhalten bleibt bzw. sich noch steigern kann. Ähnlich liegen die Verhältnisse bei der Schneeschmelze. Hier sind ebenfalls keine nennenswerten Unterschiede zum übrigen Jahreszyklus zu verzeichnen, außer daß es bei Pb zu Spitzenbelastungen bis 1.600 µg/l kam. Die Maximalwerte für Cd und Zn blieben etwas hinter denen des übrigen Jahres zurück, bei Zn auch die Mittelwerte, die für Cd

Tabelle 3. Z-Stellen: Mittelwerte ($\bar{x}$), Standardabweichungen (σ), Minimal- und Maximalkonzentrationen, sowie Perzentilwerte der ermittelten Schwermetallionenkonzentrationen (Meßreihe „Dauerbelastung"). Zusätzlich mitaufgeführt sind die pH-Werte. Blei und Cadmiumionenkonzentrationen sind in µg/l, Zinkionenkonzentrationen in mg/l angegeben.

D A U E R B E L A S T U N G

Station	Parameter	$\bar{x}$	σ	min	max	Perzentilwerte 50	75	95
Z 8	pH	6,43	0,41	5,30	7,27	–	–	–
	Pb	319,11	484,10	5	1600	76	210	1160
	Cd	31,64	61,46	2	236	4	8	125
	Zn	12,54	18,82	0,20	63,00	1,72	11,00	45,00
Z 11	pH	6,12	0,30	5,40	6,51	–	–	–
	Pb	2485,14	2541,20	12	8875	1350	2800	8200
	Cd	44,17	32,65	2	130	36	52	112
	Zn	20,13	19,37	1,40	85,00	14,40	21,00	68,00
Z 12a	pH	6,33	0,30	5,70	6,88	–	–	–
	Pb	1477,09	1858,54	44	8750	976	1350	4250
	Cd	51,11	40,17	3	156	40	70	110
	Zn	38,64	19,95	7,00	85,00	39,00	48,00	67,00
Z 12b	pH	6,33	0,30	5,70	6,88	–	–	–
	Pb	1104,67	1336,98	183	6000	655	1080	3300
	Cd	22,92	15,21	5	56	20	34	40
	Zn	15,22	11,41	3,60	48,00	11,00	19,00	42,50
Z 15	pH	6,56	0,38	5,87	7,25	–	–	–
	Pb	528,85	361,83	120	1575	380	755	1240
	Cd	9	6,03	3	28	6	10	24
	Zn	2,76	1,17	1,15	7,80	1,60	3,00	3,80

eine leichte Erhöhung zeigten. Allerdings ist darauf hinzuweisen, daß 1988 die Schneeperiode und damit auch die Schneeschmelze nur gering ausgeprägt war, so daß bei erneuten Messungen evtl. stärkere Auswirkungen zu verzeichnen sind. Ein entsprechendes Bild starker temporaler Schwankungen der Gewässerkontamination mit sprunghaft erhöhter Auslösung der Schwermetalle Zn, Cd und Pb nach Niederschlägen erhielten LENZ et al. (1986) für eine Bergbau-Altlast.

– Die Bedeutung einiger Z-Stellen für die Schwermetallkontamination der Buchheller geht aus Tabelle 3 hervor. Die Eintragsmenge an gelösten Schwermetallen (hinzu kommen noch beträchtliche Sedimenteinträge) liegt bereits im Mittelwert und 50-Perzentilwert sehr hoch. Es gelten dieselben Charakteristika wie für den Bach, nämlich kurz- bis kürzestfristige Variabilität des Schwermetallgehaltes. Während der Schneeschmelze kam es für Pb zu Spitzenwerten von 30.000 µg/l (Z11) und 27.750 µg/l (Z15), während die Größenmaßstäbe bei Cd und Zn gegenüber dem Jahresdurchschnitt wieder wenig verändert waren. Die extremsten Werte wurden an zwei Stellen gemessen, in denen sich nur während der Schneeschmelze Wasser sammelte. In diesen als Zo (Abb. 1) bezeichneten Rinnsalen traten Konzentrationen bis 49.250 µg/l Pb auf.

Nach den Ergebnissen der Meßreihen können die Zuflüsse über die Halden als ganz wesentliche und punktuell konzentrierte Belastungseinträger angesehen werden.

Zusammenfassend stellt sich die Ausgangssituation für die biologische Bewertung wie folgt dar:

Bei der Buchheller handelt es sich um einen Silikat-Bergbach, der im untersuchungsrelevanten Metarhithralabschnitt relativ reich strukturiert ist, wobei Geröll bis hin zu größeren Blöcken im Untergrund dominiert. Zwischengeschaltet sind kiesige bis sandige Partien. Größere Makrophytenbestände fehlen. Die organische Belastung ist gering, der Sauerstoffgehalt unterschreitet nicht die Sättigungsgrenze. Diesem positiven Bild steht ab der Bergehalden-Region eine lokal wie temporal sehr variable, im Durchschnitt hohe Schwermetallbelastung durch Pb, Cd und Zn gegenüber, die sich sowohl im Gehalt des Bachwassers an gelösten Schwermetallen als auch in den Schwermetallkonzentrationen des Sediments (KRUMM 1986, und eigene Messungen) äußert. Die Herabsetzung der Schwermetallkonzentration im Wasser erfolgt offensichtlich nur sehr langsam. Als wichtigste Faktoren dürften nach WACHS (1981) der grundsätzlich niedrige Carbonatgehalt sowie die während der überwiegenden Zeit des Jahres geringe Menge an Schwebstoffen und organischen Inhaltsstoffen für die niedrige Ausfällungsrate maßgebend sein.

Hinsichtlich der Auswirkungen der Schwermetallkontamination auf das Makrozoobenthos sei die Auffassung von WINNER et al. (1980) zitiert, die bereits einer niedrigen Dauerbelastung eine große Wirkung zuschreiben, vergleichbar kurzfristigen Perioden mit viel größerer Belastungsintensität. Im vorliegenden Fall sind beide Probleme gegeben, sowohl eine (keineswegs niedrige) Dauerbelastung oberhalb der Sicherheitsgrenze für wasserlebende Organismen als auch unregelmäßige, häufige Stoßbelastungen, die sicherlich für manche Art die Toleranzgrenze überschreiten dürften. Demnach sind deutliche Konsequenzen für die Bach-Zoozönose zu erwarten.

4.2. **Biozönosebeinflussung**

Im Untersuchungsbereich konnten 65 Makroinvertebratenarten nachgewiesen werden. Davon entfallen auf die Taxa Ephemeroptera 11 Arten, Plecoptera 13 Arten, Trichoptera 17 Arten, Diptera 12 Arten, Coleoptera 4 Arten, Oligochaeta 4 Arten, Amphipoda 1 Art, Gastropoda 1 Art, Bivalvia 1 Art und Turbellaria 1 Art. Alle Gruppierungen mit Ausnahme der drei erstgenannten Insektenordnungen sind im Folgenden unter dem Begriff „Sonstige" zusammengefaßt. Die Verteilung der vier Gruppen auf die einzelnen Probestellen ist aus Tabelle 4 und Abbildung 2 zu entnehmen.

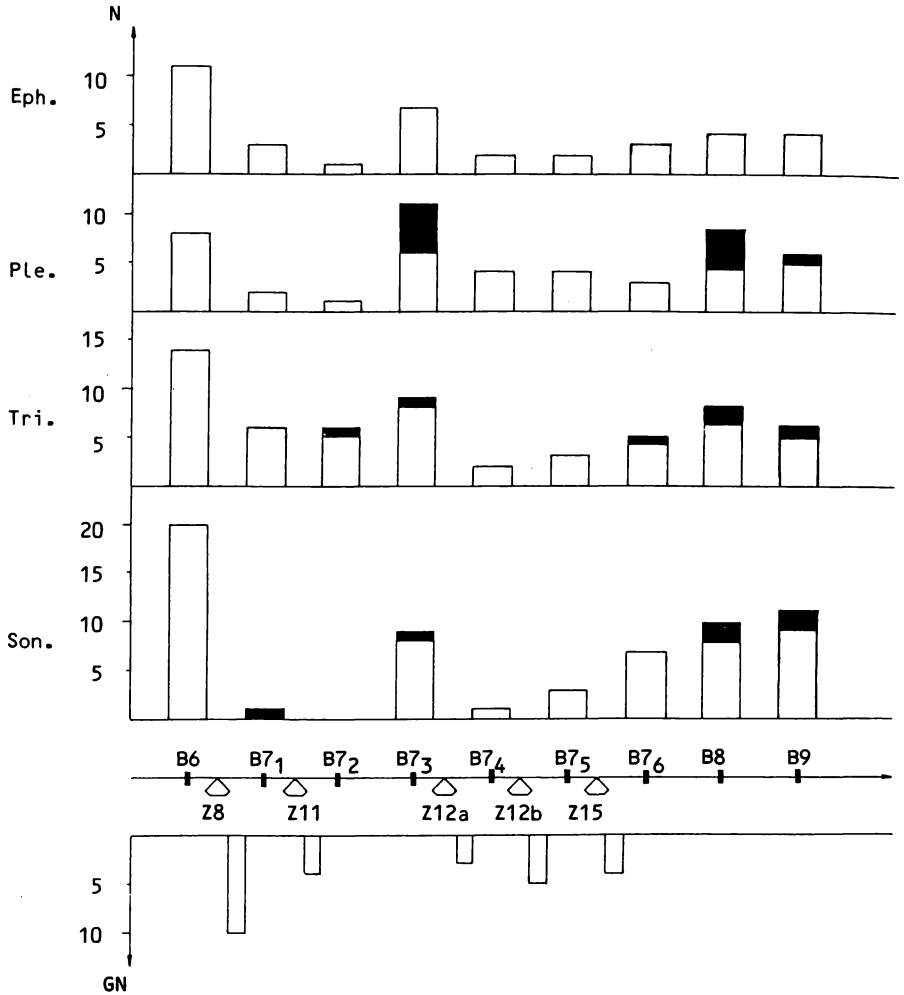
Die Entwicklung des Gesamtartenspektrums im Längsverlauf der Untersuchungsstrecke zeigt einen deutlichen Bezug zur durchschnittlichen Kontaminationshöhe des Wassers: Es kommt gegenüber der Kontrollstelle B6 zunächst bis zum Haldenende zu einer Reduktion der Artenzahl auf ca. 34% des Ausgangswertes, gefolgt von einer erneuten Steigerung in

Tabelle 4. Artenzahlen an den P-Stellen und in den Einflußfahnen der Z-Stellen.

Probestelle im Bach	Artenzahlen Eph.	Ple.	Tri.	Son.	Σ	Einlaufbereich Zufluß
B 6	11	8	14	20	53	
	1	5	2	2	10	Z 6b
$B\,7_1$	3	2	6	1(0+1)	12	
	1	–	2	1	4	Z 8
$B\,7_2$	1	1	6(5+1)	–	8	← Z 9+10
$B\,7_3$	7	11(6+5)	9(8+1)	9(8+1)	36	
	1	2	–	–	3	Z 11
$B\,7_4$	2	4	2	1	9	
	1	2	1	1	5	Z 12b
$B\,7_5$	2	4	3	3	12	
	1	2	1	–	4	Z 15
$B\,7_6$	3	3	5(4+1)	7	18	
B 8	4	8(4+4)	8(6+2)	10(8+2)	30	
B 9	4	6(5+1)	6(5+1)	11(9+2)	27	

den geringer belasteten unterläufigen Abschnitten bis auf etwa 50%. Bei genauerer Analyse der Artenrelationen im Haldenbereich ergibt sich ein wesentlich differenzierteres Bild, das deutlich macht, daß neben dem Schwermetallgehalt als Einwirkfaktor auch die Biotopstruktur als wesentliches Element einbezogen werden muß, um Fehlinterpretationen zu vermeiden: Der Abschnitt etwas oberläufig von $B7_1$ bis unterläufig $B7_2$ stellt die einzige Bachzone dar, die gegen das Haldenmaterial durch mauerartige Gesteinsaufschichtungen abgegrenzt ist. In zwei Bereichen sind außerdem die Ufer im Zuge von Bachüberbrückungen (s. Abb. 1) verbaut. Somit hat hier eine Reduktion der Biotopvielfalt stattgefunden, speziell für Sedimentbewohner und Besiedler strömungsberuhigter Bereiche, die sich auch ohne Schwermetalleinwirkung in Form verringerter Artenzahlen niederschlagen würde. Eine zweite biotopmäßig kritische Stelle ist der Bereich bachabwärts der Einmündungsstelle von Z11. Durch diese Erosionsrinne und aus ihrer Umgebung gelangt besonders viel Feinsediment in den Bach, das aufgrund seiner geringen Korngröße ein wenig stabiles Habitat darstellt. Von daher dürfte die der Schwermetallbelastung scheinbar gegenläufige Artenzahlentwicklung der Stellen $B7_1$, $B7_2$, $B7_4$ und $B7_5$ zu erklären sein. $B7_3$ ist wieder durch höhere Habitatdifferenzierung gekennzeichnet, außerdem findet hier noch einmal eine stärkere Verdünnung durch die meist recht große Wasserzufuhr der kaum belasteten Zuflüsse Z9 und Z10 statt.

Schwermetalleinwirkungen dürften bereits ab $B7_1$ zu verzeichnen sein, wobei sich mit zunehmender Kontaminationshöhe die Situation verschärft. Zum einen ist denkbar, daß sich im Sinne latenter Toxizitätswirkung für manche Arten die Toleranzgrenzen gegenüber valenten Biotopfaktoren erniedrigen. Bei anderen Arten ist anzunehmen, daß für sie bereits die Toxizitätsgrenze hinsichtlich akuter Schwermetalleinwirkung überschritten ist. Dies gilt insbesondere für Angehörige der Steinfauna wie z. B. *Ancylus fluviatilis*, für die eine Habitatminderung nicht ersichtlich ist. Nach Jones (1940/43) wirkt eine Zn-Konzentration von 1 mg/l $ZnSO_4$ = 0,66 mg/l gelöstes Zink in 16 Stunden tödlich auf *Ancylus*. Bei den häufigen Stoßbelastungen in der Buchheller kommt es des öfteren schon bei $B7_1$ zu wesentlich



Eph. = Ephemeroptera
Ple. = Plecoptera
Tri. = Trichoptera
Son. = Sonstiges

N = Artenzahlen der jeweiligen Ordnungen oder sonstigen Taxa
GN = Gesamtartenzahl, ohne Aufgliederung nach Ordnungen oder sonstigen Taxa

Abbildung 2. Artenzahlen an den P-Stellen und in den Einflußfahnen der Z-Stellen.

höheren Zn-Werten, wobei mögliche additive oder kumulative Wirkungen der beiden anderen Schwermetalle und Dauereinwirkungen noch nicht berücksichtigt sind. Exakte Daten für sonstige in Frage kommende Arten und die hier vorliegenden Schwermetalle waren in der Literatur nicht zu ermitteln, so auch nicht mit Hilfe der umfangreichen Zusammenstellung von MANCE (1987), wo sich unübersehbar die Bevorzugung von Fischen als Untersuchungsobjekte zeigt.

In Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Autorinnen und Autoren steht die Tatsache der grundsätzlichen Artenreduktion bei zunehmender Schwermetallkontamination (CARPENTER 1924, LAURIE & JONES 1938, JONES 1940/43, KING & BALL 1964, SPRAGUE et al. 1965, WINNER et al. 1980, DUCHROW 1983, ROLINE 1988). Ganz besonders evident ist

sie im vorliegenden Fall in den Einlauffahnen der kontaminierten Zuflüsse. Wegen der geringen Gesamtartenzahl wurde hier darauf verzichtet, in Abbildung 2 die vier Gruppierungen getrennt auszuweisen. Die Zuflüsse selbst sind unbesiedelt. Nach Auffassung von WINNER et al. (1980) bestimmt hoher, kontinuierlicher chemischer Streß maßgeblich die Artenzusammensetzung und dominiert über räumliche und zeitliche Unterschiede anderer valenter Faktoren. Je geringer der Streß wird, desto mehr beeinflussen Unterschiede in der Substratzusammensetzung und saisonale Faktorenschwankungen die Gesellschaftsausprägung. Diese für Chironomidenspektren getroffene Hypothese ist auf die vorliegenden Ergebnisse ohne weiteres übertragbar.

Hinsichtlich der Auswirkungen auf die Artendiversität sollen nur die drei als Einzelgruppen aufgeführten Insektenordnungen betrachtet werden. Zugrundegelegt werden für die Diskussion die Ergebnisse der Hauptstationen B6, $B7_3$, $B7_6$, B8 und B9, damit die Schwermetallbelastung als zentraler Bezugspunkt weitestgehend ohne zusätzliche Habitateinflüsse gewährleistet ist.

Absolute Artenzahl. Am stärksten betroffen sind die Ephemeroptera, die von SPRAGUE et al. (1965) als sehr empfindlich gegenüber Cu-Zn-Belastung sowie von SÖDERGREN (1976) als das empfindlichste Invertebratentaxon gegenüber Co-Ni-Kontamination bezeichnet werden. WINNER et al. (1980) schreiben ihnen relative Empfindlichkeit gegenüber Cu, Cr und Zn zu. Die Plecoptera stellen das toleranteste Taxon dar. Vergleichbare Literaturaussagen konnten nicht ermittelt werden. ROLINE (1988) führt nur die Genera *Isoperla* und *Alloperla* als relativ tolerant an (Cd, Cu, Fe, Pb, Mn und Zn). Bei den Untersuchungen von WINNER et al. (1980) waren Plecopteren nur so gering vertreten, daß die Autoren keine Auswertung unter Belastungsaspekten durchführen konnten. Die Trichoptera rangieren in Hinblick auf die Artendiversität zwischen den beiden anderen Ordnungen. Nach WINNER et al. (1980) ertragen sie auf jeden Fall mäßige Kontamination gut, während HART & FULLER (1974, zitiert in ROLINE 1988) zumindest das Genus *Rhyacophila* als nicht tolerant gegenüber toxischen Belastungen einstufen.

Artenzahlvariabilität. Neben dem Verschwinden von Arten im Laufe der Kontaminationsstrecke ist zugleich das Neuauftauchen anderer Arten zu beobachten. Die zahlenmäßigen Relationen gehen aus Tabelle 4 (x+y, x = bereits bei B6 vorhandene Arten, y = neu auftretende Arten) bzw. der Abbildung 2 (neu auftretende Arten = schwarz) hervor. Danach treten bei den Ephemeroptera im gesamten Verlauf der Untersuchungsstrecke gegenüber dem Arteninventar von B6 keine neuen Arten auf, bei den Plecoptera 5 und bei den Trichoptera 3. Für 2 der Trichoptera-Arten kann die Haldenregion bzw. B8 nicht als gesichertes Habitat gelten, da es sich nur um Einzelfunde handelt. Es ist eher zu vermuten, daß die betreffenden Exemplare per organismischer Drift aus der B6-Region bzw. einem kleinen Nebenbach eingeschwemmt worden sind. Die dritte Art, *Plectrocnemia conspersa*, ist dagegen ab $B7_3$ an allen Stellen mit neuen Arten relativ gut vertreten. Auch die 5 Plecopteren-Arten von $B7_3$, die bei B8 und B9 erneut nachweisbar sind, bilden Populationen.

Infolge der geringen Variabilität erübrigen sich Berechnungen und Graphen zu den Unterschieden von Station zu Station, wie sie in differenzierteren Fällen z. B. über den

Tabelle 5. Diversitätsindices nach WILHM & DORRIS.

Probestelle	Eph.	Ple.	Tri.	Σ
B 6	2,040	0,891	1,306	4,237
B 7_3	1,335	1,014	1,068	3,417
B 7_6	0,789	0,970	0,962	2,721
B 8	1,010	1,335	0,839	3,184
B 9	0,786	1,495	0,750	3,031

SÖRENSEN-Index möglich sind. Statt dessen ist in Tabelle 5 und Abbildung 3 der Diversitätsindex ($\bar{H}$) nach WILHM & DORRIS (1968), erläutert in BESCH (1985), für die Hauptstationen dargestellt. Die Individuenzahlen wurden bei der Berechnung jeweils für die einzelnen Genera zusamengefaßt. In der Summe der Werte spiegelt sich die Belastung in der beschriebenen Weise wider, obwohl die gesamte Gruppe der „Sonstigen" nicht mit berücksichtigt ist. Hierdurch würden sich noch wesentlich deutlichere Unterschiede der Summenwerte ergeben. Für die Ephemeroptera zeigt sich auch bei Einbeziehung der Individuenzahlen die stärkste Beeinflussung. Während bei B6 6 Arten so hohe Abundanzen erreichen, daß sie sowohl innerhalb ihrer Ordnung als auch absolut als dominant gelten können, ist an den übrigen Probestellen nur noch eine Art in vergleichbarer Anzahl vertreten, *Baetis rhodani*. Letztere besiedelt auch als einzige Ephemeridenart die Einlauffahnen der Zuflüsse. Diese Feststellung deckt sich mit der Aussage von ROLINE (1988), wonach *Baetis* völlig tolerant gegenüber Schwermetallbelastung ist. Bei den Plecoptera ist die umgekehrte Tendenz zu verzeichnen: Die an jeder Station vertretenen Gattungen *Leuctra* und *Brachyptera* nehmen bachabwärts zu und bilden im kontaminierten Bereich zusammen mit *Baetis* die dominanten Genera. Arbeitshypothese zur Erklärung dieses Sachverhaltes ist neben einer relativ hohen Schwermetallverträglichkeit die Herabsetzung des Konkurrenzdruckes als abundanzbestimmender Größe durch die Ausschaltung sonst konkurrenzüberlegener, aber schwermetallempfindlicherer Arten. Bei den Trichoptera bleibt nur das Genus *Rhyacophila* in ähnlicher Abundanz vertreten, wobei sich allerdings die Artenzahl von 4 bei B6 auf 3 bei $B7_3$, 1 bei $B7_6$ und 2 bei B8 und B9 reduziert. Dies steht zur der zuvor zitierten Aussage von HART & FULLER (1974, enthalten in ROLINE 1988) in Widerspruch. Die eigenen Ergebnisse stützen eher die Aussage von BENKE & WALLACE (1980), zitiert in ROLINE (1988), wonach die Abundanz von *Rhyacophila* vom Nahrungsangebot abhängt.

Abundanzveränderungen einzelner Arten oder Verdrängung der einen Spezies durch eine andere unter Schwermetalleinfluß sind mehrfach belegt. So ersetzte der Annelide *Limnodrilus hoffmeisteri* nach PAGEL & WADE (1976) die Art *Peloscolex ferox*, während sich nach ZANELLA (1982) die Häufigkeiten der Trichoptera *Hydropsyche* spec. und *Brachycentrus americanus* verschoben.

Drei weitere Feststellungen seien noch kurz erwähnt. Bei einigen Arten fällt im Haldenbereich eine subletale Schädigung auf, die in Form verringerter Körpergröße augenfällig wird. Besonders gilt dies für *Rhithrogena semicolorata,* die in $B7_3$ als einzigem kontaminierten Bereich vorkommt, aber in auffällig kleinen Exemplaren (verglichen wurden schlüpfreife Nymphen). Entsprechende Beobachtungen schildern WENTSEL et al. (1977) für Chironomiden. Aufgrund zu geringen Materials noch nicht statistisch abzusichern ist der Eindruck, daß die Makroinvertebraten im Haldenbereich häufiger Parasitenbefall zeigen als die im oberläufigen Bereich. Und schließlich ist die Buchheller – von der Habitatsstruktur her ein typischer Forellenbach – ab dem Haldengelände völlig fischfrei. Hierfür kann alleine schon die Zn-Konzentration verantwortlich gemacht werden.

Trotz mancher Übereinstimmungen in Einzelheiten mit den Angaben anderer Autoren vermitteln die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung ein Gesamtbild, das nicht besser als mit den Worten von WINNER et al. (1980, S. 648) zusammengefaßt werden kann: „There are relatively few studies which document the response of lotic communities to heavy-metal stress (. . .) and none of these has led to any generally acceptable criteria for evaluating the degree to which such systems have been biologically degraded." So schlagen vorgenannte Autoren ein System vor, das vor allem auf der Chironomidendiversität aufbaut: Danach sollen schwer belastete Habitate durch die Dominanz von Chironomiden gekennzeichnet sein, mäßig belastete durch die gemeinsame Dominanz von Chironomiden und Trichopteren und unbelastete bis gering belastete durch die Dominanz von Trichopteren und Ephemeropteren. ROLINE (1988) schließt sich diesen Kriterien an. KING & BALL (1964) empfehlen die Relation zwischen den sehr resistenten Tubificiden zu den Insekten als Belastungsindex. Beide Versionen sind jedoch für die eigenen Untersuchungen nicht verwendbar, da die geringe Nährstoffkonzentration und die hohe Fließgeschwindigkeit der Buchheller größere Vorkommen der genannten Taxa ausschließen. Auch die Abundanzrelationen zwischen den drei näher behandelten Insektenordnungen können großen

Varianzen unterliegen. So beschreibt nur ROLINE (1988) Verteilungen, die den von uns vorgefundenen Verhältnissen vergleichbar sind.

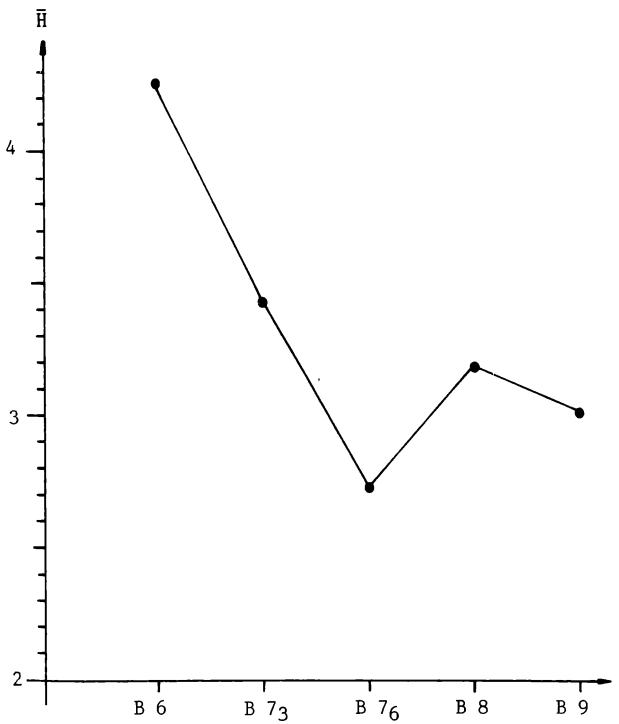
Die sich hieraus abzeichnende Konsequenz für das weitere Vorgehen kann daher nur lauten, daß zunächst einmal eine Fülle von Daten auf synökologischem wie autökologischem Sektor ermittelt werden muß. Sie umfassen die Zoozönosespektren der Makroinvertebraten in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp (topografisch, geogen-chemisch, Habitatstrukturen, Gewässergüte, sonstige Belastungen neben Schwermetallen) und ihre Abwandlungen unter Schwermetalleinfluß ebenso wie gezielte Ergebnisse zur Toleranz verschiedenster Arten in allen Altersstadien und zu Biotopansprüchen, die die Toxizitätsüberprüfung beeinflussen könnten. Es erscheint illusorisch, den Anspruch erheben zu wollen, bei einer Vielzahl von Saprobiensystemen unterschiedlichster Prägung ein einheitliches System abstrahieren zu können.

Die vorliegenden Ergebnisse jedenfalls sollen durch weitere, längerfristige Untersuchungen, auch an vergleichbaren Bächen, und durch ergänzende Laborexperimente präzisiert werden.

5. Zusammenfassung

Für den Silikat-Bergbach Buchheller (Siegerland) wurde eine lokal wie temporal unregelmäßig schwankende Kontamination durch die Schwermetalle Pb, Cd und Zn nachgewiesen. Sie liegt z. T. weit über den für Makroinvertebraten relevanten Sicherheitsgrenzen. Sie nimmt ihren Ursprung aus einem Bergehaldengelände. Als Haupteintragsquellen wurden in Erosionsrinnen über die Halden verlaufende Zuflüsse ermittelt, in denen sich neben Wässern aus einem Quellhorizont oberhalb des Haldengeländes oberflächlich abfließende Regen- und Schmelzwässer sammeln.

Die Artenzahl der Makroinvertebraten verlief antiparallel zur durchschnittlichen Belastungshöhe: Bis zum Haldenende erfolgte gegenüber der Kontrollstelle eine Artenabnahme



Abbdildung 3. Diversitätsindex nach WILHM & DORRIS.

auf 34% des Ausgangswertes, auf den nächsten 2 km eine langsame Wiederzunahme auf ca. 50%.

Im Vergleich der drei Ordnungen untereinander konnten die Ephemeroptera als empfindlichste Gruppe eingestuft werden, gefolgt von den Trichoptera, während die Mehrzahl der Plecoptera relativ tolerant erscheint. Eine Darstellung mit Hilfe des Artendiversitätsindex nach WILHM & DORRIS verdeutlicht die schädigenden Auswirkungen der Schwermetallbelastung, speziell auch in Hinblick auf die Abundanzen.

Als weitere Gründe für die definitive Biozönosezusammensetzung werden Habitatausbildung, Konkurrenzdruck und chemische Parameter, vor allem der Grad der organischen Belastung diskutiert.

Es werden Punkte aufgezeigt, an denen weitere Untersuchungen notwendig sind, ein Programm, das in Einzelaspekten bereits in Angriff genommen worden ist.

Danksagung

Wir danken Frau M. SAUER für die Durchführung der chemischen Analysen, Herrn A. BORLINGHAUS für die Mithilfe bei der Materialaufsammlung und Probenahme sowie Herrn SCHMIEDS für die Überlassung der vom StAWA Hagen ermittelten chemischen und biologischen Daten zu Vergleichszwecken.

Literatur

BESCH, W. K. (1985): Biologische Qualitätsklassifizierung von Fließgewässern. – In: Limnologie für die Praxis: Grundlagen des Gewässerschutzes. 2. Aufl. – Limburg (Limb. Vereinsdruckerei).

BESSER, J. M. & RABENI, CH. F. (1978): Bioavailability and toxicity of metals leached from lead-mine tailings to aquatic invertebrates. – Env. Tox. and Chem. **6**, 879–890.

BRAUKMANN, U. (1984): Biologischer Beitrag zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. – Inaugural-Dissertation an der Justus-Liebig-Universität Gießen.

BURROWS, I. G. & WHITTON, B. A. (1983): Heavy metals in water sediments and invertebrates from a metal contaminated river free of organic pollution. – Hydrobiologia **106** (3), 263–274.

CARPENTER, K. E. (1924): A study of the fauna of rivers polluted by lead mining in the Abersystwysth district of Cardiganshire. – Ann. appl. Biol. II, 1–23.

DAVIES, T. G. (1938): The toxicity of dilute solutions of zinc sulphate to invertebrate aquatic animals. – Honours Thesis: University College of Wales, Aberystwyth.

DAVIES, P. H. & GOETTL, J. P. jr. (1976): Aquatic life – Water quality recommendations for heavy metal and other inorganic toxicants in fresh water. – Denver (Colorado Division of Wildlife).

DUCHROW, R. M. (1983): Effects of lead tailings on benthos and water quality of three Ozark streams. – Trans. Mo. Acad. Sci. **17**, 5–17.

HUNDT, TH., GERLACH, G., ROTH, F. & SCHMIDT, W. (1887): Beschreibung der Bergreviere Siegen I, Siegen II, Burbach und Müsen. Nachdruck 1988, 280 S., Kreuztal (die wielandschmiede).

JONES, J. R. E. (1940/43): A study of the zinc-polluted river Ystwyth in North Cardiganshire, Wales. – App. Biol. **27**, 368–378.

KING, D. L. & BALL, R. C. (1964): A quantitative biological measure of stream pollution. – J. Water Pollut. Control Fed. **36**, 650–653.

KRUMM, R. (1986): Bergehalden und Flotationsflächen der Grube „Peterszeche". Untersuchungen und Überlegungen zur Sanierung. – Diplomarbeit FH Osnabrück.

LAURIE, R. D. & JONES, J. R. E. (1938): The faunistic recovery of a leadpolluted river in North Cardiganshire, Wales. – J. Anim. Ecol. **7**, 272–289.

LENZ, W., KAISER, G. & ZIRFAS, J. (1986): Auswirkungen einer Altlast des Bergbaus: Schwermetalle im Abwasser. – Umwelt **5**, 351–355.

MANCE, G. (1987): Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. 347 S. – London und New York (Elsevier).

PAGEL, C. & WADE, C. (1976): Benthic changes in a bay receiving annual copper sulfate applications in Lake Champlain. – In WINNER et al.

ROLINE, R. A. (1988): The effects of heavy metals pollution of the upper Arkansas River on the distribution of aquatic macroinvertebrates. – Hydrobiologia **160**, 3–8.

SÖDERGREN, S. (1976): Ecological effects of heavy metal discharge in a salmon river. – Inst. Freshwater Res. Drottingholm **55**, 91–131.

SPRAGUE, J. B., ELSON, P. F. & SAUNDERS, R. L. (1965): Sublethal copperzinc pollution in a salmon river – A field and laboratory study. – Air Water Polut. **9**, 531–543.

WACHS, B. (1981): Schwermetalle in Wasser-Organismen. – Sicherheit in Chemie und Umwelt **1**, 113–115.

WENTSEL, R., MCINTOSH, A. & ATCHISON G. (1977): Sublethal effects of heavy metal contaminated sediment on midgelarvae (*Chironomus tentans*). – Hydrobiologia **56** (2), 153–156.
WINKLER, H. A. (1978): Beurteilung der Schwermetallbelastung von Gewässern. – Hydrochem., hydrogeol. Mitt. **3**, 203–222.
WINNER, R. W., BOESEL, M. W. & FARELL, M. P. (1980): Insect community structure as an Index of heavy-metal pollution in lotic ecosystems. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. **37**, 647–655.
ZANELLA, E. F. (1982): Shifts in caddisfly species composition in Sacramento river invertebrate communities in the presence of heavy metal contamination. – Bull. Environm. Contam. Toxicol. **29**, 306–312.

Anschrift der Verfasser: Prof. Dr. Marliese Müller, Universität – Gesamthochschule – Siegen, Adolf-Reichwein-Straße 2, 5900 Siegen.
Manfred Wussow, Kirchplatz 8, 5928 Bad Laasphe.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Decheniana

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: 143

Autor(en)/Author(s): Müller Marliese, Wussow Manfred

Artikel/Article: Beeinflussung der Makrobenthoszoozönose eines Silikat-Bergbaches (Buchheller) durch Schwermetallbelastung 400-413