

Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Fischfauna

Rudolf Hoffmann

1. Einleitung

Während in Skandinavien und Nordamerika bereits seit langem über den Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna diskutiert wird, begannen Untersuchungen dazu erstmals 1984 im Rahmen des Projekts „Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge“. Allerdings klagten schon lange vorher Fischereiberechtigte über einen Rückgang der Fischbestände, der jedoch in den 60er Jahren als Folge von Huminsäureausschwemmungen während der Schneeschmelze und damit als direkte Folge eines falschen monokulturellen Nadelholzanbaus interpretiert wurde (THIEM, 1967). Der weitere stete Anstieg verödeter Fließgewässer in industriell unbelasteten Gegenden führte dann zu einem Umdenken, wodurch im Areal Nordostbayern fundierte Untersuchungen ermöglicht wurden. Diese gliedern sich in Feldstudien zum Vorkommen von Fischen und zu deren Zustand sowie in chemische, biochemische und experimentelle Untersuchungen, um die Ursachen des Geschehens näher zu erläutern.

Tabelle 1

Bayerischer Wald: Herbstabfischung

Gewässer	pH-Wert	Fische
Hochfallbach	5,1	keine Fische
Hochfallbach (weiter unten nach Bachzufl.)	5,8	keine Fische
Hochfallbach*	6,4	Rf++; Bf++
Kl. Deffernik (Regenhütte)	6,4	Bf+; BS+
Kl. Deffernik (Regenhütte)	6,8	Bf++; BS(+)
Kl. Deffernik (Regenhütte)*	6,8	Bf++; BS(+)
Osterbach	4,4	keine Fische
Osterbach	5,9	Bf+
Osterbach	7,0	Bf++; Rf(+)
Reschwasser	6,0	BS+
Reschwasser*	6,0	Bf++
Bramersbach u. Große Michel*	6,3	Bf+; Rf(+)
Arnbrucker Bach*	6,4	Bf+; Rf+; BS+
Waldwiesbach*	6,2	Bf++; Rf(+)
Tyrolerbach*	6,5	Bf++; Mühlkoppe+
Riedelsbach*	6,5	Bf++; Rf(+)
Schlögelscher Gegenbach*	6,5	Bf++

(+) = 1-2 Exemplare

+ = vereinzelt

++ = häufig

Rf = Regenbogenforelle

Bf = Bachforelle

BS = Bachsaibling

* Die mit einem Stern (*) versehenen Bäche bzw. Bachabschnitte sind bereits durch häusliche und landwirtschaftliche Abwässer belastet und wurden als Vergleichsbäche bzw. -abschnitte herangezogen.

2. Fischfauna in Nordostbayern

Das Untersuchungsgebiet deckt sich mit dem von der Arbeitsgruppe Hamm untersuchten Gebiet. Mittels Elektroabfischungen wurden hier diskontinuierlich zwischen Herbst 1984 und Sommer 1986 Bäche quellnah beginnend bis hin zu ersten Einleitungen aus Ortsbereichen untersucht. Die Ergebnisse sind in den Tabellen 1 bis 5 enthalten. Die chemischen Daten dieser Gewässer können der Arbeit von BAUER, LEHMANN und HAMM (1988) entnommen werden. Während im Herbst überwiegend Niedrigabflüsse vorlagen, war im Frühjahr die Wasserführung durch Schmelzwasser erhöht.

Tabelle 2

Bayerischer Wald: Frühjahrsabfischungen

Gewässer	pH-Wert	Fische
Höllbachschwelle	4,8	keine Fische
Höllbach (Ludwigsthal); ca. 600 m unterhalb	5,5	Bf++
Kleine Deffernik (Ludwigsthal)	5,5	keine Fische
Kleine Deffernik ca. 400 m unterhalb	5,8	Bf+++; BS(+); Mühlkoppe(+) BS+++; Bf(+)
Höllbach (Regenhütte)	5,5	BS+++; Bf(+)
Kleine Deffernik (Regen- hütte), ob. Quellreg.	5,0	keine Fische
Kleine Deffernik ca. 400 m unterhalb	5,2	BS+; Bf(+)
Kleine Deffernik*	6,2	Bf+++
Schachtenbach	6,0	BS+++; Bf+
Reschwasser unterhalb Klausen	4,0	keine Fische
Reschwasser	5,8	BS+
Reschwasser oberhalb Mauth	5,9	Bf++
Steinbach	6,4	Bf+

Tabelle 3

Oberpfälzer Wald

Gewässer	pH-Wert	Fische
Herbstabfischungen:		
Weißer Regen	5,4	Bf+; BS++
Bramersbach	6,4	BS(+); Bf++
Tirschenreuther Waldnaab Quellregion	6,2	Bf++
weiter unten i. Waldgebiet nach Bachzufl.	4,6	keine Fische
weiter unten im Wiesengrund	6,0	Bf+++; BS+; Rf+
Frühjahrsabfischung: Weißer Regen	5,2	Bf+

Tabelle 4**Fichtelgebirge: Herbstabfischungen**

Gewässer	pH-Wert	Fische
Lingenbach u. Schöffelbächlein	4,5	keine Fische
Zinngraben	4,5	keine Fische
Lehstenbach	4,8	keine Fische
alte Egerquelle	4,1	keine Fische
Eger	5,0	keine Fische
Eger (Wiesengrund)	6,3	Bf+
Eger*	6,5	Bf++; Mühlkoppe+
Krebsbach (Wiese)	6,3	Bf+
Weißer Main	4,4	keine Fische
Weißer Main (Nähe Bischofsgrün)	6,3	BS+
Röslau	5,0	keine Fische
Röslau*	6,3	Bf++
Birkenbach	4,2	keine Fische
Birkenbach	5,5	Bf+
Zellbach*	6,0	Bf++
Sandlohbach	6,3	Bf++; Hecht(+); Barsch(+)
Förmitzbach	6,3	Bf++
Förmitzbach*	6,5	Bf++; Barsche++; Aal(+); BS(+); Rotauge(+)
Steinbach		
Quellregion	5,3	keine Fische
bachabwärts n. Bachzufluß	6,0	Bf(+)
im Wiesengrund	6,5	Bf+
Goldbach	6,4	Bf+

Tabelle 5**Frankenwald**

Gewässer	pH-Wert	niedrigster gemessener Wert im Frühjahr	Fische
Herbstabfischungen:			
Ölschnitt	5,8	(5,0)	BS++
Grumbach	6,0	(4,1)	Bf(+)
Rosenbaumbach	6,5	(6,5)	Bf+; Elritze(+)
Nordhalbener Ködel	6,5	(6,1)	Bf+; Elritze(+)
Frühjahrsabfischung:			
Ölschnitt	5,2	—	BS+

Die niedrigsten pH-Werte wurden im Fichtelgebirge gemessen, wo zahlreiche Bäche pH-Werte von 4-5 und geringer aufwiesen. In diesen Gewässern wurden auch seit längerer Zeit keine Fische mehr beobachtet. In der nördlichen Oberpfalz waren die Verhältnisse ähnlich wie im Fichtelgebirge. Im Frankenwald wiesen die Bäche überwiegend noch pH-Werte über 5,5 auf. Im Bayerischen Wald lagen die pH-Werte ebenfalls sehr niedrig, jedoch meist noch über pH 4,5. Niedrige pH-Werte traten vor allem bei Gewässeroberläufen in Höhen über 800 m auf.

Die in den Tabellen angegebenen pH-Werte stellen den jeweils *aktuellen* pH-Wert dar, d. h. den Wert, der zum Abfischungszeitpunkt gemessen wurde. Es ist bekannt, daß sich dieser Wert bei derartigen schwach gepufferten weichen Gewässern innerhalb kürzester Zeit (Stunden) verändern (sog. pH-Schocks) und in kritische Bereiche absinken kann.

Die pH-Wert-Situation in den Gewässern spiegelt sich in der Fischverteilung wieder. Im allgemeinen steigt der pH-Wert bachabwärts an. Dies ist dann auch aus den Fangergebnissen zu erkennen. Viele untersuchte Bachoberläufe wiesen keinen Fischbestand mehr auf. Dem Bachverlauf folgend ändert sich dieser Zustand bei versauerungsgefährdeten Bachläufen nur geringfügig. Wenn schließlich diffuse Einleitungen, landwirtschaftlich bewirtschaftete Uferareale oder Verbindungen zu gekalkten Fischteichen auftreten und eine Pufferung des Gewässerabschnittes bewirken, erhöht sich neben der Anzahl der Fische auch die Artenvielfalt. Neben Bachsaibling und/oder Bachforelle treten Regenbogenforelle, Koppe und Elritze auf. Auch die Korpulenzfaktoren nehmen zu.

Während im Frühjahr die Fische weit bachabwärts sich konzentrierten und z. T. in offenen Drainagegräben gruppenweise sammelten, waren sie im Herbst regelmäßig weit bachaufwärts zu finden. Dabei handelte es sich häufig um Fische, die sich bereits auf Laichwanderung befanden. Diese stammten offensichtlich aus tiefer gelegenen Abschnitten mit hohem Nahrungsangebot, wie am guten Ernährungszustand abzulesen war. Hingegen waren Laichfische aus Gewässern, in denen keine Zuwanderungsmöglichkeit aus tiefer liegenden Abschnitten möglich war, regelmäßig kachektisch und zeigten niedere Konditionsfaktoren.

Auffällig war, daß die in von der Versauerung betroffenen Gewässerabschnitten gefangenen Fische stets kleinwüchsig mit einem extrem schlechten Gewichts-/Längenverhältnis (z. B. 25 cm lang, 140 g schwer), disproportioniert großem Kopf und kachektischem Körper waren. Im Aufbau waren neben größeren, laichfähigen Exemplaren nur wenige Setzlinge mit einem Durchschnittsgewicht von 6,5 g und einer Länge von 8 cm vertreten, während ein Mittelbau nahezu vollständig fehlte.

Betrachtet man die Artenzusammensetzung, so zeigte sich, daß bei einer insgesamt stark verminderten Population eine Verschiebung zugunsten von Bachforelle und Bachsaibling stattgefunden hatte, während Kleinfische wie Koppe und Elritze verschwunden waren.

Die weiteren Untersuchungen der Fische ergaben, daß es zu dramatischen Veränderungen an den Kiemen als Hauptkommunikationsstelle zwischen Fisch und Wasser in Abhängigkeit vom Versauerungsgeschehen (akut-chronisch) kommt, worüber im Referat von FISCHER-SCHERL detailliert berichtet wird. Demgegenüber treten Veränderungen in anderen Organen in den Hintergrund. Im hämopoetischen Teil der Niere wurde allerdings in pH-Abhängigkeit eine Vermehrung von Makrophagen nachgewiesen, die nach AGIUS und ROBERTS (1981) und WOLKE et al. (1985) als Antwort auf Umweltbelastungen zu interpretieren sind.

Die mikrobiologischen Untersuchungen ergaben keine Hinweise auf bakterielle oder virale, spezifische Infektionserreger als Ursache der schlechten Kondition bzw. der Organveränderungen.

Die Parasitenfauna der betroffenen Fische war deutlich reduziert. Hier fehlten regelmäßig die Arten, die Zwischenwirte, insbesondere Arthropoden benötigen. BAUER und FISCHER-

Tabelle 6

Erbrütung von frisch befruchteten Bachforelleneiern in der Kleinen Deffernik und im Hochfallbach.**Zeitraum: 19.2.-29.4.86** (Expositionsreihe 2); **21.4.-5.5.86** (Expositionsreihe 3).

(N = Eizahl pro Test; n = Anzahl der toten bzw. geschlüpften Eier; SS = Schneeschmelze; TG = Tagesgrade).

Datum	Erbrütg. TG Zeit (d)	KLEINE DEFFERNIK				HOCHFALLBACH						
		Mort.		Gesamt- mort.		Mort.		Gesamt- mort.				
		(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)			
(2)	1986											
	7.3.	16				32	24	6	24	6		
	17.3	26				57	18	5	42	11		
	23.3	32				69	12	3	54	14		
	SS vom 8.4.-11.4.86											
	11.4	51				126	296	74	350	88		
	21.4	61				146	6	1	356	89		
	SS vom 23.4.-14.5.86											
	29.4.	69				182	44	11	400	100		
(3)	1986											
	SS vom 23.4.-14.5.86											
	29.4.	8	33	382	96	382	96	36	354	89	354	86
	5.5.	14	69	18	4	400	100	71	40	10	394	99

SCHERL (1987) erklären dies mit der veränderten Benthos-Besiedlung, ein Befund, der auch von BUTZ und RYDLO (1987) an versauerten Fließgewässern in Österreich gestützt wird.

Der Zustand der Fischfauna läßt sich somit zusammenfassend als parallel zur pH-Abnahme rückläufig charakterisieren, wofür neben einem verminderten Nahrungsangebot auch Störungen im Fortpflanzungsgeschehen, wofür der fehlende Mittelbau spricht, beitragen.

3. Ursachen für den Rückgang der Fische

Um die Ursachen der Fortpflanzungsstörungen zu finden, wurde im Feld in zwei Gewässern (kleine Deffernik, Hochfallbach) sowie parallel dazu im Labor der Einfluß des pH auf die Embryonalentwicklung von Bach- und Regenbogenforellen untersucht. Nähere Details sind bei KÜGEL (1984) und KÜGEL et al. (im Druck) zu finden. Die Tabellen 6 und 7 geben die Ergebnisse des Freilandes wieder.

Zusammen mit Laborversuchen konnte ein Zusammenhang zwischen pH-Wert des Wassers und Erbrütungserfolg dokumentiert werden. Dabei zeigte sich, daß im Feld bei pH-Werten um 5,0 bereits mehr als die Hälfte der Eier absterben, während im Labor derartige Verluste erst bei pH 4,0-4,5 auftreten, was in Übereinstimmung mit Untersuchungen von MUNIZ und LEIVESTADT (1980 a) in Skandinavien ist. Sehr sensitive Phasen ergaben sich im ersten Sechstel, im ersten Viertel sowie gegen Ende des ersten Drittel der Entwicklung, also während der Phasen, die dem Stadium von Blastula, Gastrula bzw. dem Umwachsen des Dottersacks um das Blastoderm entsprechen. Weiterhin stellt die Schlupfperiode eine sehr kritische Zeit dar, da das Schlupfenzym Chorionase in seiner Wirkung ein pH-Optimum im alkalischen Bereich hat (HAGENMAIER 1974). Bei sauren Umgebungsmedien wird es

weitgehend inaktiv, wodurch die schlupffreie Larve nicht in der Lage ist, die Chorionhülle aufzulösen bzw. zu sprengen und im Ei eingeht. Dies ließ sich durch elektronen-mikroskopische Untersuchungen untermauern, die bei sauren pH-Werten weitgehend unangebaute Chorionen ergeben, während bei neutralem bis leicht alkalischem pH-Wert nur noch Reststrukturen des Chorions zu sehen sind.

Inwieweit die Ionen-Verschiebung im Wasser sich auf die Elektrolytzusammensetzung von Blutplasma von Fischen auswirken kann, wurde an Bachforellen und Bachsaiblingen aus versauerten und nicht versauerten Gewässern untersucht.

Während bei Fischen aus nicht versauerten weichen und harten Gewässern sich die Werte im Blutplasma nicht unterschieden, konnten bei den Fischen versauerter Bäche deutliche Abweichungen gefunden werden. So sind Natrium und Calcium in Übereinstimmung mit Literaturangaben (LEIVESTADT et al. 1976, FRASER & HARVEY, 1982; HOBE et al. 1984) deutlich vermindert, Phosphor folgt parallel dem Calcium. Hingegen ist Magnesium z. T. bis zu 215 % erhöht, was auch McKEOWN et al. (1985) bestätigte. Diese Erhöhung tritt insbesondere bei Fischen aus chronisch versauerten Gewässern auf, während akuter Säurestreß zu einer deutlichen Kaliumerhöhung führt. Diese tiefgreifenden Veränderungen finden auch ihren Ausdruck in morphologischen Befunden an den Regulatorzellen, den Chloridzellen der Kiemen (FISCHER-SCHERL & HOFFMANN, 1988).

Weitere Belastungen der Fische konnten in chemischen Untersuchungen der Organe auf ihre Gehalte an Metallionen festgestellt werden. Detailliert sind diese Werte bei FISCHER-SCHERL et al. 1988 wiedergegeben. Als Hauptanreicherungsorgane wurden Kiemen für Kadmium und Zink, Leber für Kupfer und Aluminium sowie

Niere für Kadmium festgestellt. Dabei spiegeln die Kiemen vorwiegend akute, kurz zurückliegende Geschehen wider, während Leber und Niere Indikatororgane für chronische Belastungen darstellen. Im Gegensatz zu diesen Organen speichert die Muskulatur nicht in nennenswertem Maße.

Die Untersuchungen an Fischen im nordostbayerischen Raum lassen somit ergänzend bzw. in Übereinstimmung mit der Literatur erkennen, daß die Gewässerversauerung zu tiefgreifenden Veränderungen der Fischfauna bis hin zu deren Verschwinden führt. Fischsterben werden durch akuten Säurestreß, der bei Schneeschmelze und nach starken Niederschlägen auftritt, hervorgeru-

fen und treffen vor allem die Fischbrut bzw. die sich entwickelnden Embryonen. Die morphologischen und chemischen Untersuchungen ergeben jedoch zusammen mit den limnologischen Befunden, daß auch in chronisch versauerten Gewässern eine Vielzahl von Faktoren auf Fische einwirken. Dies sind die Lösung toxischer Metalle aus dem Untergrund bzw. deren Einschwemmung mit Anreicherung in Fischkörpern, der Elektrolyt-, insbesondere Kalziummangel mit negativen Auswirkungen auf die Plasmaspiegel und die Fruchtbarkeit, aber auch die Zerstörung der Nahrungsgrundlage. Alle Faktoren sind zusammenschauend zu berücksichtigen, da sie sich gegenseitig beeinflussen und potenzieren.

Tabelle 7

Erbrütung von Augenpunkteiern (Bachforelle) mit 254 TG in der Kleinen Deffernik und im Hochfallbach. (Expositionsreihe 1). Zeitraum: 23.12.85-8.4.86.

(N = Eizahl pro Test; n = Anzahl der toten bzw. geschlüpften Eier; SS = Schneeschmelze; TG = Tagesgrade).

Datum Erbrütg. TG Zeit (d)	KLEINE DEFFERNIK						HOCHFALLBACH							
	Mort.		Gesamt- mort.		Schlüpf- erfolg		TG	Mort.		Gesamt- mort.		Schlüpf- erfolg		
	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)		(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)	(N=400) (n) (%)			
SS vom 16.12.-20.12.86														
1986														
14.1.	22	280 (26)	16	4	16	4	287 (33)	47	12	47	12			
7.2.	46	302 (48)	4	1	20	5	311 (57)	30	8	77	20			
19.2.	58	325 (71)	0	0			335 (81)	9	2	86	22			
7.3.	74	354 (100)	0	0			367 (113)	4	1	90	23	127	32	
13.3.	80	368 (114)	16	4	36	9	382 (128)	4	1	94	24	153	38	
19.3.	86	382 (128)	0	0			397 (143)	5	1	99	25	28	7	
22.3.	89	388 (134)	0	0			403 (149)							
8.4.	106	436 (182)	0	0			454 (200)							
SS vom 8.4.-11.4.86														
											Gesamt: 364 91		Gesamt: 308 77	

Literatur

AGIUS, C. und R. J. ROBERTS (1981):
Effects of starvation on the melanomacrophage centres of fish. – J. Fish. Biol. 19, 161-169.

BAUER, J. und Th. FISCHER-SCHERL (1987):
Biologische Untersuchungen zur Gewässerversauerung an nordostbayerischen Fließgewässern. – Fischer & Teichwirt 7, 216-222.

BUTZ, J. und M. RYDLO (1987):
Fischereibiologische Untersuchungen hinsichtlich Gewässerversauerung in einigen Mühlviertler Bächen; 2. Workshop über Fischethologie und Fischökologie vom 24.4.-26.4.1987 in Innsbruck.

FISCHER-SCHERL, Th. und R. W. HOFFMANN (1988):

Gill morphology of native brown trout *Salmo trutta m. fario* experiencing acute and chronic acidification of a brook in Bavaria, FRG. *Diseases of Aquatic Organisms* 4, 43-51.

FRASER, G. A. und H. H. HARVEY (1982):
Elemental composition of bone from white sucker (*C. c.*) in relation to lake acidification. – *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 39, 1289-1296.

HAGENMAIER, H. E. (1974 a):
The hatching process in fish embryos. IV. The enzymological properties of a highly purified enzyme (Chorionase) from the hatching fluid of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*, R.) – *Comp. Biochem. Physiol.* 49B, 313-324.

HOBE, H., LAURENT, P., McMAHON, B. R. (1984):

Whole body calcium flux rates in freshwater teleosts as a function of ambient calcium and pH levels; a comparison between the euryhaline trout (*Salmo gairdneri*) and stenohaline bullhead (*Ictalurus nebulosus*). – J. exp. Biol. 113, 237-252.

KÜGEL, B. (1984):

Einfluß von Schmelzwasser auf Eientwicklung und Schlußvorgang bei Regenbogenforellen, *Salmo gairdneri* R; Diplomarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg/Br., Fakultät für Biologie.

KÜGEL, B. (in press):

Effects of low pH on the chorion of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brown trout (*Salmo trutta* f. *fario* L.).

LEIVESTAD, H., HENDREY G., MUNIZ, I. P., SNEKVIK, E. (1976):

Effects of acid precipitation on freshwater organisms; in: *Impact of Acid Precipitation on Forest and Freshwater Ecosystems in Norway*. SNSF Res. Rep. 6, 86-111.

McKEOWN, A., GEEN, G. H., HATSON, T. A., POWELL, J. F., PARKER, D. B. (1985):

The effect of pH on plasma electrolytes, carbonic anhydrase and ATPase activities in Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*) and Largescale Suckers (*Catostomus macrocheilus*). – Comp. Biochem. Physiol. 80 A (4), 507-514.

MUNIZ, I. P., LEIVESTAD, H. (1980 a):

Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L.; in: DRABLOES, D., TOLLAN, A. (eds.). Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.; Sandefjord, Norway, SNSF project, Oslo-As, p. 320-321.

MUNIZ, I. P., LEIVESTAD, H. (1980b):

Acidification effects on freshwater fish; in: DRABLOES, D., TOLLAN, A. (eds) Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., Sandefjord, Norway, SNSF Project, Oslo-As, 84-92.

ROBERTS, K. S., CRYER, A., KAY, J., SOLBE, J. F. de L. G., WHARFE, J. F., SIMPSON, W. R. (1979): The effects of exposure to sublethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow an brown trout. – Comp. Biochem. Physiol. 62, 135-140.

THIEM, R. (1967):

Von den Fischen. – Der Siebenstern Jg. 1967, 92-97.

WOLKE, R. E., MURCHELANO, R. A., DICKSTEIN, C. D., GEORGE, C. J. (1985):

Preliminary evaluation of the use of macrophage aggregations (MA) as fish health monitors. – Bull. Environm. Contam. Toxicol. 35, 222-227.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Rudolf Hoffmann
Institut f. Zoologie u. Hydrobiologie
der Universität München
(Tierärztl. Fakultät)
Kaulbachstraße 37
8000 München 22

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [4_1990](#)

Autor(en)/Author(s): Hoffmann Rudolf

Artikel/Article: [Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Fischfauna 80-84](#)