

Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet Obere Waldnaab (Oberpfälzer Wald, Nord-Ostbayern)

Johannes Bauer, Peter Schmitt, Reinhold Lehmann und Theresia Fischer-Scherl

Inhaltsverzeichnis:	Seite
1. Einleitung	139
2. Naturräumliche Beschreibung	140
3. Hydrochemische Verhältnisse der Oberflächengewässer	143
3.1 Methodik	144
3.2 Ergebnisse und Diskussion	144
3.2.1 Hydrochemische Verhältnisse	144
3.2.2 pH-Wert-Situation und Konzentrationsänderungen in der Waldnaab	151
4. Benthosuntersuchungen	156
4.1 Methodik	156
4.1.1 Mikrobenthos	156
4.1.2 Makrozoobenthos	156
4.2 Ergebnisse	156
4.2.1 Mikrobenthos	156
4.2.2 Makrozoobenthos	156
4.2.3 Diskussion	159
5. Fischereibiologische Untersuchungen	162
5.1 Methodik	162
5.2 Ergebnisse und Diskussion	164
6. Zusammenfassung	167
Summary	168
7. Danksagung	168
8. Literaturverzeichnis	168

1. Einleitung

Während Gewässerversauerung in Skandinavien und Kanada ein seit Jahrzehnten bekanntes Umweltproblem darstellt (z. B. ODEN, 1968; OVEREIN et al., 1980; HARVEY et al., 1981), wurde erst seit wenigen Jahren auf breiterer Basis in der Bundesrepublik Deutschland publik, daß derartige Gewässerschädigungen auch in Mitteleuropa auftreten (UBA, 1984; STEINBERG/LENHART, 1985; LEHMANN et al., 1985). Ursache hierfür ist, daß auf Grund geogener und besiedlungsmäßiger Gegebenheiten in der Bundesrepublik Deutschland nur kleinere Gewässer in den siedlungsfernen, meist walddreichen Gebieten der basenarmen Mittelgebirge und Sandergebiete Norddeutschlands von dieser Problematik betroffen sind, in Skandinavien und Teilen Nordamerikas hingegen Gewässerversauerung großflächig auftritt und sehr viele stehende und fließende Gewässer erfaßt. Damit hat die Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland nicht die ökologische und wirtschaftliche Dimension, die ihr in Skandinavien und Nordamerika zukommt. Dennoch ergeben sich auch bei uns im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung bedeutsame Probleme, wobei neben den ökologischen Auswirkungen, wie Artenschwund bedrohter Organismen und den wirtschaftlichen Verlusten in der Fischerei und Teichwirtschaft, auch Schwierigkeiten für die Trinkwasserversorgung auftreten können. Am Beispiel der Oberen Waldnaab, einem kleinen Fließgewässer im Oberpfälzer Wald, wurden seit 1984 im Rahmen zweier vom Umweltbundesamt*

* F/E Forschungsvorhaben Nr. 10204334: pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition sowie ökologische Aspekte der Gewässerversauerung

und vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen** geförderten Forschungsvorhaben die Verhältnisse an einem typischen Mittelgebirgsbach der Bundesrepublik Deutschland hinsichtlich der Versauerung modellhaft erfaßt. Dazu wurden die hydrochemischen Veränderungen, die Mechanismen der Aufhebung durch die Landnutzung und die ökologischen Auswirkungen auf das Benthos und die Fischfauna untersucht. Die Untersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung umfaßten die geogenen Gegebenheiten, die Hydrochemie und Hydrobiologie einschließlich der Bestimmung der Fischmageninhalte. Die eigentlichen fischereibiologischen Untersuchungen übernahm das Institut für Zoologie und Hydrobiologie der Universität München.

Da hinsichtlich des Begriffs Gewässerversauerung immer noch Unklarheiten bestehen, soll an dieser Stelle die vom ad-hoc Arbeitskreis Gewässerversauerung ausgearbeitete Definition wiedergegeben werden: »Unter Versauerung sind die Veränderungen zu verstehen, die als Folge des Verlustes an Pufferkapazität im Einzugsgebiet auftreten. Sie führen im Ergebnis zu einer Zunahme der freien und gebundenen Säuren im Wasser. Mit einer Versauerung ist überall dort zu rechnen, wo geologische und pedologische Voraussetzungen eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber sauren Schadstoffen beinhalten, eine entsprechend hohe Immissionsbelastung vorliegt und einer Versauerung entgegenwirkende Prozesse quantitativ unbedeutend sind« (UMWELTBUNDESAMT, 1985).

Entsprechend dem Grad der Versauerung werden

** Forschungsvorhaben Nr. 6191-961-5517: Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna

in diesem Beitrag folgende pH-Bereiche unterschieden: nicht versauert: $\text{pH} > 6,0$; schwach versauert: $\text{pH} \leq 6,0 - 5,0$; kritisch versauert: $\text{pH} < 5,0 - 4,3$; stark versauert: $\text{pH} < 4,3$.

2. Naturräumliche Beschreibung

Das Modellgebiet Obere Waldnaab, das an der Grenze zur Tschechoslowakei liegt (Abbildung 1), ist nach MEYNEN et al. (1962) in zwei Naturräume, den Hinteren Oberpfälzer Wald – von der Grenze bis kurz vor Bärnau – und den Vorderen Oberpfälzer Wald zu gliedern.

Einer der Waldnaab-Quellbäche (Abbildung 2) entspringt auf bayerischem Gebiet, die anderen in der Tschechoslowakei. Bis kurz vor Bärnau fließt die Waldnaab in nördlicher Richtung, bevor sie eine scharfe Laufänderung nach Westen durchführt, um der Donau zuzufließen. Die Waldnaab überwindet von der Quelle bis zum Verlassen des Einzugsgebietes einen Höhenunterschied von 249 m (Tabelle 1) und entwässert zusammen mit dem ihr zufließenden Steinbach oberirdisch ein Gebiet von 19,24 km² (BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 1978).

Das Klima des Oberpfälzer Waldes trägt gewisse ozeanische Züge, wobei die jährliche Niederschlagsmenge – aufgrund der Regenschattenlage zur Fränkischen Alb und dem Anstieg des Reliefs – von Westen (600 mm) nach Osten (1000 mm) deutlich zunimmt. Das Klima des Untersuchungsgebietes zeichnet sich nicht nur durch niedrige Jahrestemperaturen (Jahresdurchschnitt 5,0–6,5°C) und hohe jährliche Niederschlagsmengen (850–1000 mm), sondern auch durch kühle Sommer (Juli-Mitteltemperaturen 14,0–15,5°C) und kalte Winter aus (Januar-Mitteltemperatur –4 bis –3°C) (MEYNEN et al., 1962; BAYER. LANDESST. F. GEWÄSSERK., 1971 a). Die Schwankungen zwischen der Niederschlagsverteilung im Sommer (480–600 mm) und Winter (350–450 mm) sind nicht besonders ausgeprägt (BAYER. LANDESST. F. GEWÄSSERK., 1971 b, c). Die Schneedecke hält sich oft bis Mitte März bei einer durchschnittlichen Dauer von 50–100 Tagen (MEYNEN et al., 1962). Vor allem im Winter tritt der »Böhmwind« auf, ein trockenkalter Fallwind aus dem Osten. Das Frühjahr – meist März – und der Herbst – meist November – sind die trockeneren Zeitabschnitte (DEUTSCHER WETTERDIENST, 1984), die noch in den 30er Jahren die Landwirte zur Wiesenbewässerung veranlaßten, was sich günstig auf die pH-Situation auswirkte (s. Kap. 3.3). Aus dem mittleren jährlichen Abfluß (395–600 mm) (KERN, 1973) und der Niederschlagshöhe des Einzugsgebietes läßt sich eine mittlere jährliche Verdunstung von 400–455 mm ableiten.

Geologisch ist der Oberpfälzer Wald, der durch Gneise und granitische Intrusionen geprägt wird, dem kristallinen ostbayerischen Grundgebirge zuzurechnen. Die verschiedenen Gesteine beeinflussen die Morphologie nicht sehr stark. Es läßt sich aber feststellen, daß der Gneis zu langgezogenen Rücken, der Granit mehr zur Kuppenform neigt. Bei den Gneisen handelt es sich um Cordierit-Sillimanit- und Biotit-Lagengneise, zum Teil im Wechsel mit Muscovit-Biotit-Plagioklas-Gneisen, die lagenweise Kalksilikate führen können (EMMERT et al., 1981). In der Abbildung 1 wurde nur zwischen Graniten und Gneisen unterschieden, da sich hinsichtlich

hydrochemischer Fragestellungen eine weitere Differenzierung, insbesondere bei Gneisen, als nicht notwendig erwies. In die Gneise, die den größten Teil des Einzugsgebietes einnehmen, drangen während der Sudetischen und Asturischen Phase der variskischen Gebirgsbildung zahlreiche Granite ein, wie z. B. der Bärnauer Granit.

Der mittel- bis grobkörnige, schwach porphyrische Granit (Abbildung 3) nimmt den größten Teil des bewaldeten Einzugsgebietes ein, aus dem einige wasserreiche Bäche (z. B. Stieber Bächl) der Waldnaab zufließen. Die Waldnaabquellen selbst liegen noch im Bereich des Muscovit-Biotit-Gneises, die des Lichtenberger Baches hingegen im Bereich des Biotit-Lagengneises, der ab der Waldgrenze in Richtung Naab nochmals auftritt.

Neben der Petrogenese war für die Formgebung dieses Gebietes das wechselfeuchte Klima des Alttertiärs mit seiner tiefgreifenden chemischen Verwitterung sowie das Pleistozän mit seinen eiszeitlichen Solifluktionerscheinungen (Erdfließen) entscheidend, durch die die tertiären Verwitterungsdecken größtenteils abgetragen wurden.

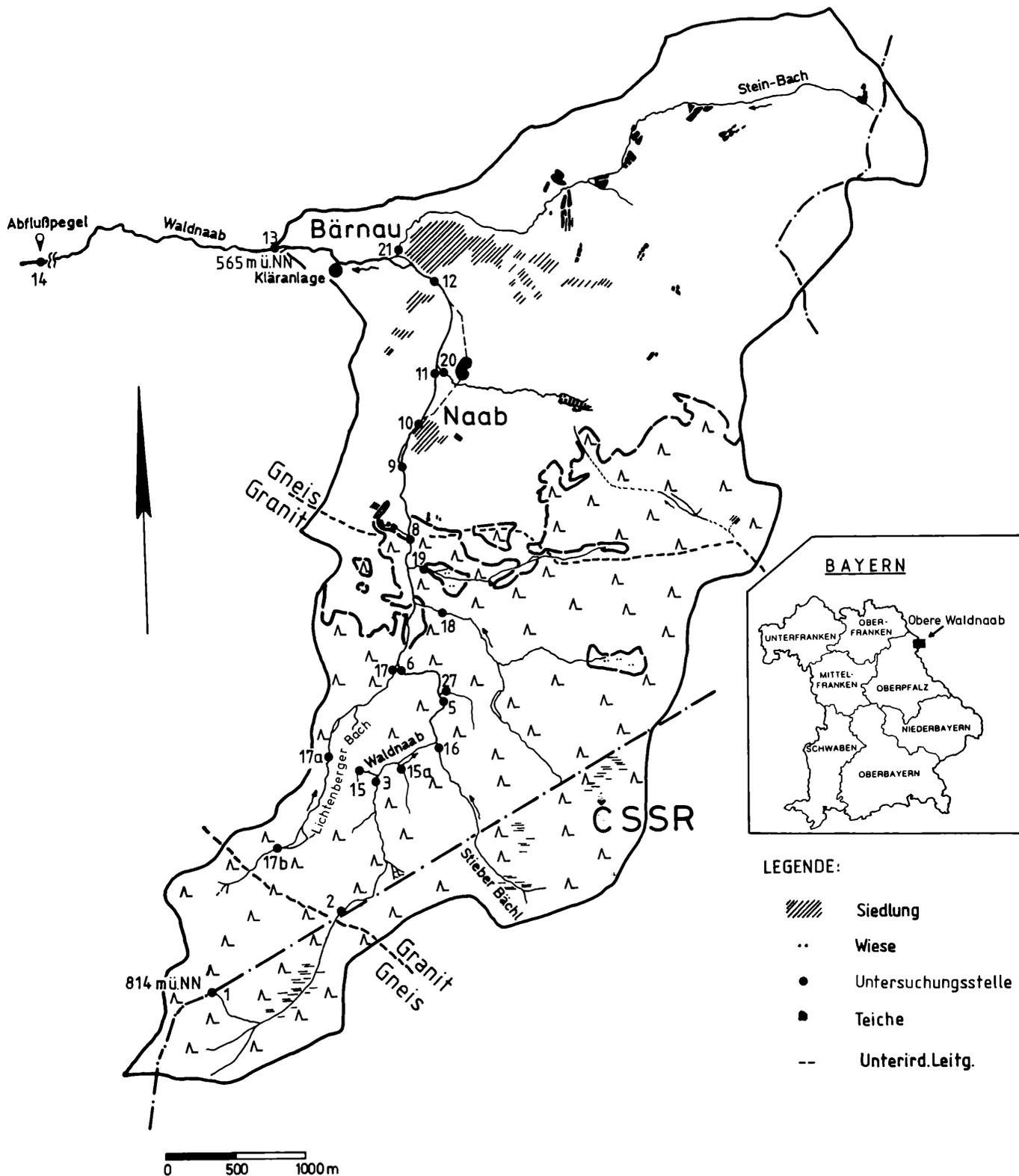
Aufgrund dieser Bedingungen einschließlich der jüngeren waldbaulichen Maßnahmen entwickelten sich auf dem Granit flach- bis mittelgründige podsolige Sandböden, die einen geringen Basen- und Nährstoffvorrat und damit geringe Pufferkapazität (VOGEL et al., 1955) aufweisen. Derartige Böden reagieren sehr sensibel gegenüber dem atmosphärischen Eintrag versauernd wirkender Substanzen. In den flachen, niederschlagsreichen granitischen Höhenlagen bildeten sich saure Moore, die Übergänge zwischen Moorwäldern und Hochmooren darstellen. Die feuchten Gneisgebiete in den gleichen Höhenlagen sind infolge anderer Bodenentwicklung weniger sauer (s. Kap. 3). Auf dem Gneis entwickelten sich mittel- und flachgründige Braunerden mit höherer Basensättigung und höherer Pufferkapazität, die podsolig oder gleyartig in Tal und Talmulden auftreten. Die Vernässungsursache der heute meist drainierten landwirtschaftlich genutzten Gebiete (Abbildungen 4, 5) sind u. a. in den in ca. 40–70 cm Tiefe auftretenden schwer wasserdurchlässigen Schichten oder in Schichtquellen in hängigem Gelände zu suchen, die zu hohen Grundwasserständen führen (BODENKULTURST. NORD-OSTBAYERN, 1968).

Aufgrund der stark schwankenden Schuttdeckmächtigkeiten, des Reliefs, der durchgeführten Bachbegradigungen (Abbildung 4) und Trockenlegungen (Drainagen) ist das Wasserrückhalte- und Speicherungsvermögen nicht bedeutend. Dies hat bei hohen Niederschlägen eine Versteilung der Hochwasserwelle sowie eine höhere Abflugeschwindigkeit zur Folge. Hieraus resultieren u. a. das häufigere Auftreten von größeren Hochwässern und das weite Hinaustragen von Wasser mit tiefen pH-Werten (Kap. 3) in die landwirtschaftlich genutzten Gebiete.

Die ursprüngliche Waldgesellschaft im Hinteren Oberpfälzer Wald war ein Bergmischwald mit beigemischter Höhenkiefer bis 750 m Höhe, in den tieferen Lagen breitete sich ein Buchentannenwald aus (MEYNEN et al., 1962). Die Buche wurde aus den Wäldern u. a. durch die Nutzung (17. bis 19. Jhd.) für die Glasherstellung zurückgedrängt und vorwiegend durch die Fichte ersetzt. So ergibt sich heute in etwa (Persönl. Mitt. von Herrn BONFORT – Forstamt Tirschenreuth) eine Bestockung von 80–

Abbildung 1

Modelleinzugsgebiet Obere-Waldnaab



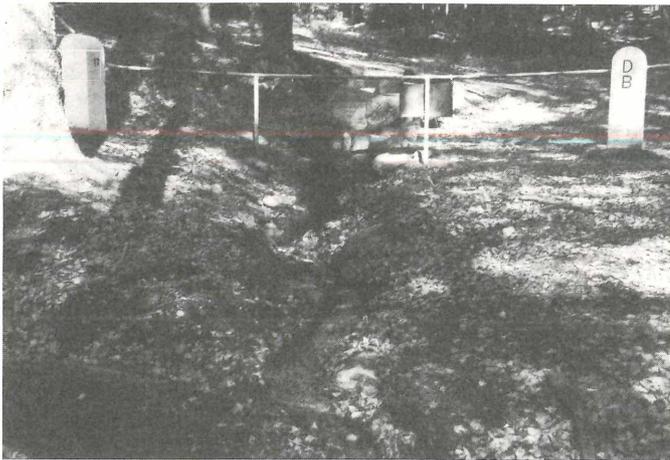


Abbildung 2

Einer der Waldnaabquellbäche, der an der Grenze Bundesrepublik Deutschland/CSSR im Gneisgebiet entspringt.



Abbildung 3

Der zeitweise stark versauerte Abschnitt der Waldnaab im Granit vor Ust. 8.



Abbildung 4

Der Übergangsbereich Wald/Wiese mit dem begradigten Lauf der Waldnaab.



Abbildung 5

Das Tal der Waldnaab in nördlicher Blickrichtung (Ust. 8-9) mit Grünland und Besiedlung (Ortschaft Naab)

85% Fichte, 15-18% Kiefer und Lärche sowie etwa 1 bis 2% Buche. Der hohe Anteil von Fichte führt bei den vor allem im Winter häufig auftretenden Nebeln zu verstärkten Auskämmeffekten und der Akkumulation von versauernd wirkenden Substanzen im Schnee, die im Frühjahr zusammen mit dem sauren Oberflächenabfluß zu tiefen pH-Werten in den Bächen führen (Abbildung 10 und 11).

Entsprechend den geogenen Bedingungen, dem Relief, der Vegetation und den klimatischen Verhältnissen ergeben sich die in der Tabelle 1 aufgeführten hydrologischen und physikalischen Kennwerte.

Die Landnutzung im Einzugsgebiet wird als verbesserte Dreifelderwirtschaft bzw. Sieben-Felderfruchtfolge betrieben, wobei der überwiegende Teil als Ackerland und Wiese genutzt wird (LANDWIRTSCHAFTSAMT TIRSCHENREUTH, 1968). Nach der Begradigung der Waldnaab und der Drainierung von Feuchtwiesen im Rahmen der Flurbereinigung wurde verstärkt Grünland umgebrochen, wodurch die Waldnaab und ihre Zuflüsse einer stärkeren diffusen Belastung ausgesetzt sind (Düngung, Drainagen, Abwassereinleitungen). Im Rahmen dieser Maßnahmen erhöhte sich auch die Anzahl von neuangelegten Fischweihern, die zum

Teil wegen des sauren Zuleitungswassers gekalkt werden müssen.

In der Ortschaft Naab (110 Einwohner) überwiegt die Landwirtschaft. Die Siedlung ist nicht der Kläranlage Bärnau angeschlossen. Die Stadt Bärnau selbst zählt ca. 2000 Einwohner und ist zum größten Teil an die Kläranlage - 4000 EGW - angeschlossen. Hier treten außer Abwässern aus Siedlung und Landwirtschaft auch Belastungen der Kläranlage durch 5 größere und etwa 15 mittlere bis kleine Betriebe der Knopfindustrie und einer Kleiderfabrik auf.

Die Einflüsse des Klimas, der geogenen Gegebenheiten wie auch die Art der Landnutzung manifestieren sich sehr deutlich in der Hydrochemie und Hydrobiologie des Modelleinzugsgebietes.

3. Hydrochemische Verhältnisse der Oberflächengewässer

Die Obere Waldnaab und ihre Zuflüsse gehören zu den »weichen« Wässern, die in dem aus überwiegend silikatischen Gesteinen aufgebauten ost- und nordostbayerischen Grundgebirge (s. Kap. 2) mit ihren geringen Gesamtlösungsinhalten unter

Tabelle 1

Erfasste hydrologische und physikalische Parameter des Einzugsgebietes Obere Waldnaab im Untersuchungszeitraum 1984-1986

Bachstr. bzw. Ust.	Höhe m ü. NN	Ent- fernung m	Ge- fälle ¹⁾ %	Fließgeschw. ²⁾ cm/sec.		Maximale Wassertemp. 1985 °C
				min	max	
1 - 2 2	814 - 727	1400	6,2		7,3 - 13,6	10,5
2 - 3 3	727 - 679	1170	4,1		5,2 - 10,9	
3 - 5 5	679 - 664	690	2,2			
5 - 8 8	664 - 615	1550	3,2		8,0 - 11,5	13,4
8 - 9 9	615 - 603	510	2,4		6,3 - 8,9	13,9
9 - 13 13	603 - 565	2680	1,4			
13 - 14 14	565 - 530	4200	0,8		10,5 - 13,4	17,4
1 - 13	814 - 565	8000	3,1			

Bachstr. = Bachstrecke; Ust. = Untersuchungsstelle

1) Höhe und Entfernung wurden den topogr. Karten 1:25.000 6140 und 6240 entnommen.

2) Aus methodischen Gründen wurden nur die Fließgeschwindigkeiten zu Niedrig- und Mittelwasserabfluß erfaßt.

100 mg/l und ihren niedrigen Pufferkapazitäten den hydrochemischen Normaltypus darstellen. Diese Gewässer, meist aus Waldgebieten kommend, wurden bis jetzt als noch weitgehend anthropogen unbeeinflusst gehalten und weisen, wie die Obere Waldnaab, die Gewässergüte I auf (OBERSTE BAUBEHÖRDE, 1985).

3.1 Methodik

Die Oberflächengewässer im Modelleinzugsgebiet wurden diskontinuierlich im Zeitraum Frühjahr 1984 – Sommer 1986 in jährlich mehreren Bereisungen bei unterschiedlichen Abflußbedingungen (Schneeschnmelze, Trockenwetterabfluß, usw.) beprobt. Die Wasserproben wurden auf die in Tabelle 2 angegebenen physikalisch-chemischen und chemischen Parameter untersucht. Besondere Bedeutung wurde der pH-Messung in situ zugemessen, die bei den pufferungsarmen Grundgebirgsgewässern nicht unproblematisch und sehr zeitraubend sein kann. Die bei Weichwässern oft nicht einfachen analytischen Untersuchungen wurden im chemischen Labor der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung in Wielenbach/Obb. durchgeführt.

3.2 Ergebnisse und Diskussion

3.2.1 Hydrochemische Verhältnisse

Die Obere Waldnaab und ihre Zuflüsse wiesen je nach Jahreszeit und angetroffenen Witterungs- bzw. Abflußbedingungen sehr unterschiedliche hydrochemische Verhältnisse auf. Insbesondere im Sommer und Herbst bei Niedrigwasserabfluß konnte sich der Wasserchemismus durch Starkregeneignisse schnell ändern. Diese Veränderungen betrafen vor allem den mittleren (Ust. 3–8) und den unteren (Ust. 8–13 bzw. 14) Bereich im Modelleinzugsgebiet, während sie im oberen bzw. quellnahen Abschnitt (Ust. 1–2; 17b) nur geringfügig waren. Der Wasserchemismus spiegelt dabei größtenteils die jeweiligen geogenen Gegebenheiten (Gneis/Granit:

s. Abbildung 1) und die Landnutzung (Wald, Land- und Teichwirtschaft, Besiedlung; Abbildung 2–5) wider. Ein Teil der Inhaltsstoffe, z. B. Sulfat und Cadmium, sind aufgrund ihrer hohen Konzentrationen auf den Eintrag aus der Luft zurückzuführen.

Die Zusammensetzung der Oberflächengewässer und die räumliche Verteilung der verschiedenen Wassertypen sind in Abbildung 6 und 7 anhand der Udluft'schen Kreise (UDLUFT, 1953) für die beiden Extrem-Abflußbedingungen, Schneeschnmelze (März 1986) und Trockenwetterabfluß (September 1985) dargestellt. Die Unterschiede zwischen den drei Wassertypen, nicht versauert, versauert und anthropogen verändert, werden in Abbildung 8 nochmals deutlich am Beispiel der wichtigsten Vertreter der einzelnen Gruppen aufgezeigt.

Die Wässer im quellnahen Bereich der Waldnaab und des Lichtenberger Baches kommen aus dem bewaldeten Gneisgebiet (s. Abbildung 1 und 2) und sind nicht versauert. Sie wiesen eine sehr geringe Mineralisation auf, die je nach Jahreszeit und Abflußbedingung zwischen 20 und 30 mg/l (\approx 0,6–0,7 mmol/l; Abbildung 8) schwankte. Entsprechend niedrig war die Leitfähigkeit mit 30–40 μ S/cm. Die pH-Werte lagen in der Waldnaabquelle zwischen pH 5,5 und pH 6,0 und wurden durch den Kohlenstoffdioxidgehalt des Quellwassers bestimmt, der ca. 12 mg/l betrug.

Auf der Kationenseite waren im Durchschnitt Natrium mit 2 mg/l, Magnesium mit 1,4 mg/l und Calcium mit 1,6 mg/l zu je etwa 30 Milliäquivalent-Prozent (\approx mÄquiv.-%) vertreten (Abbildung 8, Ust. 1 und 17a, Tabelle 4), wobei die Gehalte je nach Jahreszeit unterschiedlich schwankten. Der Kaliumgehalt von 0,6 mg/l war unbedeutend. Auf der Anionenseite zeigte das Auftreten von Hydrogencarbonat mit 4–10 mg/l, daß diese Quellwässer aus dem Gneisgebiet mit seinen Braunerden noch eine gewisse Pufferkapazität gegenüber dem Säureeintrag besitzen. Die Anteile von Nitrat und Sulfat schwankten zwischen 3,5–7 bzw. 2,7–5,7 mg/l und waren besonders im Frühjahr erhöht. Der hohe

Tabelle 2

Untersuchte physikalisch-chemische Parameter und Bestimmungsmethoden

	Parameter	Bestimmungsmethode
Gelände	Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert	elektrische Meßgeräte (WTW) Maximalthermometer
	Basenkapazität bis pH 4,3 und pH 8,2	Titration
	Strömungsgeschwindigkeit	Meßflügelmethode (Fa. Seba)
Labor	Na, K, NH ₄ , Mg, Ca, F, Cl, NO ₃ ; SO ₄	Ionenchromatographie (IC Dionex)
	HCO ₃	Endpunkttitration bis pH 4,3; Wendepunkt- titration (Methrom)
	Extinktion 254 + 436 nm NH ₄ -N; o-PO ₄ -P; NO ₃ ; Gesamt-P	photometrisch (Fa. Shimadzu: UV - 160)
	Metalle: Fe; Mn; Cu; Al; Zn; Pb; Cd	AAS (IL: Video 11)

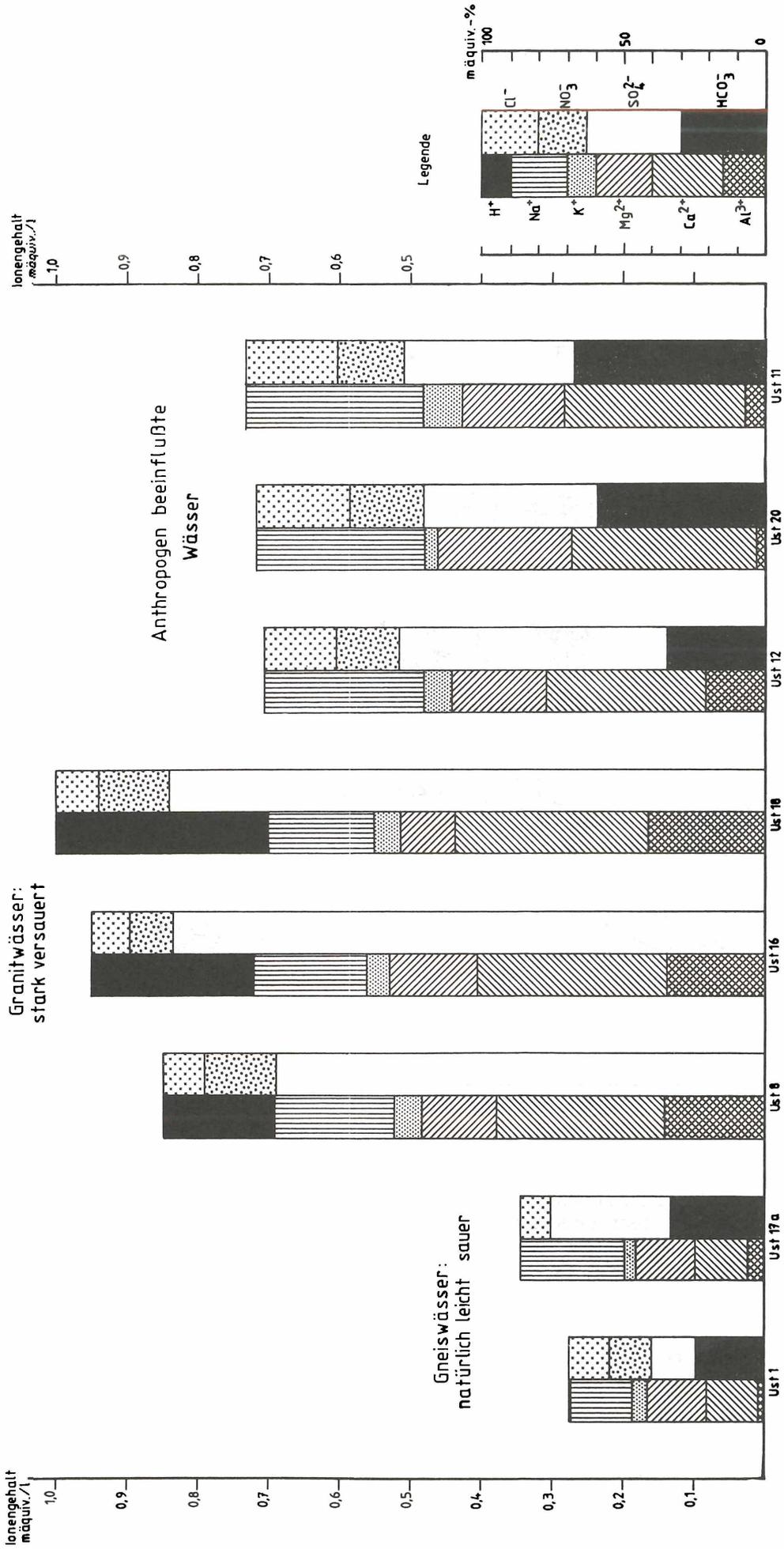


Abbildung 8
Die Ionenverteilung typischer Oberflächengewässer im Einzugsgebiet Obere Waldnaab (nicht versauert, versauert, anthropogen beeinflusst)

Modelleinzugsgebiet Obere Waldnaab

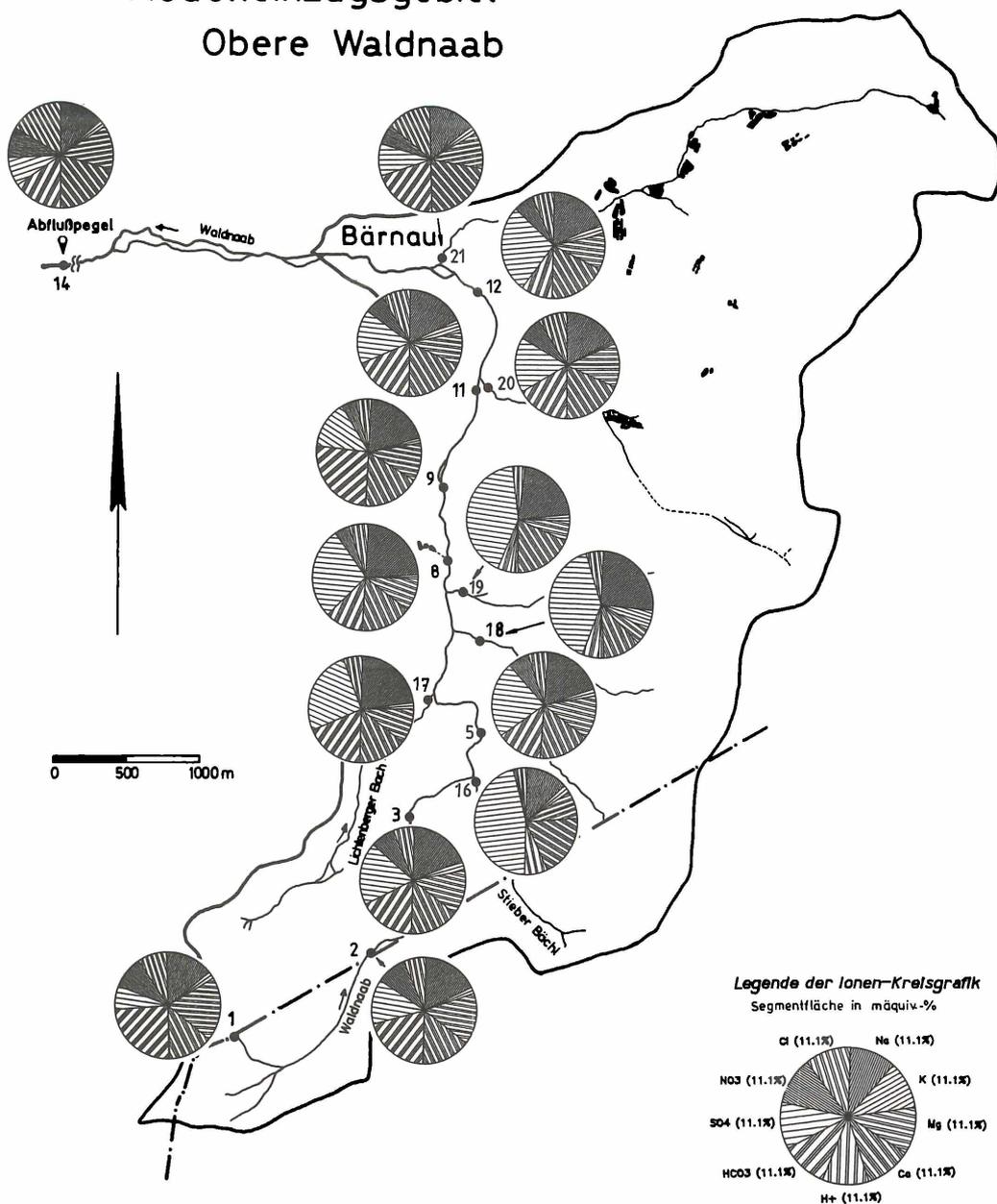


Abbildung 6

Die hydrochemischen Verhältnisse im Einzugsgebiet der Oberen Waldnaab im Sommer 1985 (Trockenwetterabfluß)

Sulfatgehalt von 13,2 mg/l an Ust. 2 bei der Schneeschmelze 1986 und der damit verbundene pH-Abfall (Abbildung 11 und 13) dürften zum größten Teil auf das Schmelzwasser zurückzuführen sein. Die Sulfaterhöhung und die pH-Absenkung deuten aber bereits an, daß die Pufferkapazität in den Gneisböden nicht mehr allzu groß ist. Der Chloridgehalt schwankte bei allen Wässern im Waldgebiet um 2 mg/l und dürfte damit dem natürlichen Background bzw. dem Input aus dem Niederschlag entsprechen. Nach den Untersuchungen von CLAUSEN et al. (1980) und SCHRIMPF (1983) liegt der Chloridgehalt in den Regenwässern des nordostbayerischen Raumes um 2 mg/l. Mit zunehmender Versauerung stieg die Mineralisation auf über 60 mg/l an, da neben den Immissionen allgemein der lösliche Anteil in Boden und Gestein bei tieferen pH-Werten zunimmt. Entsprechend stieg die Leitfähigkeit der versauerten

Wässer auf 70–150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ an, die bei diesen stark sauren Wässern neben dem Lösungsinhalt von der H^+ -Ionenkonzentration abhängig ist. Die Beziehung Leitfähigkeit – Mineralisation (MATTHESS, 1973; UDLUFT, 1979) trifft bei den Wässern mit pH-Werten unter pH 4,5 nur noch teilweise zu, da der Anstieg der Leitfähigkeit im wesentlichen durch den Protonengehalt verursacht wird.

Bei der Gewässerversauerung war die auffälligste Veränderung in der chemischen Zusammensetzung der Anstieg von Sulfat bei gleichzeitigem Verschwinden von Hydrogenkarbonat, da zur Abpufferung von Protonen Hydrogenkarbonat im Boden verbraucht und Calciumsulfat abgeführt wird (ULRICH & BÜTTNER, 1985).

In den stark sauren Wässern (Ust. 15, 16, 18, 19, 27) stieg Sulfat bis auf über 40 mg/l an (Abbildung 9) und erreichte auf der Anionenseite bis zu 90 mäquiv.-% (Abbildung 8). Diese hohen Sulfatwerte

Modelleinzugsgebiet Obere Waldnaab

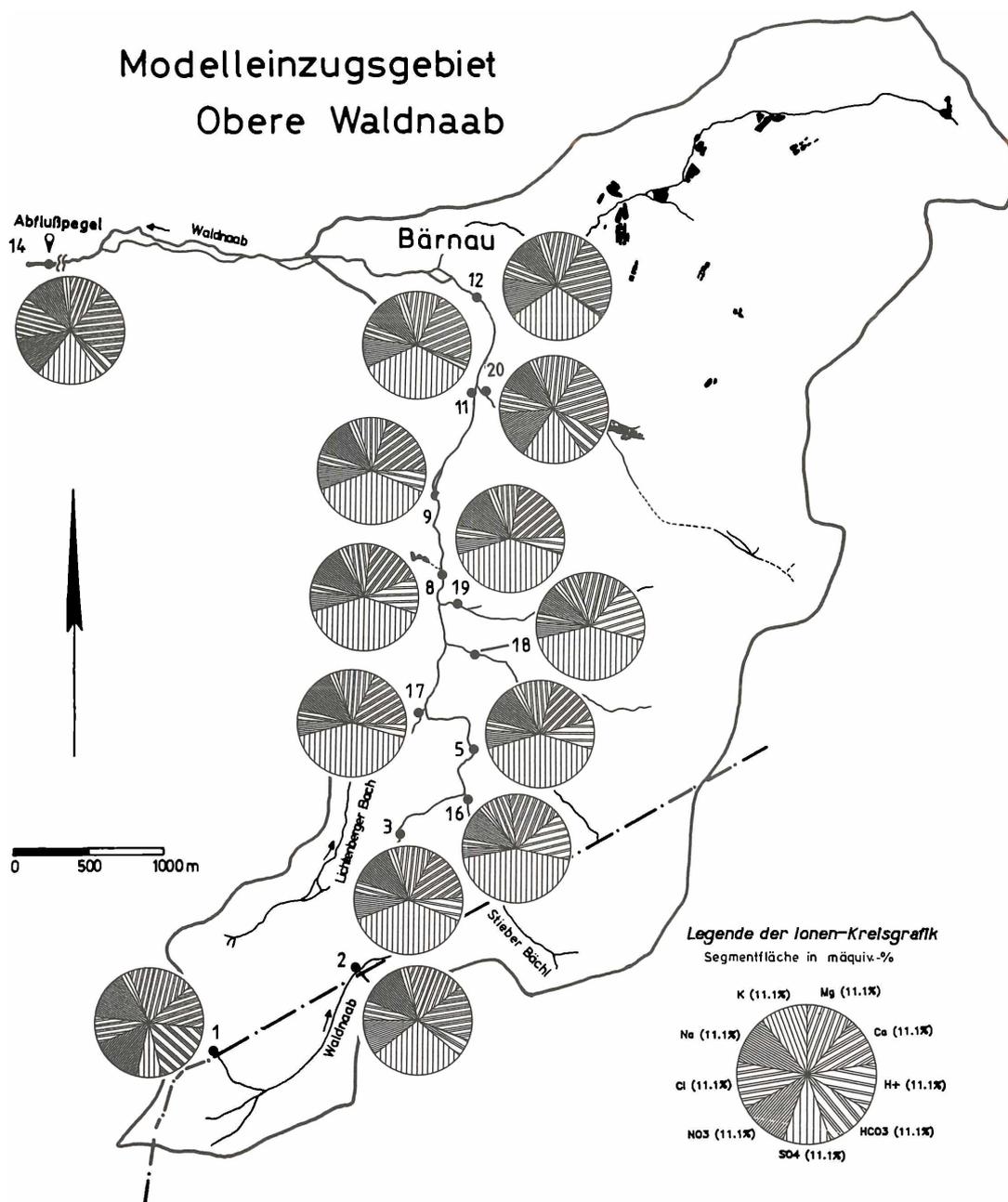


Abbildung 7

Die hydrochemischen Verhältnisse der Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Oberen Waldnaab im Frühjahr 1986 (Schneeschnmelze)

sind auf die Deposition von SO_2 und SO_4 zurückzuführen, da andere natürliche Gegebenheiten oder anthropogene Einflüsse, wie Düngung, nach den Untersuchungen auszuschließen sind. Die Ausfällung von Luftschadstoffen wird dabei durch die vorherrschende Bestockung mit Fichten begünstigt. Der starke Anstieg von Sulfat bei der Schneeschmelze und bei Hochwasserabflüssen läßt sich durch eine Speicherung von Sulfat im Boden (s. unten) und Auswaschung bei hoher Bodenwasserführung und niedrigem pH-Wert erklären. Ein Teil des Sulfats könnte auch direkt aus dem Schnee stammen, wobei sich Sulfat insbesondere in langen, kalten und schneereichen Wintern wie 1985/86 anreichern kann.

In Wässern aus metamorphen und magmatischen Gesteinen sind im allgemeinen Sulfatkonzentrationen unter 5 mg/l, meist sogar unter 2 mg/l (natürlicher Background und biogene Sulfatproduktion

im Boden) zu erwarten (MATTHESS, 1963; APEL & FAUTH, 1977). Hohe Sulfatgehalte, z. B. bis über 80 mg/l, wurden auch in Gewässern des Fichtelgebirges (BAYERISCHE LANDESANSTALT F. WASSERFORSCHUNG, 1983 - 1986) und im Hunsrück/Taunus (KRIETER, 1984) angetroffen. Dagegen erreicht Sulfat in den Wässern des Schwarzwalds (ZÖTTL et al., 1985) und des Hinteren Bayerischen Waldes Werte von < 10 mg/l. Diese unterschiedlich hohen Sulfatkonzentrationen in den Wässern der deutschen Mittelgebirge stehen im Einklang mit der großräumigen Verteilung der S-Depositionen in Mitteleuropa (SCHOEN et al., 1984). Sehr hohe Sulfatgehalte, wie in Nordostbayern oder im Taunus/Hunsrück, sind dann durch die jeweilige örtliche Situation bedingt.

So findet sich im nordostbayerischen Raum eine stärkere Belastung durch Luftschadstoffe (CLAUSEN et al., 1980; SCHRIMPF, 1983), insbeson-

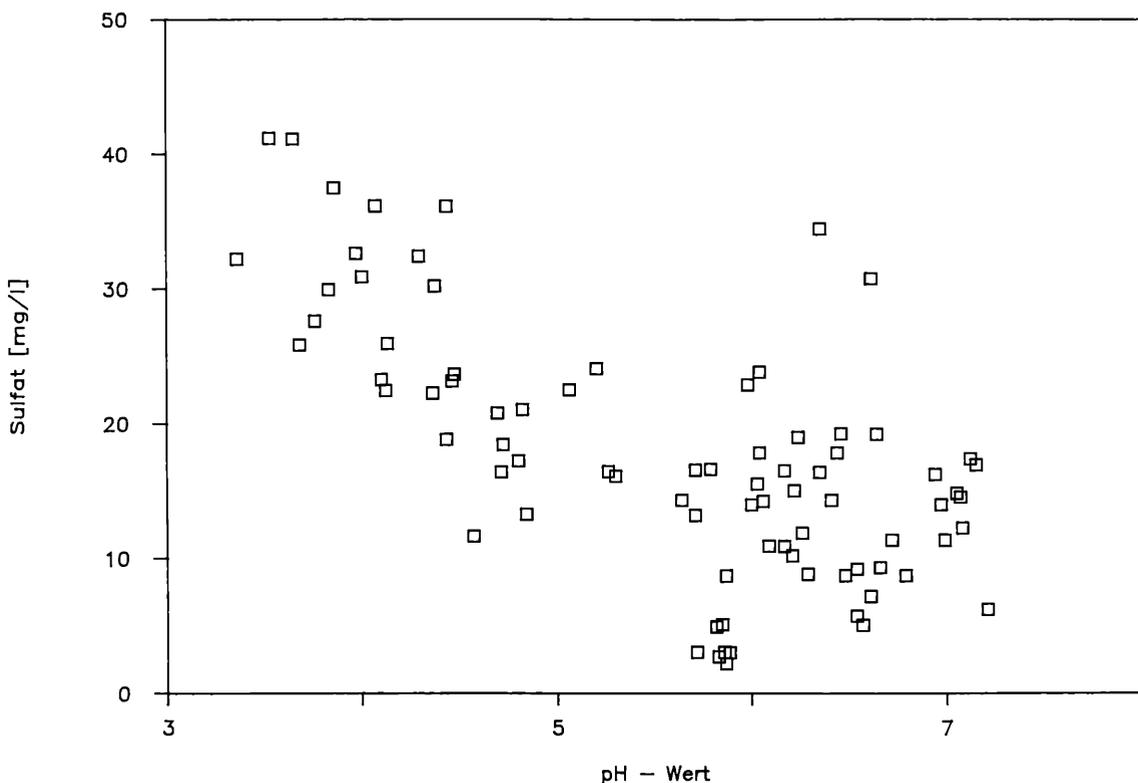


Abbildung 9

Korrelation zwischen pH-Wert und Sulfat bei den Oberflächengewässern im Einzugsgebiet Obere Waldnaab

dere durch hohe S-Gehalte (SO₂-Messungen des BAYER. LANDESAMTES F. UMWELTSCHUTZ, 1984-1986), die im Winter bei ungünstiger Wetterlage noch ansteigen und wie im Januar 1987 zu Smoggefahr führten. Infolge der vorherrschenden Windrichtungen (KNOCH, 1952), dem Fehlen höherer Geländebarrieren zwischen Fichtelgebirge und Untersuchungsgebiet und der Öffnung des Waldnaabtales nach Norden (Abbildung 1) ist höchstwahrscheinlich auch das Einzugsgebiet der Oberen Waldnaab von diesen hohen S-Immissionen betroffen.

Nitrat mit Gehalten unter 10 mg/l, meist sogar unter 5 mg/l spielte in den Gewässern des Oberen Waldnaabgebietes keine besondere Rolle bzw. nahm mit zunehmender Versauerung sogar ab, da bei zunehmender Bodenversauerung die Nitrifikation gehemmt wird (ULRICH & BÜTTNER, 1985). Es besteht aber auch die Möglichkeit, daß die Böden in diesem Gebiet so stickstoffuntersättigt sind, daß der größte Teil der N-Deposition im Boden zurückgehalten und dem biogenen Kreislauf zugeführt wird. Aus diesem Grunde läßt sich am Beispiel des Nitratgehaltes in der Oberen Waldnaab keine Aussage über den Eintrag und Bedeutung von NO_x bei der Boden- und Gewässerversauerung machen.

Auf der Kationenseite stiegen in den sauren Gewässern Natrium und Calcium auf über 4 mg/l an. Bei den stark sauren Wässern nahm nur noch das Calcium auf über 5 mg/l zu. Magnesium wies etwa die gleichen Gehalte wie in den nicht versauerten Wässern auf oder nahm sogar etwas ab. Auch der Kaliumgehalt änderte sich nur wenig. Magnesium und Kalium sind ähnlich wie das Nitrat in den biogenen Kreislauf eingeschlossen. Ihre Gehalte im Oberflächengewässer werden daher weniger durch die Bodenversauerung gesteuert als durch den bio-

genen Kreislauf mit seinen jahreszeitlichen Abhängigkeiten.

Entsprechend den zunehmend niedrigen pH-Werten wächst die Konzentration an H⁺-Ionen, die in den extrem weichen Wässern bei pH-Werten < 4,0 anteilmäßig auf der Kationenseite über 20 m-äquiv.-% erreichten und bei extremen Säureschüben, wie bei der Schneeschmelze 1986, mit 30 m-äquiv.-% zum vorherrschenden Kation wurden (Tabelle 4). Daneben erreichte noch Aluminium höhere Anteile (s. unten) und war bei der Ionenbilanz (Ladungsausgleich: Σ Kationen = Σ Anionen in Äquivalenten/l) zu berücksichtigen.

Im unteren landwirtschaftlich genutzten und besiedelten Teil des Untersuchungsgebietes zeigten die Oberflächengewässer durch den anthropogenen Einfluß eine deutliche Veränderung im Chemismus, so daß sie einen eigenen Wassertyp bilden. Durch die diffusen Einflüsse aus der Land- und Teichwirtschaft (Düngung, Kalkung) und durch die Einleitung karbonathaltiger Siedlungsabwässer werden sowohl eine Boden- als auch eine Gewässerversauerung wie an Ust. 20 und 21 abgepuffert oder wie in der Waldnaab unterhalb Ust. 8 bzw. Ust. 10 aufgehoben. In den Sommermonaten kann es bei mittlerer bis niedriger Wasserführung durch den anthropogenen Eintrag von P- und N-Verbindungen zur Eutrophierung der Waldnaab und ihrer Zuflüsse kommen. Unterhalb der Kläranlage Bärnau verschlechtert sich die Gewässergüteklasse der Waldnaab auf III (OBERSTE BAUBEHÖRDE, 1985). Durch den anthropogenen Eintrag stiegen die Gehalte fast aller Ionen an. Die Gesamtmineralisation wuchs bis auf über 100 mg/l an (Ust. 14). Die Leitfähigkeit lag zwischen 80 und 160 µS/cm, der pH-Wert über pH 6,0, z. T. sogar weit über pH 7,0.

Auf der Kationenseite zeigte sich der Konzentra-

Tabelle 3
Metallgehalte in den Oberflächengewässern des Einzugsgebietes Obere Waldnaab im Zeitraum von Sommer 1984 – Frühjahr 1986 (Minimum- und Maximumwerte)

Untersuchungs- stelle	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Pb µg/l	Al µg/l	Cd ng/l	
Waldnaab	1	28 – 422	1 – 38	0,6–3,0	10–160	0,4–2,6	42 – 297	77 – 200
	2	37 – 144	5 – 7	0,5–0,6	4 – 32	0,5–0,7	53– 312	94– 230
	3	97 – 440	14– 57	0,2–2,3	16– 84	0,3–3,1	112– 530	237– 470
	8	184 – 344	23– 133	0,8–3,7	17 – 97	0,7–4,6	210– 1118	300– 740
	11	203 – 397	37– 136	0,4–3,9	16– 64	1,0–4,6	260 – 960	200– 630
14	124 – 1500	13– 181	1,1–7,6	19 – 67	0,8–5,3	67– 1267	100– 320	
Zuflüsse	16	369 – 507	137– 148	0,8	30	1,6–4,0	930– 1225	581 – 860
	17	56 – 405	8 – 98	0,3–2,3	5 – 8	0,5–2,4	84– 1093	81 – 550
	18	223 – 453	45– 161	0,3–3,7	22 – 91	1,0–4,1	323– 1458	492 – 950
	19	279 – 500	86– 141	0,9–3,5	10	1,3–4,3	185– 1010	287 – 560
	20	130 – 499	16– 35	0,3–5,4	49	0,7–4,3	129 – 480	138– 200

Tabelle 4

Verschiebung der Ionenanteile bei einer Typisierung der Gewässer im Einzugsgebiet Obere Waldnaab infolge einer Versauerung

pH > 7,0	Ca - Na - Mg - SO ₄ - Cl - NO ₃ (-HCO ₃)	Abwasser belastet
pH 6,0 - 7,0	Ca - Na - Mg - Cl - SO ₄ - HCO ₃ - NO ₃	Land- und teichwirtschaftlich beeinflusst
	Ca - Mg - Na - SO ₄ - HCO ₃ - NO ₃ (-Cl)	
pH 6,0	Mg - Ca - Na - HCO ₃ - NO ₃ (-SO ₄)	Gneiswässer
	Na - Mg - Ca - HCO ₃ - SO ₄ - NO ₃ - Cl	beginnende Versauerung
	Mg - Na - Ca - SO ₄ - NO ₃ - HCO ₃	
	Na - Ca - Mg - SO ₄ - HCO ₃	
	Na - Ca - SO ₄	
	Ca - Na - SO ₄	
	Na - Ca (-Al) - SO ₄	
	Ca - Na - H - SO ₄	
	H - Ca - Al - SO ₄	
	pH 3,5	

pH absinkend

tionsanstieg am deutlichsten beim Calcium, das in den mehr land- und teichwirtschaftlich beeinflussten Nebenbächen (Ust. 20, 21) bis zu 10 mg/l und in der abwasserbelasteten Waldnaab (Ust. 14) bis zu 16 mg/l erreichte. Der Anstieg von Natrium und Magnesium war nicht so groß. Sie erreichten aber bei Gehalten von 4,5–9,0 mg/l bzw. von 1,3–4,6 mg/l anteilmäßig fast immer über 20 mÄqu.-%. Auf der Anionenseite war Hydrogencarbonat immer vertreten, allerdings je nach Jahreszeit mit stark wechselnden Gehalten (3,4–31,7 mg/l). Auffällig war die starke Zunahme von Chlorid und Nitrat, den typischen Anzeigern für eine anthropogene Gewässerbeeinflussung. So stiegen die Werte für Chlorid in der Waldnaab bis auf 17 mg/l und für Nitrat bis auf 25 mg/l an. Die Gehalte von Sulfat bis zu 20 mg/l waren in den Zuflüssen nicht so hoch wie in den stark versauerten Bächen und gingen in der Waldnaab leicht zurück (Verdünnungseffekt; Ust. 14: bis zu 31 mg/l).

Diese unterschiedlichen Sulfatgehalte in Gewässern aus forst- und landwirtschaftlich genutzten Gebieten erklären sich aus der Tatsache, daß die S-Deposition in Waldgebieten (Auskämmeffekte) wesentlich höher ist als im Freiland und die S-Bilanz in forstwirtschaftlich genutzten Böden nicht ausgeglichen ist, sondern sogar zur Speicherung von S führt (ISERMANN, 1983). In landwirtschaftlich genutzten Böden ist die S-Bilanz dagegen ausgeglichen, wobei neben der Auswaschung ein Teil des Schwefels durch die Ernten weggeführt wird (ISERMANN, 1983). Nach HÜSER & DUNKEL (1985) beträgt die S-Deposition in Freiland bei Waldsassen (ca. 17 km NNO von Bärnau) 14 kg/ha für 1983 und kann sich im Wald bis auf das 4,5-fache erhöhen.

Neben den Hauptionen wurden auch Ammonium, gelöstes, reaktives Phosphat (o-PO₄-P) und Gesamt-P untersucht. Die höchsten Gehalte fanden sich in der abwasserbelasteten Waldnaab (Ust. 14), bei Am-

monium bis zu 0,9 mg/l, o-PO₄-P bis zu 0,15 mg/l und Gesamt-P bis zu 0,16 mg/l. Dagegen unterscheiden sich die Werte in den aus dem landwirtschaftlich genutzten Bereich und in den aus dem Waldgebiet kommenden Bächen bei höheren pH-Werten nicht allzu sehr, sie lagen bei Ammonium unter 0,2 mg/l, im Wald meist unter 0,1 mg/l, bei o-PO₄-P unter 0,03 mg/l und bei Gesamt-P unter 0,05, meist unter 0,03 mg/l. Mit zunehmender Versauerung stieg Ammonium allerdings stark an und konnte in den stark sauren Waldbächen (Ust. 18) sogar Gehalte von über 0,2 mg/l erreichen. Dieser Anstieg deutet darauf hin, daß in den stark sauren Böden die Nitrifikation gehemmt ist oder teilweise gar nicht mehr erfolgt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1984). Dies steht im Einklang mit dem oben beschriebenen Rückgang von Nitrat in sauren Wässern.

Von den untersuchten Spurenelementen Eisen, Mangan, Kupfer, Zink, Blei, Aluminium und Cadmium (Tabelle 3) erwiesen sich insbesondere Aluminium und Cadmium als bedeutsam. Daneben wiesen infolge ihrer guten Löslichkeit im stark sauren Bereich Eisen und Mangan höhere Werte aus. Die Gehalte an Blei und Kupfer waren meist recht gering. In der Waldnaab (Ust. 14) unterhalb der Kläranlage Bärnau waren alle Werte erhöht. Ursache hierfür ist die Einleitung geklärter Abwässer der Knopfindustrie und der Galvanisierungsbetriebe in Bärnau und Umgebung.

Aluminium tritt in Abhängigkeit vom pH-Wert in verschiedenen Formen auf und ist in anorganischer Spezies als Al³⁺ bei niedrigen Gehalten an Calcium und Magnesium bereits in geringen Konzentrationen stark fischtoxisch (s. Kap. 5). Das gemessene Gesamt-Aluminium schien größtenteils als Al³⁺ in der Waldnaab und ihren Zuflüssen vorzuliegen. Darauf deuteten die Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchungen hin, da die Ionenbilanz in diesen Weichwässern nur bei der Berücksichtigung

des Aluminium als Al^{3+} auf der Kationenseite befriedigende Ergebnisse zeigte.

Gesamt-Al nahm wie Sulfat mit zunehmender Versauerung zu und erreichte im Totengräberbach (Ust. 18) mit 1,5 mg/l seinen höchsten Wert. Damit lag die Waldnaab noch weit unter den Aluminiumgehalten, wie sie im Kaufunger Wald mit 7,9 mg/l (PUHE & ULRICH, 1985) oder in der Senne mit 7,3 mg/l (LÜCKEWILLE et al., 1984) angetroffen wurden. Der Zusammenhang mit Sulfat deutet darauf hin, daß Aluminium und Sulfat zusammen als Aluminiumhydroxosulfat ($Al(OH)SO_4$) im Boden gespeichert vorliegen (ähnlich wie im Solling, PRENZEL, 1982), und erst mit absinkendem pH-Wert, vor allem bei pH-Werten $< 4,0$, ausgewaschen werden.

Die hohen Gehalte von Cadmium bis zu 0,95 $\mu g/l$ sind nicht geogenen Ursprungs, sondern müssen über Luftschadstoffe eingetragen sein. Darauf wiesen auch die niedrigen Zinkgehalte (Tabelle 3) hin (Zn und Cd zeigen ein sehr ähnliches geochemisches Verhalten auf). Cd ist ein starkes Akkumulationsgift (s. Kap. 5), das in der Niere Schädigungen hervorrufen kann (UMWELTBUNDESAMT, 1977).

Bei einer abschließenden Typisierung (LANGGUTH, 1966) der Weichwässer im Modellgebiet aufgrund ihrer Äquivalentanteile (mäquiv.-%) wurden in der Reihenfolge der Konzentrationsabnahme nur Ionen aufgeführt, die über 20% erreichten. Ionen, die einen Anteil von 15–20% aufweisen, sind in Klammern hinzugefügt. Das Auftreten und die Verschiebung der Ionen bei der Charakterisierung zeigen deutlich die hydrochemischen Veränderungen, wie sie sich bei der Versauerung der Oberflächengewässer im Bereich der Oberen Waldnaab ergeben (Tabelle 4).

Die Ionenverhältnisse der belasteten Waldnaab und der land- und teichwirtschaftlich beeinflussten Zuflüsse können je nach Jahreszeit, Wasserführung, Niederschlag und Auswaschung bzw. Einleitung sehr stark schwanken und damit eine Änderung der Reihenfolge vor allem auf der Anionenseite bewirken. Bei den Gneiswässern erscheinen infolge der extrem niedrigen Lösungsinhalte alle Hauptionen außer Kalium. Nach lang anhaltenden Niederschlägen, wie im Frühjahr 1985, deuteten sich erste Versauerungserscheinungen auf der Anionenseite an (Sulfat wird das vorherrschende Anion, sonst Hydrogenkarbonat). Mit zunehmender Versauerung verschwanden Magnesium, Nitrat, Hydrogenkarbonat und zuletzt auch das Natrium. Dafür erschienen die Protonen und Aluminium auf der Kationenseite. Sulfat erreichte auf der Anionenseite einen Äquivalentanteil bis über 90%.

3.2.2 pH-Wert-Situation und Konzentrationsänderungen in der Waldnaab

Der pH-Wert ist einer der wichtigsten Indikatoren für eine Gewässerversauerung, da er das Ergebnis des Zusammenwirkens vieler hydrochemischer Faktoren und ihrer Wechselwirkungen in der ökosystemaren Kette Niederschlag – Vegetation – Boden – Oberflächenabfluß – Sickerwasser – Gestein und im Fließgewässer ist. Daher wird das Problem Gewässerversauerung am Beispiel der pH-Situation in der Waldnaab und ihrer Zuflüsse für mehrere Abflußbedingungen (Schneesmelze, Frühjahrshochwasser, Trockenwetterabfluß) gesondert behandelt (Ab-

bildung 10 und 11), wobei die Schneesmelzperiode mit unterschiedlichem Verlauf zweimal dargestellt ist (für 1985 und 1986). Die Unterschiede zwischen diesen zwei Schneesmelzperioden deuten darauf hin, daß nach 3 Jahren Meßzeit eine Voraussage nicht möglich ist, ob die Gewässer im Modellgebiet noch weiter versauern oder nicht. Gleichzeitig werden die Konzentrationsänderungen in der Waldnaab (Abbildung 12 und 13) von der Quelle bis zum Verlassen des Modellgebietes aufgezeigt, die diese pH-Veränderungen mitsteuern.

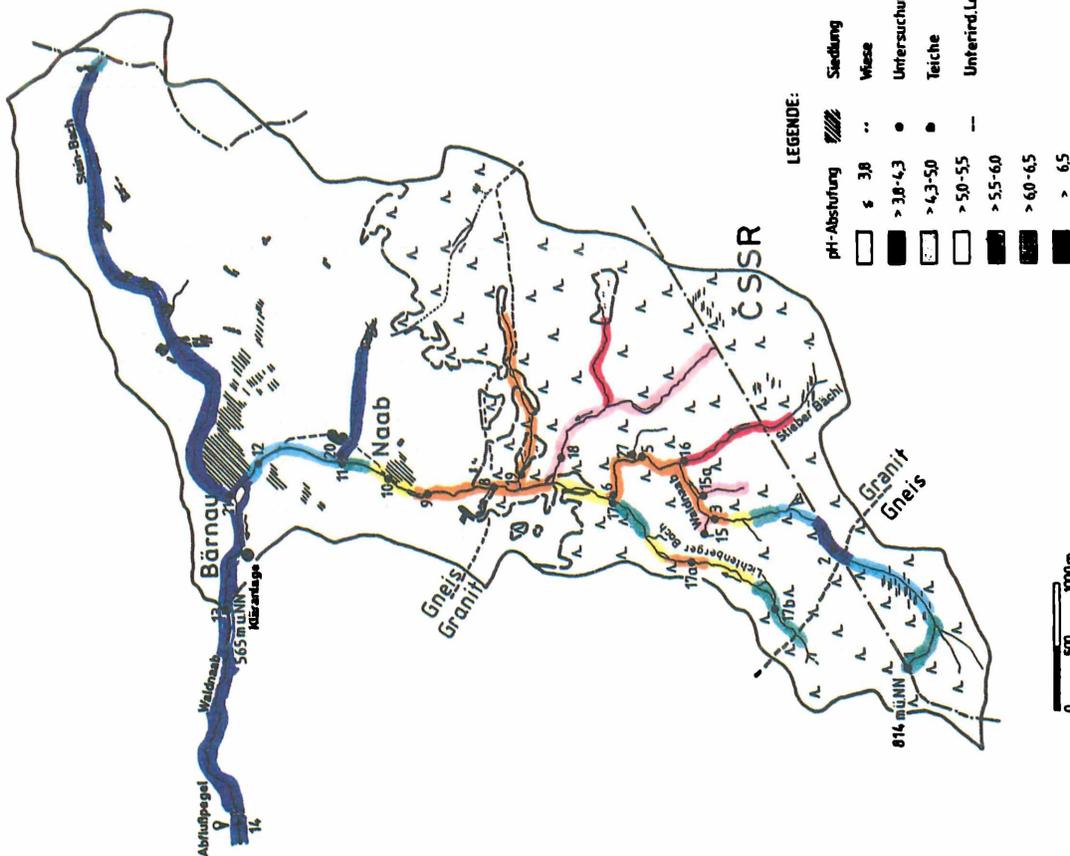
Im quellnahen Bereich (Ust. 1–2; 17 a + b) der Waldnaab und des Lichtenberger Baches traten nur geringe Unterschiede im Wasserchemismus zwischen den beiden Extremabflußbedingungen auf. Die pH-Werte wurden hier durch den Gehalt an freier überschüssiger Kohlensäure gesteuert und lagen knapp unter pH 6,0. Der Anstieg der pH-Werte bis zur Ust. 2 bzw. 17 a und b wurde durch den Verlust an freiem CO_2 bewirkt. Im Frühjahr 86 (Abbildung 10) deutete sich an Ust. 2 die einsetzende Versauerung der Waldnaab als eine kleine pH-Absenkung an, die in Abbildung 11 von einer Abnahme des Hydrogenkarbonats und einem Sulfatanstieg begleitet wurde. Bei Trockenwetterabfluß (Abbildung 11) ergaben sich beim pH-Wert kaum Veränderungen. Er blieb immer über pH 6,0 und erreichte im Wald stellenweise sogar pH-Werte über 6,5. Unterhalb der Ortschaft Naab stieg der pH-Wert dann bis auf über pH 7,0.

Die Pufferkapazität (= Hydrogenkarbonat) der Waldnaab war in dieser Jahreszeit so groß, daß sie die sauren Zuflüsse aus dem Granitbereich von Ust. 2 bis zur Ust. 8 abpuffern konnte. Der Sulfatgehalt stieg von 4,9 mg/l (Ust. 2) auf 10,9 mg/l (Ust. 8) an. Insgesamt waren die Veränderungen (Abbildung 10) im Chemismus in der Waldnaab im mittleren Teil recht gering. Die pH-Werte der größeren ganzjährig sauren Zuflüsse (Ust. 16,18) bewegten sich bei Trockenwetterabfluß zwischen pH 4,3 und 5,0. Die kleineren Zuflüsse, vor allem aus Fichtenschonungen (Ust. 15, 15a), mit pH-Werten um 4,0 waren fast trocken gefallen. Im pH-Wert des sonst sehr sauren Totengräberbaches (Ust. 18) machte sich unter diesen Abflußbedingungen der Einfluß gedüngter Wiesen im Einzugsgebiet bemerkbar (gelb gefärbter Zufluß vor Ust. 18). Auch der pH-Wert des Hafnerbaches (Ust. 19) von $pH > 5,5$ (Abbildung 10) war auf diesen Effekt zurückzuführen.

Bei der Schneesmelze 1985 und 1986 und bei dem kurzanhaltenden Maihochwasser 1985 (Abbildung 10 und 11) veränderten sich im mittleren Teil die pH-Situation und der Wasserchemismus vollständig, die am markantesten bei der Schneesmelze 1986 waren. Der pH-Wert in der Waldnaab fiel von pH 5,7 (Ust. 2) auf pH 4,1 (Ust. 3) und bis auf pH 3,9 am Waldrand (Ust. 8). Die Versauerung der Waldnaab wurde durch die sehr stark versauerten Zuflüsse (Ust. 15, 15a, 16, 18, 27) aus dem Bereich des Bärnauer Granites bewirkt, die pH-Werte von 3,5–3,9 aufwiesen. Diese Bäche, vor allem die kleinen Zuflüsse aus den Fichtenschonungen, sind bereits ganzjährig versauert. Sie bewirkten durch ihren hohen Gehalt an Sulfat, Calcium und Metallen eine Zunahme dieser Ionen in der Waldnaab (Ust. 8, Abbildung 11). So stieg beispielsweise Sulfat bis auf über 40 mg/l an (WASSERWIRTSCHAFTSAMT WEIDEN, 1985).

Der Lichtenberger Bach, der einzige von Westen zufließende Bach, zeigte aufgrund der geogenen

PH-SITUATION MAI 1985
HOHER MITTELWASSERABFLUSS



Modelleinzugsgebiet
Obere -Waldnaab

PH-SITUATION APRIL 1985
SCHNEESCHMELZE

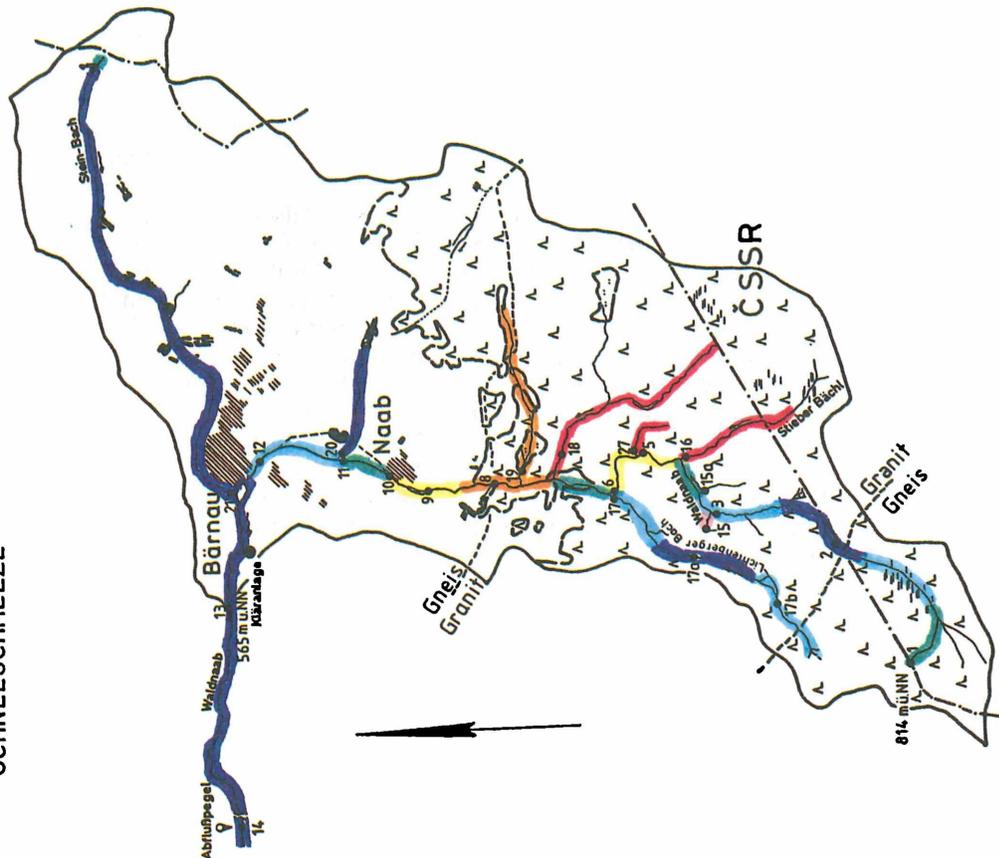


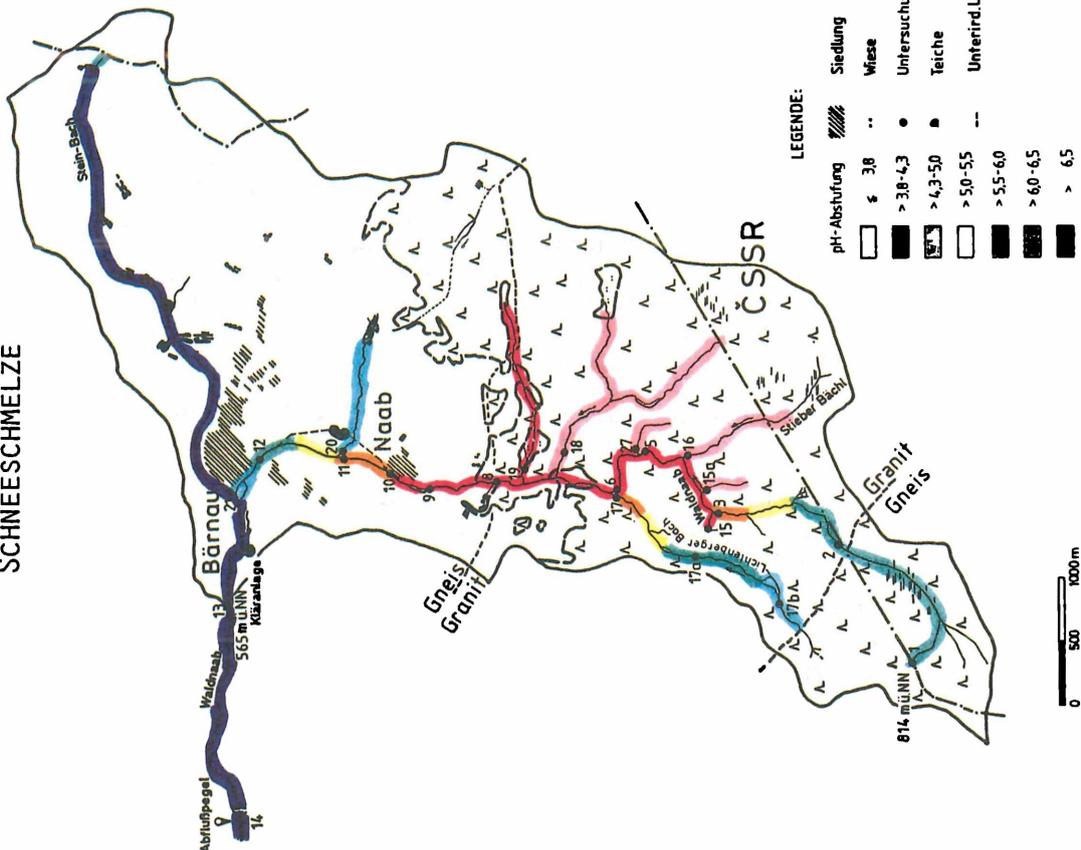
Abbildung 10

pH-Wert-Schwankungen in der Oberen Waldnaab und Zuflüssen im Frühjahr 1985

Modelleinzugsgebiet
Obere - Waldnaab

PH-SITUATION MÄRZ 1986

SCHNEESCHMELZE



PH-SITUATION SEPTEMBER 1985

TROCKENWETTERABFLUß

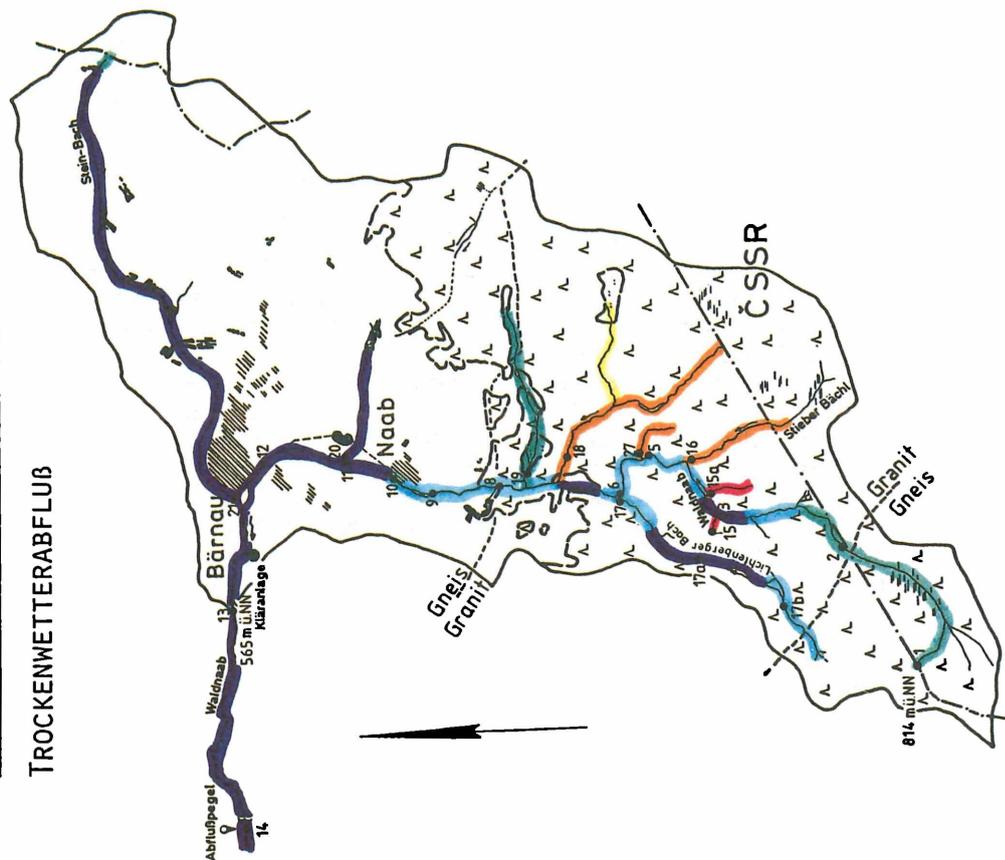


Abbildung 11

pH-Wert-Schwankungen in der Oberen Waldnaab und Zuflüssen im Herbst 1985 und im Frühjahr 1986

Gegebenheiten und einiger landwirtschaftlich genutzter Wiesen in seinem Einzugsgebiet ein ähnliches pH-Verhalten wie die Waldnaab bis zur Ust. 3. Seine pH-Werte sanken erst vor der Einmündung in die Waldnaab unter pH 5,0 (Abbildung 10). Allerdings ist die Pufferkapazität dieses Baches nur sehr gering. So sank im Frühsommer 1985 bei pH 6,7 nach einem kurzanhaltenden Starkregenereignis der pH-Wert kurzzeitig (Stunden) um fast 2 Einheiten auf pH 4,8 (Ust. 17 a), ein sogenannter »pH-Schock« (LEHMANN et al., 1985). In der Waldnaab selbst (Ust. 3) wurde zur gleichen Zeit eine pH-Absenkung von pH 5,8 auf 4,9 gemessen.

Diese plötzlichen und nur kurzanhaltenden pH-Absenkungen hängen eng mit der Versauerung des Oberbodens zusammen. Insbesondere in warmen und trockenen Sommern kommt es nach ULRICH & BÜTTNER (1985) infolge der ansteigenden Nitrifikation und der Bodenaustrocknung (Anreicherung der H^+ -Ionenkonzentration) zu Versauerungsschüben im oberflächennahen Abfluß wie bei Starkregenereignissen. Dabei kommt es besonders in den Rohhumusböden unter Fichten zu sehr saurem Oberflächenabfluß.

Ein weiterer wesentlicher Unterschied zwischen den Bächen aus dem Granit- und Gneisgebiet bestand darin, daß die Bäche aus dem Granit auch bei Trockenwetterabfluß bereits in ihrem Quellbereich stark versauert sind. Ein ähnliches Verhalten zeigen stark saure Bäche im Fichtelgebirge, im Bayerischen Wald (BAYER. LANDESANSTALT F. WASSERFORSCHUNG, 1983–1986), im Schwarzwald (SCHOEN & KOHLER, 1984; ZÖTTL et al., 1985). Diese sauren Bäche im Modellgebiet veränderten bis zur Einmündung in die Waldnaab auch ihren pH-Wert und Chemismus nicht.

Die Versauerung der Fließgewässer im Granitbereich wird durch den dort vorherrschenden podsoligen Bodentyp und durch z. T. noch vorhandene, tiefreichende tertiäre Verwitterungsdecken (s. Kap. 2) gefördert. Diese lehmig-tonigen Verwitterungsdecken sind noch basenärmer als das granitische, saure Ausgangsgestein und besitzen daher nur noch eine sehr geringe Pufferkapazität. Ähnliche Gegebenheiten treten auch im Hunsrück und Taunus auf (KRIETER, 1984). Des weiteren führen die Decken durch ihren lehmig-tonigen Gehalt zu Vernässungen und Vermoorungen (s. Kap. 2) und fördern damit die Gewässerversauerung, da Wässer aus anmoorigen sauren Gebieten schon von Natur aus niedrige pH-Werte aufweisen. Im Modellgebiet waren die versauerten Gewässer infolge ihrer Herkunft aus den anmoorigen Gebieten und der höheren Löslichkeit des organischen Materials bei niedrigen pH-Werten bräunlich bis leicht bräunlich-grünlich gefärbt und führten z. T. stark schäumende Substanzen (Huminstoffe), insbesondere bei der Schneeschmelze.

Die Waldnaab und der Lichtenberger Bach sind infolge der geogenen Verhältnisse ein atypisches Beispiel für eine Gewässerversauerung, da sie im oberen Bereich nicht versauert sind und erst im mittleren, granitischen Teil versauern, wie in Abbildung 11 zu sehen ist. Dies spricht dafür, daß der Gneis mit seinen auf ihm entstandenen Bodentypen (Braunerden) bei der Silikatverwitterung noch genügend Basen liefert, um den Säureeintrag abzupuffern.

Nach Verlassen des Waldes und des Granitbereiches bei Ust. 8 begannen im unteren Teil des Modell-

gebietes durch den diffusen Einfluß aus der Land- und Teichwirtschaft und durch Einleitung häuslicher Abwässer (Ortschaft Naab) die niedrigen pH-Werte allmählich anzusteigen. Die Zuflüsse aus diesem unteren Bereich, wie der Göttlitzbach (Ust. 20) und der Steinbach (Ust. 21), sind durch diese Einflüsse (Düngung, Kalkung) so gut gegen eine Versauerung abgepuffert, daß die pH-Werte ganzjährig über pH 6,0 lagen. In der Waldnaab selbst konnten durch die Schneeschmelze kritisch niedrige pH-Werte fast bis zur Stadt Bärnau hinausgetragen werden (s. Kap. 2; Abbildung 11).

Der pH-Anstieg wurde sowohl bei Niedrigwasserabfluß als auch bei den Schneeschmelzhochwässern von einer starken Zunahme des Lösungsinhaltes begleitet (in Abbildung 7, 12 und 13), der bereits zwischen Ust. 8 und 9 einsetzte, obwohl die Waldnaab aus diesem fast nur aus Wiesen bestehenden Teil (Abbildung 4) keinen nennenswerten Zufluß erhält. Hier reichte bei der Schneeschmelze bereits die Abschwemmung von gedüngten Wiesen aus, um den pH-Wert anzuheben. Die Konzentrationszunahme erfolgte auch im wesentlichen bei Calcium, Kalium, Natrium und Chlorid, den typischen Anzeigern einer anthropogenen Gewässerbeeinflussung. Von besonderer Bedeutung bei der Schneeschmelze war das Wiederauftreten von Hydrogencarbonat unterhalb der Ortschaft Naab. Der nachfolgende Anstieg bei Ust. 14 war eine Auswirkung der Einleitung geklärter Abwässer Bärnaus.

Die Aluminium- und Cadmiumgehalte (Abbildung 12 und 13) erreichten bei Niedrigwasserabfluß in der Waldnaab keine größeren Konzentrationen (bis zu 0,26 mg/l bzw. 0,3 µg/l), auch nicht unterhalb von Bärnau an Ust. 14 (Abbildung 12). Die Metalle wurden unter dieser Abflußbedingung vermutlich sehr rasch ausgefällt. Dagegen traten beim Schneeschmelzhochwasser wesentlich höhere Werte auf, bei Al bis zu 1,28 mg/l (Ust. 9) und bei Cd bis zu 0,74 µg/l (Ust. 8). Al stieg dabei an Ust. 14 trotz eines hohen pH-Wertes von 6,63 auf 1,27 mg/l an. Auffällig war der hohe Cadmiumgehalt bei Ust. 8, der mitverursacht wird durch den stark sauren Zufluß des Totengräberbaches (Ust. 18) mit 0,95 µg/l Cd. So hohe Cd-Werte sind selbst bei einer Berücksichtigung einer höheren Cd-Führung des Bärnauer Granitstockes nicht geogen erklärbar und deuten auf einen Eintrag aus der Luft hin.

Bei einer Gesamtbetrachtung der pH-Situation stellt sich die Frage, wie hoch der pH-Wert früher in der Waldnaab war, insbesondere bei der Schneeschmelze im bewaldeten mittleren, granitischen Teil des Modellgebietes. Dazu liegen keine pH-Messungen oder chemische Untersuchungen vor. Es gibt jedoch einen Hinweis, daß die pH-Situation in der Vergangenheit günstiger gewesen sein muß, nämlich das frühere und zwar reichliche Vorkommen von Fischen in diesem Teil der Waldnaab (s. Kap. 5). In der Waldnaab als »weiches Grundgebirgswasser« dürften sich die pH-Werte um pH 6,0 bewegt haben. »Leicht sauer« war die Waldnaab vermutlich schon immer. Das frühere Fischvorkommen zeigt jedoch, daß pH-Werte von pH 5,5 wahrscheinlich nicht weit unterschritten wurden, wohingegen jetzt bei der Schneeschmelze pH-Werte um pH 3,8 in der Waldnaab auftreten. Diese pH-Absenkung kann nicht allein durch eine natürliche fortschreitende Bodenversauerung, insbesondere der podsoligen sandigen Böden im Granitbereich erklärt werden. Die gewaltige pH-Absenkung in der Waldnaab in den letzten

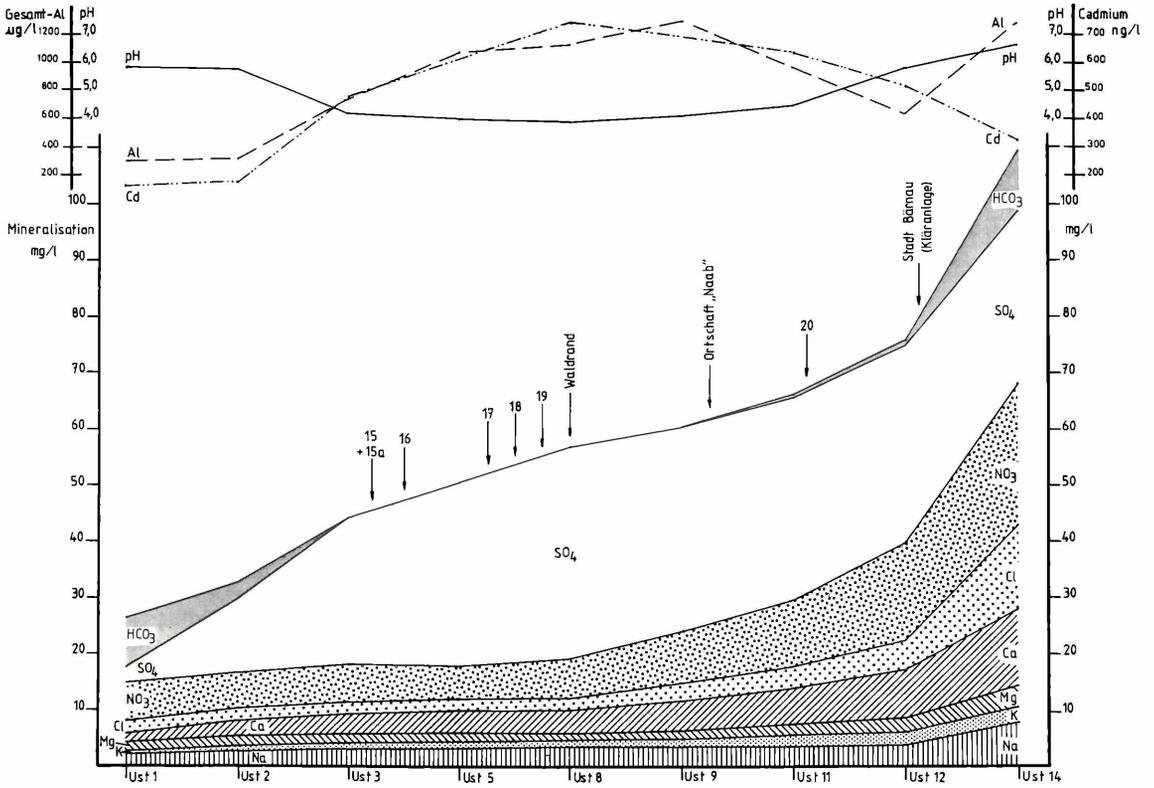


Abbildung 12
Konzentrationsänderungen in der Waldnaab bei Trockenwetterabfluß (September 1985)

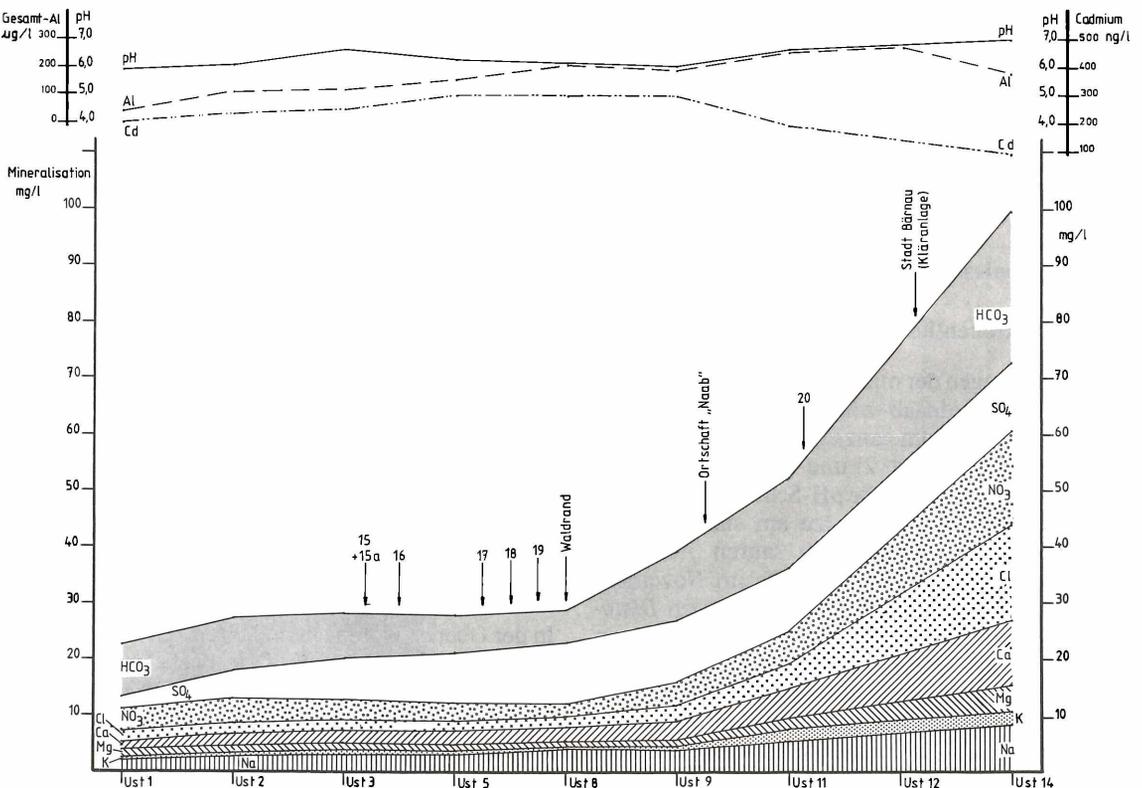


Abbildung 13
Konzentrationsänderungen in der Waldnaab bei der Schneeschmelze (März 1986)

Jahrzehnten ist bei einer Berücksichtigung der hydrochemischen Faktoren, wie z. B. von Sulfat und Cadmium, nur auf die Deposition versauernd wirkender Luftschadstoffe zurückzuführen.

4. Benthosuntersuchungen

Die Benthosuntersuchungen umfaßten den mikrobenthischen Algenaufwuchs und die benthischen Makrovertebraten.

4.1 Methodik

4.1.1 Mikrobenthos

Zur Erfassung der mikrobenthischen Algen wurden um Ziegelsteine gewickelte Polyäthylenklarsichtfolien für fünf Monate im Gewässer exponiert und nach Entnahme die dann aufwuchstragende Folien* in 4% Formalinlösung konserviert. Im Labor wurden die für die Rasterelektronen-mikroskopische Analyse bestimmten Folienschnitte der critical point Trocknung unterzogen, mit Gold bedampft (Polaron-Gerät) und im Rasterelektronenmikroskop (Hitachi S 530) untersucht.

4.1.2 Makrozoobenthos

Die makrobenthische Fauna der Gewässer wurde in mehreren Vegetationsperioden im Frühjahr und im Herbst untersucht. Zur quantitativen Erfassung der Organismen wurde die Kicksampling-Technik angewandt, wobei vor einem Driftnetz (Grundkante 50 cm, Länge 100 cm, Maschenweite 100 µm) etwa 0,25 m² Backgroundfläche zwei Minuten lang intensiv aufgewirbelt wurde. Vom sich im Driftnetz angesammelten Driftmaterial und den zuvor von der untersuchten Fläche entnommenen und ins Netz gegebenen größeren Steinen wurden die Bachtierchen in einer flachen Schale ausgelesen, grobdeterminiert und in 70% Alkohol fixiert. Im Labor erfolgte die Feindeterminierung bis zur tiefsten noch sicher anzusprechenden taxonomischen Stufe.

4.2 Ergebnisse

4.2.1 Mikrobenthos

Erste Erhebungen der mikrobenthischen Algenflora der Oberen Waldnaab zeigten erhebliche Unterschiede zwischen dem ganzjährig nur schwach sauren Bachabschnitt (Ust. 2) und dem Abschnitt, der im Jahresverlauf erhebliche pH-Schwankungen aufwies und zur Schneeschmelze am stärksten versauerte (Ust. 8). Im schwach sauren Abschnitt (Abbildung 14 a - d) war die Folie im November 1985 mit einer dünnenschichtigen, artenarmen *Diatomeen*flora bedeckt, die sich entsprechend dem von HUSTEDT (1938/39) begründeten und durch neuere Erhebungen aktualisierten (z. B. VAN DAM et al., 1981; CHARLES, 1985; ARZET, in Vorbereitung) pH-Klassifizierungssystem aus einem Vertreter der acidophilen Stufe - *Eunotia pectinalis* var.

* Nach Untersuchungen von BACKHAUS (1967) ist Polyäthylenfolie zur Ansiedlung von Aufwuchsalgen und für Algenaufwuchsuntersuchungen besonders geeignet.

minor -, aus zwei Vertretern der circum-neutralen Stufe - *Achnanthes levanderi* und *Achnanthes minutissima* - und einem Vertreter der alkaliphilen Stufe - *Achnanthes lanceolata* - u. a. zusammensetzte. An Ust. 8 (Abbildung 15) fanden sich zur gleichen Zeit praktisch keine Algen auf den Folien. Es konnte lediglich *Eunotia pectinalis* var. *minor* ganz vereinzelt festgestellt werden. Die auftretenden Unterschiede in der Algenbesiedlung an den beiden Untersuchungsstellen sind wahrscheinlich auf unterschiedliche wasserchemische Verhältnisse zurückzuführen, da sich die Milieuverhältnisse ansonsten kaum unterschieden. Etwas weiter bachabwärts, oberhalb der Ortschaft Naab, wo die Waldnaab nicht mehr wie an den beiden anderen Untersuchungsstellen durch Waldbäume beschattet ist, war die Algenaufwuchsflora von natürlichem Bachsubstrat nach Angaben des WASSERWIRTSCHAFTSAMTES WEIDEN (1985) wesentlich artenreicher. Sie setzte sich hauptsächlich aus *Diatomeen* der acidobionten, acidophilen, circum-neutralen und alkaliphilen Stufen zusammen, *Chlorophyceen* waren von untergeordneter Bedeutung (vgl. Tabelle 5).

Tabelle 5

Aufwuchsalgen aus der Oberen Waldnaab zwischen Ust. 8 und 9, November 1984 (nach Erhebungen des WASSERWIRTSCHAFTSAMTES WEIDEN, 1985), modifiziert

Taxon		Abundanz
<i>Achnanthes lanceolata</i>	(alkaliphil)	1
<i>Eunotia</i> spp.	?	2
<i>Eunotia lunaris</i>	(circum-neutral)	1
<i>Eunotia</i> cf. <i>meisteri</i>	?	2
<i>Eunotia pectinalis</i> div. var.	?	2
<i>Eunotia praerupta</i>	(acidophil)	1
<i>Eunotia tridentula</i>	(? evtl. acidobiont)	1
<i>Eunotia veneris</i>	(acidophil)	1
<i>Fragilaria virescens</i>	(circum-neutral)	2
<i>Fragilaria</i> cf. <i>undata</i>	?	1
<i>Frustulia rhomboides</i>	(acidophil)	2
<i>Gomphonema acuminatum</i>	(alkaliphil)	1
<i>Melosira varians</i>	(alkaliphil)	2
<i>Meridion circulare</i>	(alkaliphil)	1
<i>Neidium</i> sp.	?	1
<i>Pinnularia braunii</i> (var. <i>amphicephala</i>)	(acidophil)	3
<i>Pinnularia microstauron</i>	(circum-neutral)	1
<i>Pinnularia subcapitata</i> (var. <i>hilseana</i>)	(acidobiont)	3
<i>Pinnularia viridis</i>	(circum-neutral)	1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	(acidophil)	1
<i>Ulotrichales</i> (ähnl. <i>Microthamnion</i>)		4
cf. <i>Chroococcales</i>		3

4.2.2 Makrozoobenthos

In der Oberen Waldnaab und ihren Zuflüssen konnten 83 Arten und höhere Taxa nachgewiesen werden (vgl. Tabelle 6). Die tatsächliche Artenzahl ist jedoch höher, da sich hinter den angegebenen höheren Taxa einzelner Gruppen (insbesondere *Dipteren*, *Oligochaeten* u. a.) mit Sicherheit mehrere Arten verbergen. Ferner ist zu berücksichtigen, daß in der Oberen Waldnaab gelegentlich planktische und benthische Makrovertebraten zu beobachten sind, die aus Fischteichen und einem Bade-

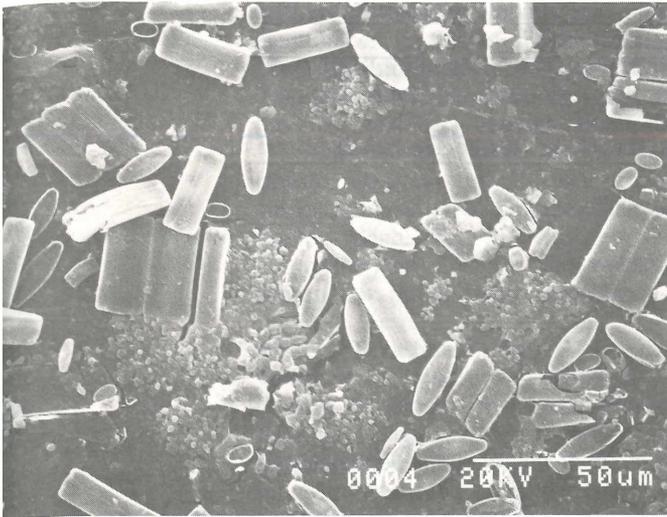


Abbildung 14 a

Algenaufwuchs auf Polyäthylenfolie nach einer Expositionszeit von fünf Monaten an Ust. 2 der Oberen Waldnaab, November 1985

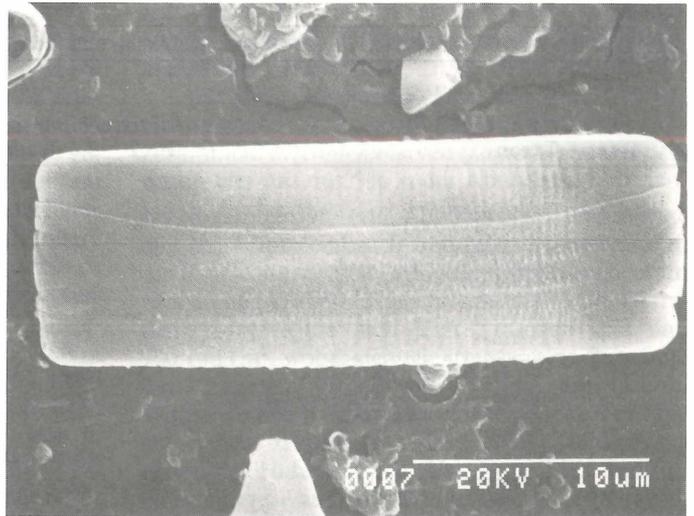


Abbildung 14 b

Eunotia pectinalis var. *minor* (acidophil)

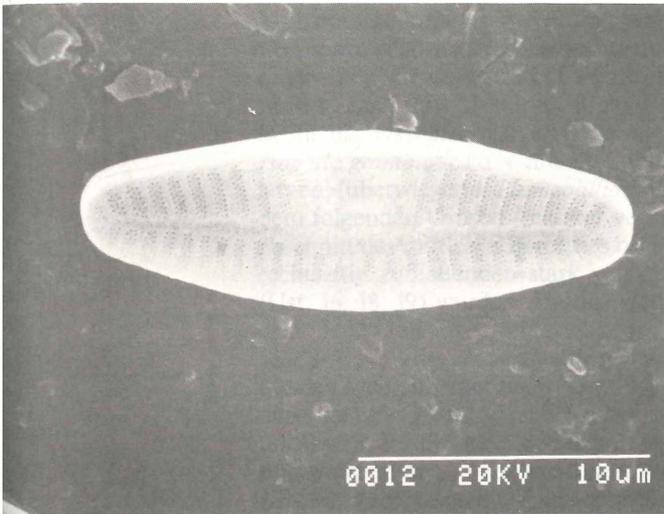


Abbildung 14 c

Achnanthes lanceolata (alkaliphil)

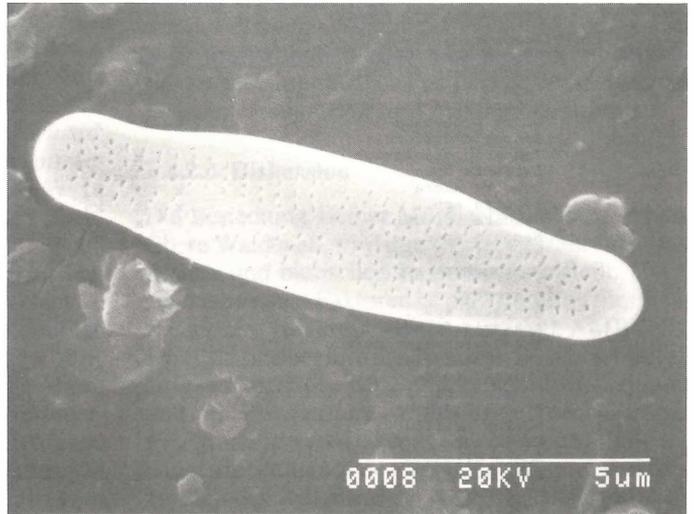


Abbildung 14 d

Achnanthes minutissima (circum-neutral)

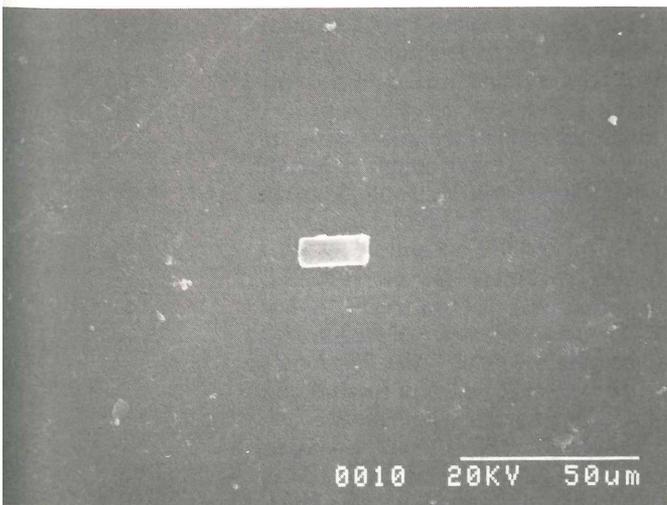


Abbildung 15

Polyäthylenfolie nach einer Expositionszeit von fünf Monaten an Ust. 8 der Oberen Waldnaab, November 1985. In Bildmitte Frustel einer *Eunotia pectinalis* var. *minor*.

Tabelle 6

Artenliste der Makrovertebraten in der Oberen Waldnaab und ihren Zuflüssen

Taxon	Untersuchungsstellen													
	1	2	3	8	9	12	12a	14	16	18	19	17a	21	20
Turbellaria														
<i>Polycelis felina</i>		x	x	x	x			x				x		
Oligochaeta														
<i>Lumbriculus variegatus</i>		x			x	x	x	x					x	x
Naididae					x								x	
Tubificidae	x	x	x	x	x	x		x		x		x	x	x
Sonstige		x			x	x								
Hirudinea														
<i>Erpobdella octoculata</i>						x								x
<i>Glossiphonia heteroclita</i>								x						
Mollusca (Gastropoda, Bivalvia)														
<i>Ancylus fluviatilis</i>								x						
<i>Pisidium spec.</i>				(x)										
Hydracarina		x	x	x	x	x		x				x		
Crustacea														
Copepoda				(x)	(x)	(x)								
<i>Daphnia spec.</i>						(x)								
<i>Niphargus spec.</i>	x			x										
Ostracoda				(x)	(x)									
Collembola			x	x										x
Megaloptera														
<i>Sialis fuliginosa</i>					x									
<i>Sialis lutaria</i>				x	x									
Ephemeroptera														
<i>Baetis alpinus</i>		x	x									x		
<i>Baetis spec.</i>		x	x			x	x	x					x	x
<i>Ephemerella ignita</i>								x						
<i>Habrophlebia cf. fusca</i>													x	
<i>Habroleptoides modesta</i>								x						
<i>Rhitrogena spec.</i>								x						
<i>Ecdyonurus cf. venosus</i>								x						
Plecoptera														
<i>Amphinemura spec.</i>		x	x		x	x				x		x		
<i>Brachyptera seticornis</i>		x	x	x	x							x		
<i>Capnia cf. bifrons</i>				x	x									
<i>Chloroperla tripunctata</i>					x	x	x					x		x
<i>Diura bicaudata</i>			x		x									
<i>Isoperla difformis</i>								x						x
<i>Isoperla grammatica</i>		x	x	x		x	x	x				x	x	x
<i>Isoperla spec.</i>			x					x						
<i>Leuctra nigra</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		
<i>Leuctra spp.</i>	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	
<i>Nemoura mortoni</i>		x	x											
<i>Nemoura spec.</i>		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Nemurella pictetii</i>	x	x	x	x	x					x	x	x	x	
<i>Protonemura spp.</i>		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		
Trichoptera														
<i>Agapetus spec.</i>													x	
<i>Apatania fimbriata</i>		x	x	x	x								x	
<i>Brachycentrus montanus</i>		x												
Chaetopterygini		x	x	x	x	x		x		x	x	x		x
<i>Drusus brunneus</i>								x						
<i>Drusus biguttatus</i>		x	x	x	x	x	x	x				x	x	x
<i>Drusus discolor</i>		x										x		
<i>Drusus trifidus</i>														
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i>								x						
<i>Goera pilosa</i>								x						
<i>Halesus spec.</i>		x	x	x	x	x		x				x		x
<i>Hydropsyche siltalai</i>								x	x				x	x
<i>Hydropsyche spec.</i>								x						
<i>Limnephilus spec.</i>				(x)										
<i>Lithax niger</i>		x		x	x			x				x		
<i>Micrasema longulum</i>								x						
<i>Oligoptectrum maculatum</i>						x		x						x
<i>Philopotamus ludificatus</i>			x									x		
<i>Plectrocnemia conspersa</i>	x			x		x				x	x			
<i>Plectrocnemia geniculata</i>			x	x	x						x			
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>								x						
<i>Psychomyia pusilla</i>								x						
<i>Rhyacophila tristis</i>				x				x						
<i>Rhyacophila spp.</i>		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Sericostoma spec.</i>		x	x					x		x		x	x	
Sonstige		x						x						
Heteroptera														
<i>Corixa spec.</i>					x									
<i>Gerris spec.</i>					x									
<i>Mesovelia spec.</i>					x									
Odonata														
<i>Platycnemis pennipes</i>					x									
Diptera														
Ceratopogonidae				x		x								
<i>Chaoborus spec.</i>						(x)								
sonst. Chironomidae	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
Dicranota spp.	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
sonst. Limoniidae		x	x	x	x			x			x	x		x
<i>Rheotanytarsus spec.</i>								x						
Simuliidae		x	x	x	x			x			x	x		x
<i>Tipula spec.</i>		x												
Coleoptera														
<i>Agabus spec.</i>		x			x	x								
sonst. Dytiscidae					x						x			
<i>Elmispus spp.</i>				x	x	x	x	x				x		x
<i>Hydraena spec.</i>								x				x		
<i>Hydroporus spec.</i>		x												
<i>Limnius spec.</i>				x				x				x		
Sonstige												x		
Artenzahl*	10	32	30	31	36	21	11	43	2	13	14	31	14	20
				(4)	(2)	(3)								

*Klammerwerte: aus Stillgewässern eingedriftete Taxa

weiher eingedrftet werden und somit nicht zur eigentlichen Fauna der Waldnaab zu rechnen sind. Im Besiedlungsmuster fällt auf, daß die höchste Taxazahl mit 43 Taxa im organisch mäßig belasteten Abschnitt der Waldnaab (Pegel Iglesreuth, Ust. 14) nachgewiesen werden konnte, während die geringste Taxazahl mit 2 Taxa in einem der am stärksten versauerten Gewässer des Modellgebiets (Stieber Bächl, Ust. 16) registriert wurde. Höhere Taxazahlen mit über 31 Taxa wurden an schwach sauren bzw. nur gelegentlich schwach – kritisch versauerten Gewässerstellen (Ust. 2, 3, 9, 17a) angetroffen. Taxazahlen unter 32 wurden an stärker versauerten Gewässerstellen mit pH-Werten unter 4 (Ust. 8, 18, 19), an einer zeitweise nahezu trocken fallenden Gewässerstelle (Quelle, Ust. 1) oder an Gewässerstellen, die wegen Verbauung sowie Siedlungseinflüssen nur einen geringen Grad an Strukturiertheit aufweisen (Ust. 12, 12a, 21, 20), festgestellt.

Sehr unterschiedlich waren die Abundanzen der Makrovertebraten und ihre Zusammensetzung sowohl im jahreszeitlichen wie im räumlichen Vergleich. Im Mai 1985 (vgl. Abbildung 16a und b) setzte sich die Abundanz der Waldnaabquelle (Ust. 1, 400 Ind./m²) zu 73 % aus dem zu den Amphipoda gehörenden Höhlenflohkrebs *Niphargus* zusammen. Von untergeordneter Bedeutung waren *Dipteren-*, *Coleopteren-* sowie *Plecopterenlarven*. Im weiteren quellnahen Gewässerverlauf nahm die Abundanz bis Ust. 2 auf über 1100 Ind./m² zu. Es dominierten in ihr die *Plecopterenlarven* *Protonemura*, *Leuctra*, *Isoperla grammatica* u. a. mit 43 % und *Trichopterenlarven* (überwiegend *Limnephilidae*) mit 43 %. In dem folgenden kritisch – stärker versauerten Bachabschnitt des mittleren Bereiches bis Ust. 8 und den rechtseitig zufließenden stark versauerten Bächen (Ust. 16, 18, 19) wurden Abundanzen zwischen 70 und 1100 Ind./m² festgestellt, im gelegentlich schwach bis kritisch versauerten linksseitig zufließenden Lichtenberger Bach (Ust. 17a) lag die Abundanz bei über 2000 Ind./m². An den stark versauerten Ust. 8, 16, 18 setzte sich die Evertbratenfauna überwiegend aus *Plecopterenlarven* der Gattungen *Leuctra*, *Protonemura*, *Nemoura* u. a. mit 30–66 % sowie *Dipterenlarven* (überwiegend *Chironomidae*) mit 20–67 % zusammen, an den schwach versauerten Ust. 3 und 17a waren die *Trichopterenlarven* (20–31 %) mit *Apatania fimbriata*, den *Limnephilidae* u. a. nach den *Plecopterenlarven* (50–63 %) mit den Gattungen *Protonemura*, *Leuctra* u. a. die zweitbedeutendste Evertbratengruppe. Im unteren Bereich an Ust. 9 bestand die auf 1860 Ind./m² angestiegene Abundanz zu 49 % aus dem Turbellar *Polycelis felina*, zu 31 % aus den *Trichopterenlarven* *Drusus biguttatus*, *Apatania fimbriata* u. a. und zu 11 % aus *Plecopterenlarven* der Gattungen *Leuctra*, *Nemoura*, *Protonemura* u. a. An den wegen verschiedener Siedlungseinflüsse strukturalarmen, nicht mehr versauerten Untersuchungsstellen der Waldnaab (Ust. 12, Abundanz 640 Ind./m²) und ihre Zuflüsse (Ust. 20 und 21, Abundanz 1900–3600 Ind./m²) waren überwiegend *Chironomiden-*, *Simuliiden-* und andere *Dipterenlarven* mit 17–85 % vertreten. Der Anteil der *Trichopterenlarven* *Drusus biguttatus*, *Halesus* und *Limnephilidae* betrug 3–58 %, der der *Ephemeropterenlarven* mit *Baetis* und *Habrophlebia cf. fucca* 1–28 %. Bei höherer Produktivität des Gewässers als Folge der Einleitung der geklärten Abwässer von Bärnau stieg die Abundanz an Ust. 14

auf knapp 3000 Ind./m² an. Sie setzte sich überwiegend aus den *Trichopterenlarven* *Oligoplectrum maculatum*, *Hydropsyche*, *Lithax niger*, *Rhyacophila* u. a. mit 38 %, *Coleopteren* (*Elmis* u. a.) mit 23 % und *Chironomiden-* und andere *Dipterenlarven* mit 22 % zusammen. *Plecopterenlarven* (*Isoperla grammatica*) waren hier mit nur 5 % in der Abundanz vertreten.

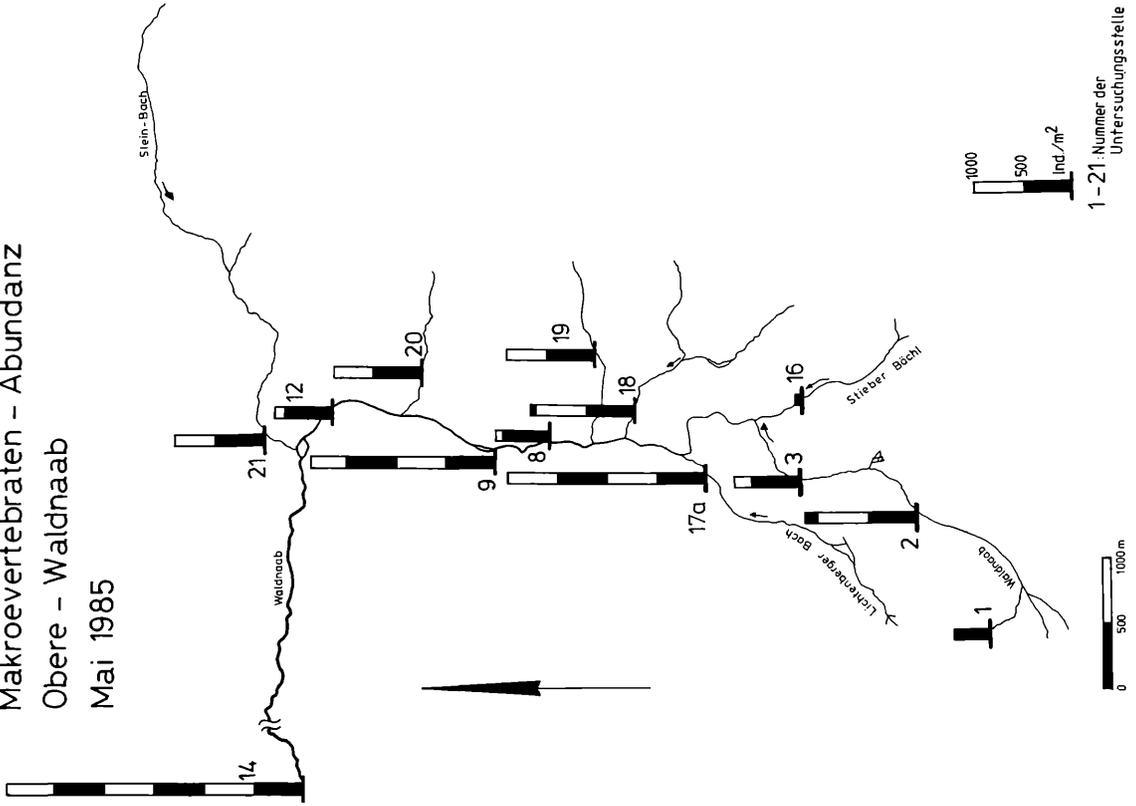
Im November 1985 (vgl. Abbildung 17a und b) wurden bei Wintereinbruch und Wassertemperaturen um 0–2 °C wesentlich geringere Abundanzen als im Mai an den Gewässerstellen festgestellt. Die Abundanzen bewegten sich jetzt zwischen 250 und 900 Ind./m², wobei sich wie im Mai eine Zunahme der Abundanz im Gewässerverlauf der Oberen Waldnaab ergab. Eine etwas abweichende Tendenz als im Mai zeigten die untersuchten Zuflüsse, bei denen der Hafener Bach (Ust. 19) mit 700 Ind./m² eine höhere Abundanz als der Lichtenberger Bach (Ust. 17a) mit 480 Ind./m² aufwies. Auffällig war ferner, daß im November *Ephemeropteren* der Gattung *Baetis* neben ihrem Auftreten im unteren Bereich der Oberen Waldnaab an den Ust. 12 und 14 mit 25–41 % der Abundanz auch im oberen Bereich dieses Gewässersystems an den Ust. 2, 3, 17a mit 3–10 % in der Abundanz vertreten waren. Im mittleren Bereich an den zu dieser Jahreszeit schwach bis kritisch versauerten Gewässerstellen 3, 8, 18, 19 war der *Plecopterenanteil* mit 43–89 % an der Abundanz ungewöhnlich hoch. Die *Plecopteren* setzten sich dabei hauptsächlich aus Larven der Gattungen *Leuctra*, *Protonemura* und *Nemoura* zusammen.

4.2.3 Diskussion

Die Besiedlung kleiner Mittelgebirgsbäche, wie die Obere Waldnaab, wird durch eine Vielzahl von abiotischen und biotischen Faktoren beeinflusst. Unter den abiotischen Faktoren ist die Strömung für Fließwassertiere von großer Bedeutung (vgl. AMBÜHL, 1962), da sie über ihre mechanische Wirkung Einfluß auf die Korngröße des Besiedlungssubstrats nimmt und Fließwassertiere verdrftet. Ferner führt sie Fließwassertieren Nahrung zu und beeinflusst die Sauerstoffsättigung des Wassers, die im unbelasteten Teil der Waldnaab oberhalb der Ortschaft Naab um 100 % Sättigung liegt. Weitere bedeutsame abiotische Faktoren sind die die Stoffwechselgeschwindigkeit der Wasserorganismen beeinflussende Wassertemperatur sowie der Wasserchemismus. In elektrolytarmen Mittelgebirgsbächen wie der Waldnaab spielt dabei der Komplex pH, Ca und das Säurepufferungsvermögen für die Wasserorganismen eine besondere Rolle. Im unteren Bereich der Waldnaab sind ferner die Abwassereinleitung sowie Gewässerverbau von Bedeutung.

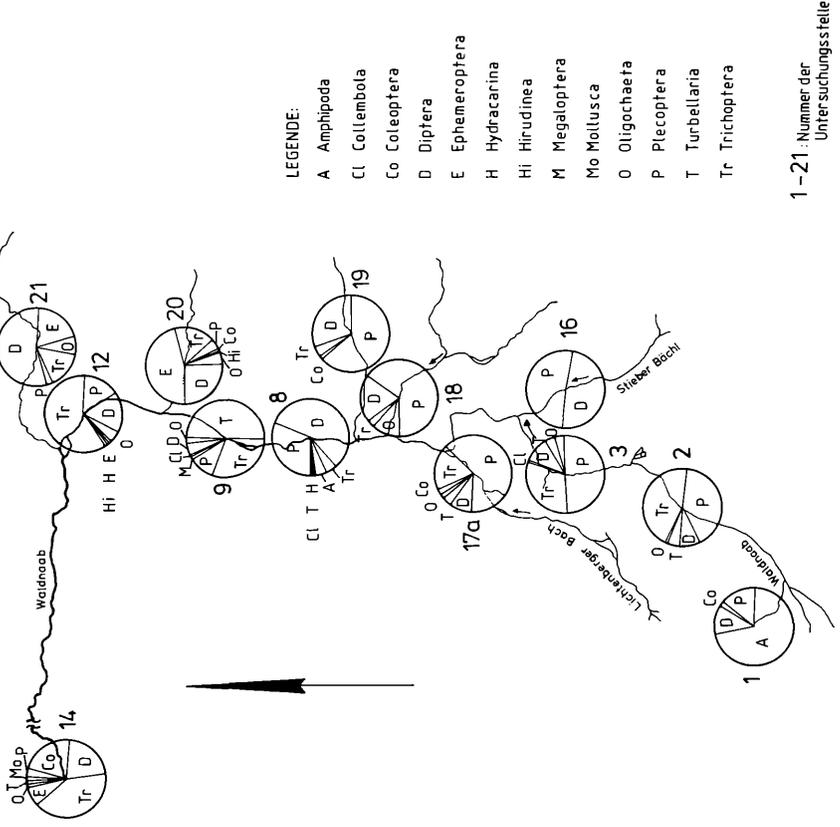
Im oberen quellnahen Bereich der Waldnaab bis Ust. 2 sind Wassertemperatur, die hier maximale Werte um 10 °C erreicht (vgl. Tabelle 1), sowie Nährstoffarmut die die Organismenbesiedlung bestimmenden Faktoren. Hier kommen kaltstenotherme Formen in geringer bis mäßiger Abundanz vor, wie der über das Grundwasser in das Oberflächenwasser vordringende und in der Quelle dominierende Höhlenflohkrebs *Niphargus*, ferner die *Ephemeropterenlarve* *Baetis alpinus*, die *Trichopterenlarven* *Drusus discolor*, *Philopotamus ludificatus* u. a. Die Nahrung für die Primärkonsumenten besteht hier vorwiegend aus organischem Detritus, allochthonen Fichtennadeln und Moos. Allochthones Laub sowie autochthoner Aufwuchs aus Kiesalgen sind zwar vor-

Makrovertebraten – Abundanz
Obere – Waldnaab
Mai 1985



1 - 21 : Nummer der Untersuchungsstelle

Prozentuale Zusammensetzung der Makrovertebraten – Gruppen
Obere – Waldnaab
Mai 1985

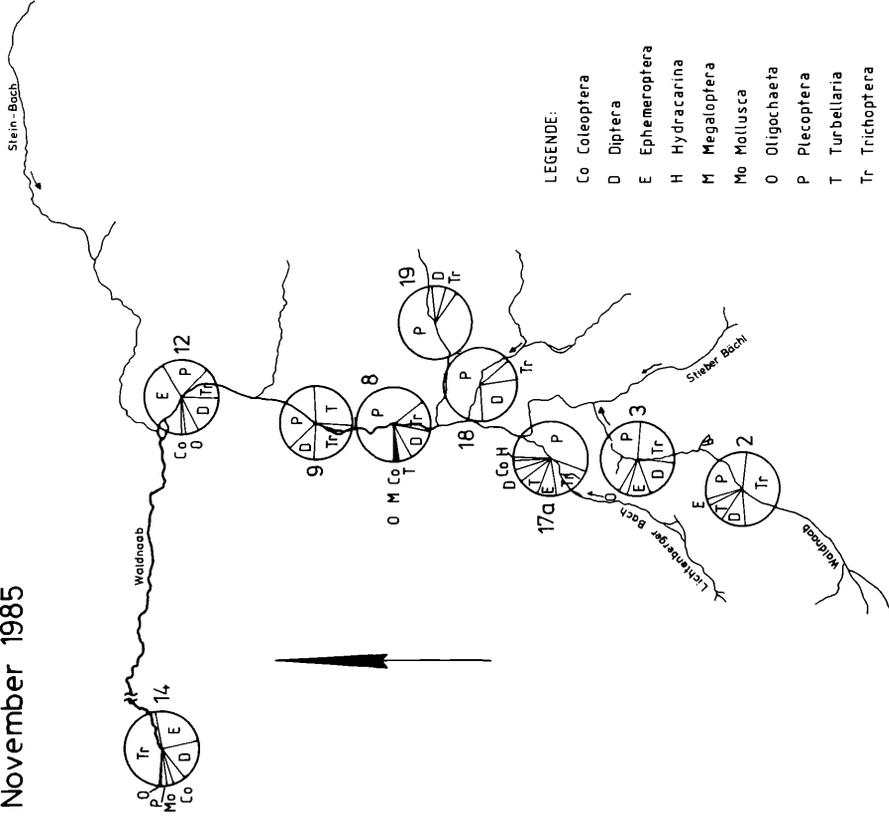


1 - 21 : Nummer der Untersuchungsstelle

Abbildung 16 a (links)

Abbildung 16 b (rechts)

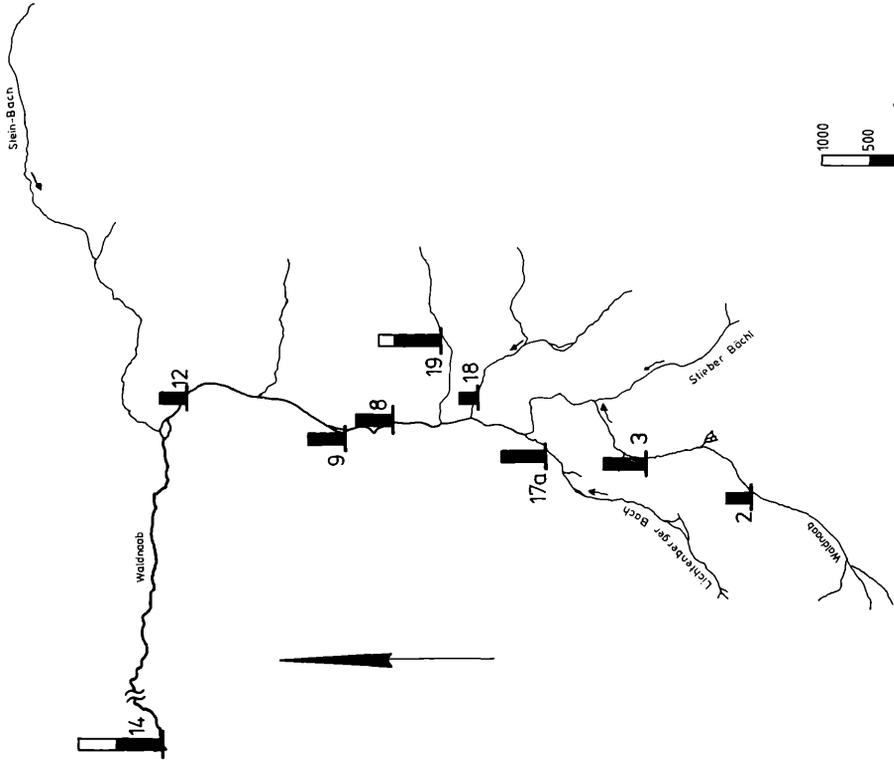
Prozentuale Zusammensetzung der
Makrovertebraten – Gruppen
Obere – Waldnaab
November 1985



2-19 : Nummer der
Untersuchungsstelle



Makrovertebraten – Abundanz
Obere – Waldnaab
November 1985



2-19 : Nummer der
Untersuchungsstelle



Abbildung 17 a (links)

Abbildung 17 b (rechts)

handen (vgl. Kap. 2, 4.2.1), aber quantitativ von untergeordneter Bedeutung. Dominant sind daher im quellnahen Bereich (Ust. 2) detritivore und räuberische Formen, wie die *Plecopterenlarven* *Leuctra*, *Protonemura*, *Isoperla* und omnivore *Trichopterenlarven* aus der Familie der *Limnephilidae* u. a. Stark versauerte rechtsseitige Zuflüsse der Waldnaab führen unterhalb von Ust. 2 bis Ust. 8 zu einer zunehmenden Versauerung des Hauptbaches (vgl. Kap. 3), so daß der pH-Wert im mittleren Bereich zum die Organismenbesiedlung bestimmenden Faktor wird. Während säuresensible Insektenlarven wie *Baetis* spp., *Philopotamus ludificatus* u. a. Organismen, aus der Waldnaab verschwinden und die Artenzahlen abnehmen, werden säuretolerante, polyoxibionte und detritivore *Plecopterenlarven* (*Protonemura*, *Nemoura*, *Nemurella pictetii*, *Leuctra* spp. u. a.) und *Chironomidenlarven* zu den prägenden Organismenlelementen in diesem Bereich und in den stärker versauerten Zuflüssen. Von anderen besiedlungsfeindlichen Gewässerstellen (gelegentlich nahezu trocken fallender Quellbereich, verbaute Gewässerstellen der Waldnaab und ihrer Zuflüsse vor Bärnau) abgesehen, wurden in diesen stärker versauerten rechtsseitigen Zuflüssen auch die geringsten Taxazahlen nachgewiesen. Der nur gelegentlich kritisch versauerte linksseitige Naabzufluß Lichtenberger Bach weist dagegen an Ust. 17a einen ähnlich artenreichen Organismenbestand auf wie die Waldnaab an Ust. 2. Damit zeigen die Gewässer im oberen und mittleren Bereich des Modellgebietes im Gegensatz zu anderen Bachläufen mit Versauerungserscheinungen ein grundsätzlich anderes Organismenverteilungsmuster. In letzteren werden säuresensible Organismen und höhere Artenzahlen erst ab dem Mittellauf nachgewiesen, die oberen quellnahen, stark versauerten Bereiche sind wegen des Fehlens säuresensibler Taxa artenarm (HEITKAMP et al., 1985; KUHN, 1984).

Bemerkenswert ist das Auftreten von *Niphargus* im Mai 1985 an der am stärksten versauerten Gewässerstelle der Waldnaab, an Ust. 8. Diese Gewässerstelle wies zu dieser Jahreszeit einen pH-Wert von 4,5 auf. Er kommt damit noch bei einem pH-Wert vor, der von Arten der nah verwandten Gattung *Gammarus*, die im Modellgebiet nicht auftreten, nicht mehr toleriert wird (vgl. MEINEL et al., 1985; BREHM & MEIJERING, 1982).

Diffuse landwirtschaftliche Einflüsse und Einleitungen aus Fischteichanlagen führen an Ust. 9, die bereits im unteren Bereich des Modellgebietes liegt, neben einer Verbesserung der Nahrungsbedingungen wieder zu einem pH-Anstieg (vgl. Kap. 3). Auch die Wassertemperatur ist nicht mehr ganz so tief wie im oberen Bereich (vgl. Tabelle 1). Damit steigt die Abundanz an dieser Gewässerstelle stärker an, wobei der Turbellar *Polycelis felina* und *Trichopterenlarven*, die an dieser Gewässerstelle dominieren, offenbar besonders begünstigt werden. *Polycelis* besiedelt stets die Oberläufe von Mittelgebirgsbächen unterhalb der Quellregion (THIENEMANN, 1912). Säuresensible *Ephemeropterenlarven* fehlen noch an dieser Gewässerstelle. Erst an Ust. 12 der Waldnaab und an den die Teichwirtschaften entwässernden Naab-Zuflüssen Göttlitzbach (Ust. 20) und Steinbach (Ust. 21) ist der pH-Wert so hoch und ausreichend Algenaufwuchs auf dem Bachsubstrat, daß *Baetis* in z. T. beachtlicher Abundanz wieder auftreten kann. Da jedoch an diesen Gewässerstellen wegen teichwirtschaftlicher Einflüsse gün-

stige Nahrungsverhältnisse vorliegen, andererseits besiedlungsfeindliche Gewässerverbauungen sowie diffuse Siedlungseinflüsse (z. B. Begradigungen, Uferwandverholzung, Unrat und Bauschutt im Bach, gelegentlich sehr geringe Wasserführung der Zuflüsse wegen Ableitung) vorhanden sind, sind die Artenzahlen sehr gering. Die Gesamtabundanzen sind dagegen in den Waldnaabzuflüssen sehr hoch, in der Waldnaab selbst aber sehr gering. Ganz anders sind die Verhältnisse an Ust. 14. Die Waldnaab hat hier schon Mittellaufcharakter mit maximalen Wassertemperaturen um 18°C (vgl. Tabelle 1) und ist deutlich breiter als im Oberlauf. Der Bachverlauf ist nicht begradigt und die Ufer zeigen natürlichen Baumbewuchs. Damit ergibt sich ein reiches Muster mit lenitischen, sandigen Stillwasserbezirken und lotischen, grobsteinigen Strömungsbereichen. Die Produktivität des Gewässers ist wegen mäßiger Abwasserbelastung, wegen landwirtschaftlicher Einflüsse sowie wegen Laubeintrag stark angestiegen. Alle diese besiedlungsfördernden Faktoren erklären die maximalen Abundanzen und Artenzahlen an dieser Gewässerstelle. Die Besiedlung wird hier in erster Linie geprägt von omnivoren *Trichopterenlarven* der Gattung *Hydropsyche* und von *Oligoneurum maculatum*, von räuberischen *Trichopterenlarven* der Gattung *Rhyacophila* sowie von *Dipterenlarven*. Auch Weidegänger sind hier stärker vertreten, da das gröbere Bachsubstrat in stärkerem Maße mit Kiesel- und Grünalgenaufwuchs bewachsen ist. Es sind dies *Ephemeropterenlarven* der Gattung *Baetis*, *Ecdyonurus* und *Rhitrogena*, der Coleopter *Elmis* sowie der erst an dieser Gewässerstelle nachgewiesene säuresensible Mollusk *Ancylus fluviatilis*. Der Anteil an detritivoren und räuberischen *Plecopterenlarven* ist hier gering. Wahrscheinlich begünstigen auch die im Vergleich zu den quellnahen Bereichen deutlich höheren Temperaturen dieser Gewässerstelle das Erscheinen der weiteren *Ephemeroptere*ngattungen *Ephemerella*, *Ecdyonurus* und *Rhitrogena*. Nach Untersuchungen von VERRIER (1953), GLEDHILL (1960), CRISP & NELSON (1965), MINSHALL & KUEHNE (1969) nimmt die Abundanz der *Ecdyonuriden* und *Ephemere*lliden im Vergleich zu den *Baetid*en mit zunehmender Höhe bzw. zunehmender Entfernung von der Quelle zu, was mit einer Limitierung der Höhenverbreitung von *Ephemeropteren* wegen sinkender Durchschnittstemperatur interpretiert wird.

Im Vergleich zum Mai waren die Gesamtabundanzen im November im gesamten Untersuchungsbe- reich sehr gering. Ursache hierfür dürfte die Einwanderung der Evertetraten in die tieferen und im Winter wärmeren Schichten des Interstitials sein, da die Wassertemperaturen in der fließenden Welle zu dieser Zeit bei 0–2°C lagen (vgl. SCHWOERBEL, 1984).

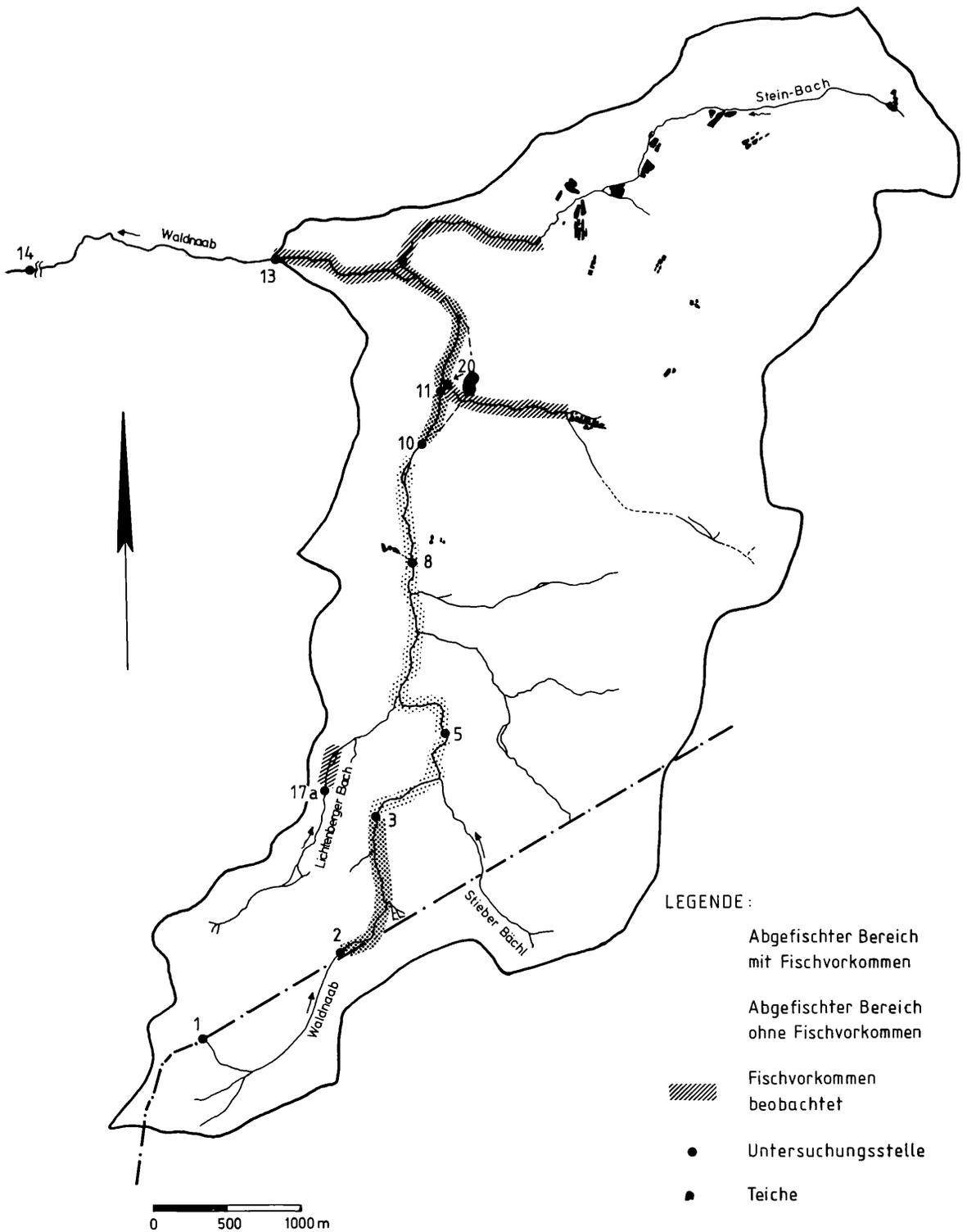
5. Fischereibiologische Untersuchungen

5.1 Methodik

Zur Erfassung des Fischbestandes der Oberen Waldnaab wurde das Gewässer von Untersuchungsstelle 2–11 elektrisch befischt (vgl. Abbildung 18). Ein repräsentativer Teil der gefangenen Fische wurde den Routineuntersuchungen unterzogen, wobei die morphometrischen Parameter Länge und Gewicht festgestellt und die Fische pathologisch-anatomisch, parasitologisch, histologisch, bakteriologisch und

Abbildung 18

Fischvorkommen in der Oberen Waldnaab 1985



virologisch untersucht wurden. Einzelne Organproben (Kiemen, Leber, Niere, Muskulatur) wurden auf das Vorliegen einer Metallbelastung analysiert. Außer den fischereibiologischen Routineuntersuchungen wurden Mageninhaltsuntersuchungen vorgenommen. Von den nach Tötung der Fische in 70% Alkohol konservierten Fischmägen wurden jeweils der Mageninhalt zur Feststellung seines Volumens in einen kalibrierten 10 ml-Meßzylinder gegeben. Danach wurde der Mageninhalt unter dem Binokular auf identifizierbare Bestandteile hin untersucht. Die Schätzung des Magenfüllgrades erfolgte nach folgender Skala:

+ \cong 1%	++++ \cong 50%
++ \cong 10%	+++++ \cong 75%
+++ \cong 25%	++++++ \cong 100%

5.2 Ergebnisse und Diskussion

Die weitreichenden Auswirkungen der Versauerung eines Oberflächengewässers werden besonders bei der Fischfauna deutlich sichtbar. Neben dem Rückgang der Abundanz und der Artenvielfalt in schwach bis kritisch versauerten Gewässern können die Fische aus stärker versauerten Bachoberläufen völlig verschwinden (FISCHER-SCHERL et al., 1986).

Hinsichtlich der Verteilung des Fischvorkommens im Bachverlauf stellt die Waldnaab einen Sonderfall dar. Während in anderen Bächen mit Versauerungserscheinungen die quellenahen Bereiche fischleer sind und sich erst weiter bachabwärts ein Fischbestand einstellt (Einfluß der Landnutzung, Besiedlung), wurde in der Oberen Waldnaab im quellenahen Abschnitt (Ust. 2–3) ein Bachforellenbestand angetroffen (vgl. Abbildung 18). Im weiteren Bachverlauf bis Ust. 9 fehlten Fische, ein entsprechendes Vorkommen bis vor 20 Jahren in diesem Abschnitt ist jedoch belegt. Ab Ust. 10 konnten wieder Fische nachgewiesen werden und ab Ust. 11 ist aufgrund von Besatzmaßnahmen, Zuwanderung u. a. ein stetiger Fischbestand vorhanden. Ferner wurden Fische vereinzelt im Lichtenberger Bach, Göttlitzbach und Steinbach beobachtet.

Die Erklärung für diese interessante Verteilung der Fischbestände in der Waldnaab findet man bei der Betrachtung der geologischen und hydrochemischen Gegebenheiten der jeweiligen Abschnitte (vgl. Kap. 2 und 3). Ursache des Fehlens jeglicher Fische im mittleren Bereich sind lang anhaltende Perioden niedriger pH-Werte mit ihren Folgen (vgl. Kap. 3.2.2). Bei dem Bachforellenbestand im oberen Bereich (Ust. 2–3) dürfte es sich um einen autochthonen Restbestand handeln. Dieser wurde durch die Versauerung der nachfolgenden Bachstrecke (Ust. 3–9) isoliert, vermag aber noch aufgrund der hydrochemischen und biologischen Gegebenheiten zu existieren. Im Gegensatz zu diesem autochthonen Bachforellenbestand kommen im unteren Bereich ab Ust. 10 neben Bachforellen auch Bachsaiblinge und Regenbogenforellen vor. Die Herkunft dieser Fische, ob zugewandert, eingesetzt oder autochthon, läßt sich nicht mehr feststellen. Die Regenbogenforellen stammen vermutlich aus den umliegenden Fischteichen, aus denen sie in die Waldnaab entwichen sind. Ein Hinweis für diese Vermutung war die Verparasitierung einzelner Regenbogenforellen mit Fischegel (*Piscicola geometra*). Dieses Phänomen wurde auch bei Fischen aus anderen nicht versauerten Bächen beobachtet,

Tabelle 7a, b

Übersicht über morphometrische Parameter der aus der Oberen Waldnaab entnommenen Fische

a) Fangstrecke zwischen Untersuchungsstelle 2 und 3

	Fischart	Länge (cm)	Gewicht (g)	Korpulenzfaktor
1.	Bachforelle	9,0	6,4	0,88
2.	"	9,0	7,6	1,04
3.	"	9,2	5,4	0,69
4.	"	9,3	6,7	0,83
5.	"	9,5	6,9	0,80
6.	"	10,7	10,5	0,86
7.	"	10,7	10,9	0,89
8.	"	11,1	11,9	0,87
9.	"	12,4	13,8	0,72
10.	"	12,8	13,9	0,66
11.	"	13,0	18,5	0,84
12.	"	13,8	20,0	0,76
13.	"	13,8	21,2	0,81
14.	"	16,0	27,1	0,66
15.	"	16,4	32,0	0,73
16.	"	17,0	30,0	0,61
17.	"	17,8	43,0	0,76
18.	"	19,5	43,2	0,58
19.	"	25,5	145,0	0,87

b) Fangstrecke zwischen Untersuchungsstelle 10 und 11

	Fischart	Länge (cm)	Gewicht (g)	Korpulenzfaktor
1.	Regenbogenfor.	22,0	90,0	0,85
2.	"	23,0	85,0	0,69
3.	"	23,5	95,0	0,73
4.	"	27,5	130,0	0,63
5.	Bachsaibling	22,0	140,0	1,30
6.	Bachforelle	9,5	8,5	0,99
7.	"	10,5	9,9	0,86
8.	"	11,4	13,7	0,92
9.	"	12,0	19,1	1,11
10.	"	13,3	18,0	0,77
11.	"	14,0	24,8	0,90
12.	"	14,0	26,5	0,97
13.	"	14,0	20,9	0,76
14.	"	15,5	30,1	0,81
15.	"	18,1	60,1	1,01
16.	"	20,8	100,1	1,11
17.	"	24,4	142,0	0,98
18.	"	25,0	160,0	1,02

bei denen Fischteiche im Einzugsgebiet liegen. Gegenüber wurden diese Ektoparasiten nie bei Fischen aus schwach versauerten Bachabschnitten gefunden.

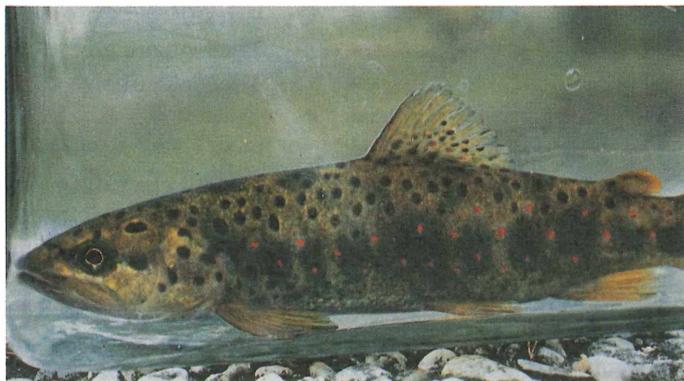
Auffallend niedrig sind die Korpulenzfaktoren der Bachforellen aus der oberen Bachstrecke zwischen Ust. 2 und 3 (vgl. Tabelle 7a). Einige dieser Exemplare sind als ausgesprochene »Hungerformen« zu bezeichnen (vgl. Abbildung 19). Die Werte für die Korpulenzfaktoren der Fische aus der unteren Bachstrecke zwischen Ust. 10 und 11 sind insgesamt höher als die der Fische aus der oberen Bachstrecke (vgl. Tabelle 7b). Eine »typische« Bachforelle aus dem unteren Abschnitt zeigt Abbildung 20. Auffällig sind die Unterschiede im Habitus der Fische aus beiden Bachabschnitten. Beim Vergleich der Korpulenzfaktoren der Regenbogenforellen und Bachforellen aus dem unteren Abschnitt fallen die niedrigen Werte der Regenbogenforellen auf. Offenbar konnten sich die Regenbogenforellen nur ungenügend an die veränderten Umweltverhältnisse im Bach (verändertes Nahrungsangebot, Wasserströmung, Konkurrenz durch die aggressive eingewohnte Bachforelle) anpassen. Bei der Interpretation der insgesamt niedrigen Korpulenzfaktoren ist zu berücksichtigen, daß die Fische in Perioden

Abbildung 19

**Bachforelle aus dem oberen Bereich der Oberen Waldnaab (Ust. 2-3)
»Hungerform«**

**Abbildung 20**

**Bachforelle aus dem unteren Bereich der Oberen Waldnaab (Ust. 10-11),
Länge 25 cm**



niedriger pH-Werte (vgl. Abbildung 10 und 11) und durch Metalle wie Aluminium und Cadmium (vgl. Tabelle 3) einer erheblichen Belastung ausgesetzt sind. Ferner besitzt das Gewässer aufgrund seiner Mineralarmut in den befischten Abschnitten eine geringe Produktivität und das Nahrungsangebot an Nährtieren ist in beiden Fangstrecken nur mäßig (vgl. Kap. 4). Dennoch ergeben sich bei den Mageninhaltuntersuchungen (vgl. Tabelle 8 a, b) von Fischen aus beiden Fangstrecken deutliche Unterschiede, die zu dem Bild mit den jeweiligen Korpulenzfaktoren passen (vgl. Tabelle 7 a, b). So waren 12 der 16 untersuchten Mägen von Fischen aus dem oberen Bereich leer bzw. nahezu leer, die vier anderen Fischmägen wiesen Füllgrade von über 10% auf. Die Mägen der Fische aus dem unteren Bereich hatten dagegen stets einen Inhalt, wobei hier der Füllgrad meistens über 10% lag. Die Nahrungsbestandteile in den Mägen von Fischen beider Fangstrecken setzten sich aus benthischen und terrestrischen Organismen zusammen. Einige Mägen von Fischen aus der unteren Fangstrecke enthielten außerdem noch eine breiige amorphe Masse. Eine Interpretation für die Unterschiede zwischen den Mageninhalten und den Korpulenzfaktoren der Fische aus beiden Fangstrecken ist schwierig. Abgesehen von vier Fischen, deren Mägen einen Füllgrad von mehr als 10% aufwiesen, war die Vitalität und Bewegungsaktivität der meisten Fische aus dem oberen Bachabschnitt möglicherweise so stark herabgesetzt, daß sie im Gegensatz zu den Fischen aus dem unteren Bereich kaum Nahrung suchen konnten. Das würde die insgesamt schlechtere Konstitution der Fische aus der oberen Fangstrecke erklären. In diese Richtung deuten auch Erhebungen von BEAMISH (1974), der bei der nordamerikanischen Saugerart *Catostomus commersoni* aus einem versauerten See ein erheblich reduziertes Wachstum feststellte, obwohl Nährtiere im Übermaß vorhanden waren.

Neben diesem indirekten Einfluß der Versauerung auf das Wachstum der Fische sind auch direkte Einflüsse wirksam. MUDGE et al. (1977), ROSSELAND (1980) und MARSHALL ADAMS et al. (1985) zeigten, daß durch niedrige pH-Werte Mechanismen ausgelöst werden, die tief in den Stoffwechsel eingreifen, so daß mehr Energie für die Aufrechterhaltung des Grundumsatzes erforderlich ist und nur mehr ein geringer Teil für den Zuwachs zur Verfügung steht. Das Alter dieser laichreifen Fische kann aufgrund ihres allgemeinen Habitus auf mindestens 3-4 Jahre geschätzt werden. Bei der Untersuchung der weiblichen Fische wurde festgestellt, daß noch reife Eifollikel in großer Zahl vorhanden waren, obwohl die Laichzeit zum Zeitpunkt der Abfischung im Einzugsgebiet der Waldnaab (Ende Mai) schon lange zurücklag. Wie die histologischen Untersuchungen ergaben, wurden außerdem bei einem Teil der Fische in den Eierstöcken eine große Zahl von Follikeln gefunden, die abgebaut wurden. Dies deutet darauf hin, daß entweder der Laich nicht vollkommen abgegeben oder daß die Oogenese - bevor sie vollständig abgelaufen war - abgebrochen wurde. In versauerten Seen Kanadas beobachteten BEAMISH et al. (1975) bei dem schon erwähnten Sauger *Catostomus commersoni*, daß weibliche Fische ihre Eier zur Laichzeit nicht abgaben. Laborexperimente mit dem Floridakärppling (*Jordanella floridae*) von RUBY et al. (1977) zeigten, daß die Oogenese sehr empfindlich auf pH-Absenkungen reagiert. Das letzte Reifestadium in der Oogenese wird dann nicht mehr erreicht. Bei der histologischen Untersuchung der Kiemen von Bachforellen aus der oberen Fangstrecke wurde eine vermehrte Anzahl von Chloridzellen im respiratorischen Epithel der Kiemenlamellen mit einzelnen »Verklebungen« der Kiemenlamellen besonders an den distalen Enden festgestellt. Chloridzellen, spezialisierte Zellen im Kiemenepithel, erfüllen eine wichtige Aufgabe beim Ionenaustausch

Tabelle 8 a**Mageninhalt von Fischen (Bachforelle) aus der Fangstrecke zwischen Ust. 2 und 3 der Oberen Waldnaab, Mai 1985**

Magen-Nr.	Volumen (ml) Mageninhalt	Magen- füllgrad	identifizierbare Bestandteile
1	2	++++	terrestrische Coleoptera, Trichoptera-Larven, Leuctra-Larven
2	2	++++	” ” ” ” ” ”
3	1,5	+++	Brachycentrus-Larve, Haliphus, Drusus discolor-Larve Ceratopogon-Larve, terrestrische Coleoptera
4	-	-	
5	-	-	
6	≤ 0,1	+	Trichoptera-Larven
7	-	-	
8	≤ 0,1	+	terrestrischer Coleopter
9	≤ 0,1	+	Trichoptera-Larve
10	≤ 0,1	+	Trichoptera-Larve, Chironomidae-Larve
11	-	-	
12	-	-	
13	≤ 0,1	+	terrestrische Coleoptera
14	0,5	+++	Plecoptera-Larve, Hydropsyche-Larve, Trichoptera-Puppe, Limoniidae-Puppe, Simuliidae-Puppe, Elmis-Larve, terrestrische Coleoptera, Arenae, Saltatoria
15	0,1	+	Chironomidae-Larve, Diptera-Imago, terrestrischer Coleopter
16	≤ 0,1	+	terrestrische Coleoptera

Tabelle 8 b**Mageninhalt von Fischen (Bachsaibling, Regenbogenforelle, Bachforelle) aus der Fangstrecke zwischen Ust. 10 und 11 der Oberen Waldnaab, Mai 1985**

Magen-Nr.	Volumen (ml) Mageninhalt	Magen- füllgrad	identifizierbare Bestandteile
1	2	+++	Trichoptera-Larven, Dicranota-Larven
2	3	++++	Trichoptera-Larven, Corixa, Polycentropus-Larve, Dicranota-Larve, Brachycera-Imago, Ichneumonidae-Imago, Lepidoptera-Raupe
3	1	++	Trichoptera-Larve, Plecoptera-Larve, Lepidoptera-Raupe
4	2,5	++++	Trichoptera-Puppen, Detritus
5	1	+++	Insecta-Imagines-Beine
6	2,3	++++	Lumbricidae, Plecoptera-Larven, Trichoptera-Puppe, terrestr. Coleoptera
7	0,8	+++	Plecoptera-Larven, Chironomidae-Larven
8	2,0	++++	Lumbricidae, Plecoptera-Larven, Nematocera-Puppen, Trichoptera-Puppen, Brachycera-Puppen und Imagines, terrestr. Coleoptera
9	0,5	++	Insecta-Imagines-Beine, amorphe Masse
10	0,3	++	Dicranota-Larve, Insecta-Imagines-Beine, amorphe Masse
11	0,2	++	Trichoptera-Köcher, Ephemeroptera-Larven
12	1,0	+++	Plecoptera-Larven, Chironomidae-Larven, Brachycera-Imagines und Puppen, Nematocera-Imagines
13	0,2	++	Plecoptera-Larven, Trichoptera-Larven, Chironomidae-Larven, Diptera-Imagines, terrestr. Coleoptera, amorphe Masse
14	0,2	++	amorphe Masse
15	1,0	++	Trichoptera-Larve, Corixa, terrestr. Coleoptera, amorphe Masse
16	5,0	+++++	Lumbricidae, terrestr. Coleoptera, Lepidoptera-Raupe, Plecoptera-Larve, Trichoptera-Larven

im respiratorischen Epithel der Kiemen, da letztere die Grenz- und Austauschfläche zwischen Fischkörper und umgebendem Wasser darstellen. Sie reagieren daher sehr empfindlich auf die Ionenzusammensetzung im Wasser. Einzelne Chlorid- und Epithelzellen wiesen deutliche Degenerationserscheinungen auf. Ähnliche Beobachtungen wurden auch an Kiemen von Bachforellen aus einem periodisch kritisch versauerten Bach des Bayerischen Waldes gemacht (FISCHER-SCHERL & HOFFMANN, im Druck). Diese Veränderungen sind als eine Reaktion der Kiemen auf ihre Umgebung mit den wechselnden niedrigen pH-Werten, den steigenden Metallionengehalten sowie den niedrigen Calcium- und Magnesiumkonzentrationen zu werten. Vor allem die Aluminiumgehalte (vgl. Tabelle 3) liegen in den Fangstrecken in sehr hohen Bereichen (> 1 mg/l). Aluminium wirkt besonders fischtoxisch im Bereich unter pH 5, da hier eine Zunahme der toxischen Al^{3+} -Spezies erfolgt. Derartige tiefe pH-Werte werden in den Fangstrecken allerdings noch nicht erreicht.

Auf eine ständige Belastung der Fische wies ferner die hochgradige Bildung von Melanomakrophagen in der Niere hin. Diese spezialisierten Zellen treten vermehrt u. a. bei Hungersituationen (AGIUS & ROBERTS, 1981) auf. Die Anzahl der Makrophagen interpretieren WOLKE et al. (1985) als eine Antwort des Fischorganismus auf seine Umwelteinflüsse. Eine vermehrte Bildung von Makrophagen sollte daher nach diesen Autoren als eine Reaktion des Fisches auf eine chronische Umweltbelastung gewertet werden.

Die Untersuchung der Metallbelastung (u. a. Cd, Al) einzelner Fischorgane (Kiemen, Leber, Niere, Muskulatur) ist derzeit noch im Gange. Erste Ergebnisse lassen aber bereits ein interessantes Verteilungsmuster der Akkumulation einzelner Metalle in den jeweiligen Organen erkennen (MILLER, persönl. Mitteilung).

6. Zusammenfassung

Vom Frühjahr 1984 bis zum Frühsommer 1986 wurden an den Oberflächengewässern im Einzugsgebiet Obere Waldnaab modellhaft bei unterschiedlichen Abflußbedingungen hydrochemische und biologische (Mikrobenthos und Makrovertebraten) Untersuchungen durchgeführt, fischereibiologische Erhebungen erfolgten im Frühjahr 1985. Aufgrund der hydrochemischen und biologischen Ergebnisse kann das Modellgebiet in einen oberen, mittleren und unteren Bereich untergliedert werden, in denen sich die geogenen Gegebenheiten und die Landnutzung widerspiegeln.

Im oberen Bereich wurde die pH-Situation in den gering mineralisierten (20–30 mg/l) und von Natur aus leicht sauren Gewässern durch den Gehalt an Hydrogencarbonat bestimmt, der noch so groß ist, daß er einen Säureeintrag abpuffern kann.

Im mittleren Bereich fließen der Waldnaab mehrere, bereits ganzjährig versauerte Bäche zu. Bei Niedrigwasserabfluß war die Pufferkapazität der Waldnaab noch groß genug, um den Säureeintrag der Zuflüsse zu kompensieren. Bei Hochwasser, insbesondere bei der Schneeschmelze, wurde in der Waldnaab eine maximale pH-Absenkung bis auf pH 3,8 und in den Zuflüssen bis auf pH 3,5 gemessen. Mit zunehmender Versauerung nahm der Lösungsinhalt bis auf

60 mg/l zu, verursacht durch die Zunahme von Natrium, Calcium und Sulfat. Dabei sind das Sulfat mit Gehalten von 40 mg/l und der pH-Wert die charakteristischen Versauerungsparameter. Die Metallgehalte waren in den versauerten Gewässern stark erhöht, insbesondere Aluminium (bis zu 1,3 mg/l) und Cadmium (bis zu 0,95 μ g/l).

Bei einer Charakterisierung und Typisierung ließ sich eine Reihe von nichtversauerten Typ (Mg – Na – Ca – HCO_3 – NO_3 – SO_4) bis zum stark versauerten Typ (H – Ca – Al – SO_4) aufstellen.

Im unteren Bereich zeigten die Gewässer einen pH-Anstieg durch den anthropogenen Eintrag, der insbesondere Calcium, Nitrat, Chlorid und Hydrogencarbonat betraf. Durch diese anthropogenen Beeinflussungen wurde eine Versauerung verhindert bzw. aufgehoben. Als Hauptursache für die Versauerung der Gewässer im Einzugsgebiet Obere Waldnaab werden neben Podsolierungsprozessen in Waldböden die seit Jahrzehnten dazukommenden versauernd wirkenden Depositionen, insbesondere die S-Deposition aus der Atmosphäre, angesehen, die auch einen Teil der Metalle, z. B. das Cadmium, eintragen dürften.

Beim Mikrobenthos zeigte sich auf Anwuchsfolien im oberen, schwach sauren Bereich eine artenarme, acidophile bis alkaliphile *Diatomeen*flora. Sie bestand im wesentlichen aus *Eunotia pectinalis* var. *minor*, *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes levanderi* sowie *Achnanthes minutissima*. Im mittleren, zeitweise stark versauerten Bereich der Waldnaab fanden sich auf der Folie mit Ausnahme vereinzelter Zellen von *Eunotia pectinalis* var. *minor* keine Aufwuchsalgen. Die Unterschiede in der Algenbesiedlung sind wahrscheinlich durch die jeweiligen wasserchemischen Gegebenheiten bedingt.

Bei den Makrozoobenthosuntersuchungen wurden insgesamt 83 Arten und höhere Taxa festgestellt. Die Gesamtabundanz nahm in der Waldnaab von der Quelle bis zum letzten Untersuchungspunkt zu. Zu Einbrüchen in der Abundanz kam es an Untersuchungsstellen, die durch Versauerung und wasserbauliche Maßnahmen beeinflusst sind. Die geringsten Taxazahlen wurden an diesen Stellen und im Quellbereich nachgewiesen. Das Artenmaximum wurde an der untersten, durch Biotopvielfalt und mäßige Abwasserbelastung geprägten Untersuchungsstelle der Waldnaab festgestellt. Im zeitlichen Vergleich war die Gesamtabundanz im November 1985 an den meisten Untersuchungsstellen wesentlich geringer als im Mai 1985.

Dominant war in der Waldnaabquelle der kaltstenotheforme Höhlenflohkrebs *Niphargus*. An den stark versauerten Gewässerstellen waren die *Plecopteren*- und *Dipteren*larven am häufigsten vertreten. An den schwach bis kritisch versauerten Stellen dominierten neben den *Plecopteren*larven die *Trichopteren*larven, an einer Untersuchungsstelle auch *Turbellarien*. An nicht versauerten Punkten setzte sich die Makrovertebratenfauna hauptsächlich aus *Trichopteren*- und *Ephemeropteren*larven zusammen.

Bei den Ergebnissen der fischereibiologischen Untersuchungen zeigten sich deutliche Zusammenhänge zwischen der Gewässerversauerung im Untersuchungsgebiet und den Fischvorkommen. Im oberen, leicht sauren Abschnitt fand sich ein autochthoner Bachforellenbestand, während im mittleren zeitweise stark versauerten Bereich der Waldnaab Fische fehlten. Im unteren anthropogen beeinflussten, gelegentlich leicht versauerten Untersuchungs-

abschnitt kamen Bachforellen, Bachsaiblinge und Regenbogenforellen vor.

Die Mägen der Fische aus dem oberen Bereich waren zum überwiegenden Teil leer bzw. fast leer. Dagegen wiesen die Fische aus dem unteren Bereich immer eine deutliche Fülle auf. Dementsprechend waren die Korpulenzfaktoren zum großen Teil niedrig, im besonderen Maße aus dem quellnahen Bereich (Hungerformen). Aufgrund der histologischen Untersuchungen der Gonaden ergaben sich Hinweise auf Störungen in der Oogenese. Ebenso deuten Degenerationserscheinungen in den Chlorid- und respiratorischen Epithelzellen der Kiemenlamellen auf eine Schädigung durch die synergistische Wirkung von niedrigen pH-Werten und hohen Metallgehalten, wie sie in versauerten Gewässern vorkommen. Eine Reaktion des Fisches auf diese Umweltbedingungen ist möglicherweise auch die hochgradige Ausbildung von Pigmentmakrophagen in der Niere.

Summary

In the catchment area »Obere Waldnaab« in north-eastern Bavaria the hydrochemical and biological (microbenthos, macroinvertebrates, fish-biological) investigations of surface waters were carried out at different run-offs from spring 1984 to summer 1986. According to the natural conditions and the kind of landuse the catchment area can be divided into three sections, which reflect the hydrochemical and biological results.

The chemical analysis included pH, el. conductivity, Na, K, NH₄, Mg, Ca, Al, Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cd and the anions Cl, NO₃, SO₄, HCO₃ and PO₄. In the spring region of the brook Waldnaab, built by gneissic rocks, the surface waters are soft waters with low mineralisation (~ 30 mg/l), alkalinity and pH values around 6,0. In the middle area, built by granitic rocks, the surface waters are strongly acidified, especially during snow melt and highwater flow with pH values to 3,5. With increasing acidification the solution concentration begins to grow by increasing H, Na, Ca, SO₄, Al and heavy metals. High concentration of SO₄ and Cd is an indication for acidifying deposition. In the third agricultural and populated area the acidification is prevented or quickly neutralized by anthropogenic influence.

The biological results show acidsensitive organisms, mayfly larvae (*Baetis* spp.) and an acidophile – alkaliophile diatomflora in the source area. In the middle part acid-tolerant organisms are dominant, stonefly larvae (*Protonemura*, *Nemoura*, *Nemurella*, *pictetii*, *Leuctra* spp. and others) and chironomids. In the lower part the organism-settlement is impressed by anthropogenic influence (agriculture, sewage, river-training). There are acidsensitive organisms, mayfly larvae (*Baetis* spec., *Ephemerella ignita*, *Habroleptoides modesta*, *Rhitrogena* spec., *Ecdyonurus* cf. *venosus*, *Habrophlebia* cf. *fusca*) and gastropods (*Ancylus fluviatilis*).

Concerning the fishes an autochthonous brown trout stock (*Salmo trutta* f. *fario*) was found in the spring brook of Waldnaab. The middle acidified part was devoid of fish. In the lower section influenced by occasional acidification and sewage brown trout were caught in addition to brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*).

In the spring area the fish stomachs were empty or nearly empty and the condition factors were very

low. In contrast the fish stomachs from the lower part were regularly filled and condition factors were higher. Histological studies of the gonads indicated disturbances on oogenesis. Signs of degenerations in the chloride and respiratory epithelial cells of the secondary lamellae suggest impairment of function caused by the synergistic effect of low pH-levels and high metal contents. The increased number of macrophage aggregations containing pigment might characterize the fishes' response to the environmental conditions.

7. Danksagung

Herrn Reg. Direktor Dr. A. Hamm, Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, Wielenbach sowie Herrn Prof. Dr. R. Hoffmann, Institut für Zoologie und Hydrobiologie der Universität München, gilt besonderer Dank für ihre wohlwollende Unterstützung beim Zustandekommen dieser Arbeit.

Den Herren W. Teschner, M. Glassmann, P. Gessner, F. Rehberger und W. Möckl sei für Mitarbeit bei den Feld- und Laboruntersuchungen gedankt. Den Herren Dr. H. B. Schmeller und H. Miller danken wir für die bereitwillige Unterstützung bei der Elektroabfischung.

Den Herren K. Arzet und Dr. C. Steinberg sei herzlich für die Determinierung einiger Kieselalgen gedankt. Schließlich danken wir Herrn H. Steiner für die Hilfe beim Anfertigen der Graphiken sowie Frau Dr. C. Gessner und Frau B. Acher für die Schreibearbeiten.

8. Literaturverzeichnis

- AGIUS, C. and ROBERTS, R. J. (1981): Effects of starvation on the melanomacrophage centres of fish. – J. Fish Biol. 19, 161–169.
- AMBÜHL, H. (1962): Die Besonderheiten der Wasserströmung in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht. – Schweiz. Z. Hydrol. 21, 133–264.
- APEL, R. und FAUTH, H. (1977): Hydrogeologische Verhältnisse. – In: Erl. Geol. Karte Bayern 1:25000 Bl. Nr. 7046 Spiegelau u. Nr. 7047 Finsterau: 137–153; München (Bay. Geol. L.-Amt).
- ARZET, K. (in Vorbereitung): Rekonstruktion der pH-Geschichte von Weichwasserseen anhand von subfossilen Seesedimenten. – Diss. Universität Innsbruck.
- BACKHAUS, D. (1967): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse. I. Voruntersuchungen. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 30, 364–399.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1984–1986): Lufthygienische Jahresberichte 1983, 1984 und 1985. – Schriften. Bayerisches Landesamt f. Umweltschutz, H. 60, H. 66 u. H. 70. – München.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WASSERFORSCHUNG: München/Wielenbach: Jahresberichte 1983–1986 zum F/E-Vorhaben Wasser 10204334; Umweltbundesamt Berlin.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1978): Verzeichnis der Bach- und Flußgebiete in Bayern; München.
- BAYERISCHE LANDESSTELLE FÜR GEWÄSSERKUNDE (1971 a): Mittlere jährliche Niederschlagshöhen 1931–1960, Karte 1:500000 v. Bayern.
- (1971 b): Mittlere Niederschlagshöhen im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober) 1931–1960, Karte 1:500000 v. Bayern.
- (1971 c): Mittlere Niederschlagshöhen im Winterhalbjahr (November bis April) 1931–1960, Karte 1:500000 v. Bayern.

- mersoni) in an acidified lake. - J. Fish Res. Board Can. 31, 49-54.
- BEAMISH, R. H., LOCKHART, W. L., VAN LOON, J. C. and HARVEY, H. H. (1975): Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. - *Ambio* 4, 98-102.
- BODENKULTURSTELLE NORDOSTBAYERN (1968): Landwirtschaftliches Gutachten (unveröffentlicht).
- BREHM, J. und MEIJERING, M. P. D. (1982): Zur Säureempfindlichkeit ausgewählter Süßwasser-Krebse (*Daphnia* und *Gammarus*, Crustacea). - *Arch. Hydrobiol.* 95, 17-27.
- CHARLES, D. F. (1985): Relationship between sediment diatom assemblages and lake water Adirondack Lakes. - *Ecology* 66, 994-1011.
- CLAUSEN, H., SCHRIMPF, E., BRANDNER, J. und JANOCHA, F. (1980): Einfluß der Orographie auf die räumliche Verteilung von Schadstoffen im Steigerwald und Fichtelgebirge. - *Geowiss. Beitr. ü. Oberfranken*, Bd. 1: 39-56, Bayreuth.
- CRISP, D. T. and NELSON, J. M. (1965): The Ephemeroptera of the Moor House National Natur Reserve, Westmoreland. - *Trans. Soc. Brit. Ent.* 16, 181-187.
- DAM VAN, H., SUURMOND, G., BRAAK TER, C. J. F. (1981): Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia* 83, 423-459.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1984): Schriftl. Mitt. des Wetteramtes Nürnberg.
- EMMERT, U., HORSTIG, G. v. und STETTNER, G. (1981): Geologische Übersichtskarte 1:200000, CC 6334 Bayreuth; Hannover 1981.
- FISCHER-SCHERL, T., HOFFMANN, R., SCHMITT, P. und LEHMANN, R. (1986): Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in bayerischen Fließgewässern. - *Fischer und Teichwirt* 4, 101-105.
- FISCHER-SCHERL, T. und HOFFMANN, R. (im Druck): Morphologie der Kiemen bei Salmoniden aus einem versauerten Fließgewässer. - In: *Tagungsberichte der DVG »Neues auf dem Gebiet der Fischkrankheiten«*.
- GLEDHILL, T. (1960): The Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera caught by emerged traps in two streams during 1958. - *Hydrobiologia* 15, 179-188.
- HARVEY, H. H., PIERCE, R. C., DILLON, P. J., KRAMER, J. R. and WHELPDALE, R. M. (1981): Acidification in the Canadian environment: Scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. - National Research Council Canada, NRCC Publ. 18475, 369 S.
- HEITKAMP, U., LESSMANN, D. and PIEHL, C. (1985): Makrobenthos-, Moos- und Interstitialfauna des Mittelgebirgsbachsystems der Sieber im Harz (Süd-Niedersachsen). - *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 70, 279-364.
- HÜSER, R. und DUNKEL, J. (1985): Stoffdepositionen durch Niederschläge in bayerischen Waldlandschaften. *Allgem. Forst-Z.* 11, 238-240.
- HUSTEDT, F. (1938/39): Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. *Arch. Hydrobiol./Suppl.* 15, 638-790, Suppl. 16, 274-394.
- ISERMANN, K. (1983): Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge über die Atmosphäre als Standortfaktoren im Hinblick auf die Versauerung land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden. - *VDI-Ber.* 500: 307-335, Lindau.
- 1:500000; In: *Schriftenreihe der Bayerischen Landesfür Gewässerkunde*, Heft 5.
- KNOCH, K. (1952): Klima-Atlas von Bayern. - 23 S., Bad Kissingen Wetterdienst.
- KRIETER, M. (1984): Ökosystemare Untersuchungen zur Versauerung Hydrosphäre im südlichen Taunus und Hunsrück. *Materialien* 1/84, 260-274, Umweltbundesamt Berlin.
- KRIETER, M. und HABERER, K. (1983): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge. - *Vom Wasser*, 64, 219-242, Weinheim.
- KUHN, J. (1984): Limnologische Untersuchungen an Fließgewässern Nationalpark Bayerischer Wald. - Diplomarbeit Universität Bonn (unveröffentlicht).
- LANDWIRTSCHAFTSAMT TISCHENREUTH (1984): Bericht - Landwirtschaftliche Erhebungen (unveröffentlicht).
- LANGGUTH, H. R. (1966): Die Grundverhältnisse im Bereich des Velberter Schiefergebirge. *Der Minist. f. Err. Landwirt. und Forsten des Landes Nordrhein-Westf.* 127 S., Düsseldorf.
- LEHMANN, R., SCHMITT, P. und BAUER, J. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Ihre Verbreitung und Auswirkung. - *Inform. zur Raumentwicklung* 10, 893-922; *Bundesforsch.-/Ber. für Landeskunde und Raumordnung*.
- LENHART, B. und STEINBERG, C. (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. Eine Literaturstudie. *Informationsberichte Bayerischer Landesamt für Wasserwirtschaft*, Nr. 4/84, München.
- LÜCKEWILLE, A., SPÄH, H. und THESING, U. (1984): Aluminiumhydroxidniederschläge in Quellbächen Senne (Teutoburger Wald) als Folge saurer Niederschläge. - In: *Materialien* 1/84: 106-120, Umweltbundesamt Berlin.
- MARSHALL ADAMS, S., BURTIST, C. A. and BECHAMP, J. J. (1985): Integrated and individual biochemical responses of bow trout (*Salmo gairdneri*) to varying duration acidification stress. - *Comp. Biochem. Physiol.* 301-310.
- MATTHESS, G. (1963): Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. - *hess. L.-Amt Bodenforsch.*, 35: 85 S., Wiesbaden.
- (1973): *Lehrbuch Hydrogeologie* Bd. 2: Die Beschaffenheit Grundwassers: 324 S., Berlin-Stuttgart.
- MEINEL, W., MATTHIAS, U. und ZIMMERMAN, W. (1985): Ökophysiologische Untersuchungen zur Säuretoleranz von *Gammarus fossarum* (KOCH). - *Arch. Hydrobiol.* 287-302.
- MEYNEN, E., SCHMITHÜSEN, J., GELLERT, J., NEEF, E., MÜLLER-MINY, H. und SCHULTZE, H. (1962): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands* Bad Godesberg.
- MINSHALL, G. W. und KUEHNE, R. A. (1969): An ecological study of invertebrates of Duddon, an English mountain stream. - *Arch. Hydrobiol.* 66, 169-194.
- MUDGE, J. E., DIVELY, J. L., NEFF, W. H. and ANTHONY, A. (1977): Interrenal histochemistry of acid-exposed brook trout *Salvelinus fontinalis* (Mitchill). - *Gen. comp. Endocr.* 31, 208-215.
- OBERSTE BAUBEHÖRDE IM STAATSMINISTERIUM DES INNERN (1985): Gewässergütekarte Bayern, Stand Dezember 1984; München.

ODEN, S. (1968):

The acidification of air and precipitation and its consequences in the natural environment. – Swedish National Science Research Council (Hrsg.): Ecology Committee Bull. No. 1, Stockholm.

OVEREIN, L. N., SEIP, H. M., TOLLAN, A. (1980): Acid precipitation-effects on forest and fish. Final report on the SNSF-project 1972–1980. – Oslo (2nd edition), 175 S.

PRENZEL, J. (1982):

Ein bodenchemisches Gleichgewichtsmodell mit Kationenaustausch und Aluminiumhydroxosulfat. – Göttinger Bodenkdl. Bericht 72.

PUHE, J. und ULRICH, B. (1985):

Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. – Arch. Hydrobiol. 102,3: 331–342.

ROSSELAND, B. O. (1980):

Physiological responses to acid water in fish. Effects of acid water on metabolism and gill ventilation in brown trout, *Salmo trutta* L. and brook trout, *Salvelinus fontinalis* Mitchell. In: Drabløs D. and Tollan A. (eds.): Proc. Int. Conf. Evol. Impact Acid Precip., Norway 1980, p. 348–349.

RUBY, S. M., ACZEL, J. and CRAIG, G. R. (1977):

The effects of depressed pH on oogenesis in flagfish *Jordanella floridae*. – Wat. Res. 11, 757–762.

SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (1984):

Lehrbuch der Bodenkunde – 11. Aufl., 442 S., Stuttgart (Enke).

SCHOEN, R., WRIGHT, R. und KRIETER, M. (1984):

Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland – erster regionaler Vergleich. – Die Naturwissenschaften 71, 95–97.

SCHOEN, R. und KOHLER, A. (1984):

Gewässerversauerung in kleinen Fließgewässern des Nordschwarzwaldes während der Schneeschmelze 1982. – In: Materialien 1/84: 58–69, Umweltbundesamt Berlin.

SCHRIMPF, E. (1983):

Kreisläufe und Bilanzen von ausgewählten Umweltgiften in Niederschlagsgebieten Nordostbayerns. – Forsch.-Ber. 83-10607024: 214 S., Umweltbundesamt Berlin.

SCHWOERBEL, J. (1984):

Einführung in die Limnologie. 5. Aufl.; 233 S.; UTB 31; Gustav Fischer, Stuttgart.

STEINBERG, C. und LENHART, B. (1985):

Wenn Gewässer sauer werden. Ursachen, Verlauf, Ausmaß; 127 S.; München, BLV.

THIENEMANN, A. (1912):

Der Bergbach Sauerland. – Int. Revue ges. Hydrobiol. Hydrogr./Suppl. 4, 125 S.; zit. in HYNES, H. B. N. (1970): The Ecology of Running Waters. – Liverpool University Press, 555 S., Liverpool.

UDLUFT, H. (1953):

Über eine neue Darstellungsweise von Mineralwasseranalysen. – Nat. Bl. Hess. L.-Amt f. Bodenforschung 81: 308–313, Wiesbaden.

UDLUFT, P. (1979):

Das Grundwasser Frankens und angrenzender Gebiete. – Steir. Beitr. z. Hydrogeologie, 31: 5–128, Graz.

ULRICH, B. und BÜTTNER, G. (1985):

Waldsterben – Konsequenzen für die forstliche und landwirtschaftliche Ertragskraft. – Informationen zur Raumentwicklung 10, 1985: 879–892, Bundesforsch.-Anst. für Landeskunde und Raumentwicklung, Bonn.

UMWELTBUNDESAMT (1977):

Berichte 4/77: Luftqualitätskriterien für Cadmium. – Berlin.

— (Hrsg.) (1984):

Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland – UBA Materialien Bd. 1, Berlin.

— (1985):

Empfehlungen zur Überwachung von Oberflächengewässern – Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe – Empfehlungen zur Methodik und zur Wahl der Entnahmestellen. Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit der ad-hoc Arbeitsgruppe »Gewässerversauerung«, unveröffentlichtes Manuskript, 20 S.

VERRIER, M. L. (1953):

Le rheotropisme et les larves d'Ephémères. – Bull. Biol. 87, 1–33.

VOGEL, F. und BRUNACKER, K. (1955):

Bodenkundliche Übersichtskarte von Bayern.

WASSERWIRTSCHAFTSAMT WEIDEN (1985):

Sondermeßprogramm 33.1: Versauerung kleiner Fließgewässer – Zusammenfassung der Untersuchungsergebnisse. Chemie und Biologie 1984, Weiden (unveröffentlicht).

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

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

ZÖTTL, H. W., FEGER, K. H. und BRAHMER, G. (1985):

Chemismus von Schwarzwaldgewässern während der Schneeschmelze 1984. – Naturwiss. 72, 268–270.

Anschrift der Autoren:

Dr. Johannes Bauer

Dr. Peter Schmitt

Dipl. Geograph Reinhold Lehmann

Bayerische Landesanstalt für

Wasserforschung

Versuchsanlage Wielenbach

Demollstraße 31

D-8121 Wielenbach

Dr. Theresia Fischer-Scherl

Institut für Zoologie und Hydrologie

der Universität München

Kaulbachstraße 37

D-8000 München 22

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1987

Band/Volume: [11_1987](#)

Autor(en)/Author(s): Bauer Johannes, Schmitt Peter, Lehmann Reinhold, Fischer-Scherl Theresia

Artikel/Article: [Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet Obere Waldnaab \(Oberpfälzer Wald, Nord-Ostbayern\) 139-170](#)