



# Auswirkungen der Gewässerversauerung

---

Laufener Seminarbeiträge 4/90



AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE



# **Auswirkungen der Gewässerversauerung**

Seminar  
3.-5. Juli 1989  
in Weiden

Veranstalter:  
Bayerische Akademie für Naturschutz und  
Landschaftspflege  
in Zusammenarbeit mit der  
Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung

Tagungsleitung:  
Dr. Alfred Hamm,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung,  
Versuchsanlage Wielenbach  
Dr. Reinhold Schumacher, ANL

Titelfoto: Fichtelsee im Fichtelgebirge  
(Foto: Peter Schmitt)

**LAUFENER SEMINARBEITRÄGE 4/90**

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) – Oktober 1990

ISSN 0175-0852

ISBN 3-924374-61-9

---

Schriftleitung und Redaktion: Dr. Notker Mallach

Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz und Druck: Pustet-Druckservice (Tittmoning)



# Programm des Seminars

---

## Referenten

## Referate und Diskussionen

---

### Montag, 3. Juli 1989

Dr. Alfred Hamm,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung,  
Versuchsanlage Wielenbach

Begrüßung und Einführung

Dr. Reinhold Schumacher, ANL

Reinhold Lehmann, Dipl.-Geograph,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung,  
Versuchsanlage Wielenbach

Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in Bayern

Dr. Karl Auerswald  
Institut für Bodenkunde,  
Technische Universität  
München-Weihenstephan

Bodenversauerung und die Rolle des Bodenwasserhaushaltes für die Gewässerversauerung

Helga Zahn, Dipl.-Biologin,  
Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft,  
München

Langkernuntersuchung am Großen Arbersee

### Dienstag, 4. Juli 1989

Dr. Alfred Hamm,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung,  
Versuchsanlage Wielenbach

Depositionen säurebildender Luftschadstoffe: chemische Parameter, Säurestöße

Dr. Christian Steinberg,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserwirtschaft  
München

Diatomeen in versauerten Fließgewässern

Dr. Johannes Bauer,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung,  
Versuchsanlage Wielenbach

Makrozoobenthos und Gewässerversauerung

Prof. Dr. Rudolf Hoffmann,  
Institut für Zoologie und Hydrobiologie,  
Tierärztliche Fakultät der  
Universität München

Fischereibiologische Aspekte der Gewässerversauerung

Dr. Theresia Fischer-Scherl,  
Institut für Zoologie und Hydrobiologie,  
Tierärztliche Fakultät  
der Universität München

Auswirkungen der Gewässerversauerung auf das Kiemengewebe von Fischen

### Mittwoch, 5. Juli 1989

Dr. Alfred Hamm,  
Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung  
Versuchsanlage Wielenbach

Exkursion zur Thematik

**Inhalt****Seite**

Seminarergebnis	Reinhold SCHUMACHER	5
Einführung	Alfred HAMM	6 – 7
Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in Bayern	Reinhold LEHMANN	8 – 22
Einfluß von Boden-pH und Bodenwasserhaushalt auf die Gewässerversauerung im ostbayerischen Grundgebirge	Karl AUERSWALD	23 – 29
Depositionen säurebildender Luftschadstoffe – chemische Parameter, Säurestöße	Alfred HAMM	30 – 53
Diatomeen in versauerten Fließgewässern	Christian STEINBERG Rainer PUTZ Claudia SCHREINER	54 – 70
Makrozoobenthon und Gewässerversauerung – dargestellt an Fließgewässern des nord- und nordost-bayerischen Grundgebirges	Johannes BAUER	71 – 79
Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Fischfauna	Rudolf HOFFMANN	80 – 84
Auswirkungen der Gewässerversauerung auf das Kiemengewebe von Fischen	Theresia FISCHER-SCHERL	85 – 88

## Seminarergebnis

### *Sauer wie Apfelsaft*

#### *Fachleute diskutierten Problematik der Gewässerversauerung*

Rund 30 Fachleute und Wissenschaftler aus den Bereichen Wasserforschung und Wasserwirtschaft, Fischereiwesen und Naturschutz diskutierten über den Versauerungszustand und die Auswirkungen der Gewässerversauerung auf aquatische Lebewesen insbesondere im nordost- und ostbayerischen Raum.

Vorgestellt wurden Ergebnisse des Forschungsprojektes der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, die von 1983 bis 1987 im Bayerischen Wald, im Oberpfälzer Wald, im Fichtelgebirge und im Frankenwald intensive Untersuchungen zur Gewässerversauerung durchgeführt hat.

Der Leiter des Projektes, Dr. Alfred HAMM, und die an den Forschungen beteiligten Wissenschaftler, Dr. Johannes BAUER und Dipl. Geogr. LEHMANN gaben in ihren Referaten einen Überblick über die derzeitige Situation.

Manche Fließgewässer im Nordosten und Osten Bayerns sind demnach bereits so sauer wie Apfelsaft. Die Ursache der Versauerung von Gewässern sei der „saure Regen“, der ja bekanntlich auch in starkem Maße mit der Schädigung der Wälder in Zusammenhang stehe. Nur eine schnelle und drastische Reduzierung des Ausstoßes säurebildender Luftschadstoffe sei geeignet, weitere Umweltschäden zu verhüten.

Auch wenn Apfelsaft für den Menschen ein durchaus gesundes und erfrischendes Getränk darstellt, ist ein gleichermaßen saures Gewässer für Fische ein absolut ungeeigneter Lebensraum. Wie Professor Dr. HOFMANN und Frau Dr. Theresia FISCHER-SCHERL betonten, werde den Fischen durch das Absterben der sogenannten Fischnährtiere nicht nur die Nahrungsgrundlage entzogen, es komme auch zu krankhaften Veränderungen an den Kiemen und zum Absterben der Fischembryonen. Darüber hinaus bewirke die Versauerung eine Freisetzung giftiger Schwermetalle, die sich über die Nahrungskette anreichern können. In versauerten Gewässern sind daher nur noch sehr wenige Fische anzutreffen, und auch die Kleintierfauna ist stark beeinträchtigt.

Von dieser Entwicklung besonders betroffen sind die Fließgewässer des Fichtelgebirges, des Frankenwaldes, des Oberpfälzer- und des Bayerischen Waldes, erläuterte Dr. Alfred HAMM von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung. Dort seien die Bäche von Natur aus kalkarm und besonders sauber. Hohe Versauerungsgrade würden sich vor allem nach starken Regenfällen oder bei einsetzender Schneeschmelze ergeben. Einen traurigen Rekord halte derzeit der Steinbach im Fichtelgebirge, wo ein pH-Wert von 2,9 festgestellt wurde.

Dagegen komme in Kalkgebieten, aber auch in Regionen mit mäßig bis stärker verschmutzten Gewässern das Problem der Versauerung weniger zum Tragen, da hier die sauren Substanzen neutralisiert würden. Aus diesem Grund wurde der Gewässerversauerung bei uns bisher kaum Beachtung geschenkt, während sie in den skandinavischen Ländern schon seit ca. 20 Jahren zu den gravierendsten Umweltproblemen zählt.

Dr. Johannes BAUER zeigte auf, daß in den stark versauerten Bächen Nordostbayerns Muscheln, Schnecken, Eintagsfliegenlarven und Flohkrebse genauso fehlen wie Stein- und Flußkrebse. In allen untersuchten Gewässern ist eine große Artenarmut festzustellen, vor allem an Fischnährtieren.

Bei der Mikroflora – speziell bei den Kieselalgen – sind nach den Worten von Dr. Christian STEINBERG vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft in erster Linie acidobionte und acidophile Formen wie beispielsweise die Diatomeengattung *Eunotia* zu finden. Viele Kieselalgen können als Bioindikatoren für bestimmte Versauerungsgrade herangezogen werden.

Eine besondere Schwierigkeit ergibt sich daraus, daß das hierzulande für Gewässergütebestimmungen verwendete „Saprobien-system“ für versauerte Gewässer offenbar nicht mehr funktioniert. Nach diesem Bewertungssystem, bei dem aus der Zusammensetzung der Kleintierfauna der Gewässer auf die Wasserqualität rückgeschlossen wird und das die Grundlage aller üblichen Gewässergütekarten darstellt, ergeben sich für versauerte Bäche stets sehr günstige Güteschätzungen, auch wenn in diesen z. B. schon keine Fische mehr leben können. Die Teilnehmer des Seminars forderten deshalb ein weitergefaßtes, ökologisches Bewertungssystem für Gewässer, das neben dem Verschmutzungsgrad, dem sogenannten Saprobienindex, auch Daten zur Gewässerversauerung und Angaben zur Struktur der Gewässer berücksichtigen soll.

Als den einzig effektiven Ansatz, dem Problem der Gewässerversauerung wirksam zu begegnen, bezeichneten die Seminarteilnehmer die drastische Verminderung der Emission von Luftschadstoffen. Dies sei allerdings nur wirksam, wenn entsprechende Maßnahmen grenzübergreifend beschlossen und durchgeführt würden. Der Kalk von versauerten Gewässern standen die Fachleute eher skeptisch gegenüber. Diese Methode sei „ein Faß ohne Boden“, urteilte Professor Dr. HOFFMANN von der Universität München. Man könne damit zwar die Symptome, nicht aber die Ursachen bekämpfen.

Dr. Reinhold Schumacher

# Auswirkungen der Gewässerversauerung

## Einführung in das Seminar

Alfred Hamm

Die Thematik „Gewässerversauerung“ ist in den letzten Jahren bei verschiedenen Veranstaltungen in der Bundesrepublik schon eingehend diskutiert worden und man kann ohne Übertreibung sagen, daß nur wenige andere Fragestellungen im Umweltbereich seit etwa den 80-er Jahren so viele Aktivitäten und einen vergleichbar umfangreichen Meinungs austausch geweckt haben. Besonders hervorzuheben ist, daß die Wissenschaftler aus den verschiedenen beteiligten Fachgebieten – und diese reichen von der Klimatologie, Meteorologie, der atmosphärischen Umweltforschung, Luftchemie, den Forstwissenschaften, Bodenkunde, Geologie, Geographie, Hydrologie, Limnologie und Wasserwirtschaft – von Anfang an sehr bemüht waren, eindringlich genug und rechtzeitig vor diesem Umweltproblem zu warnen. In Hinblick auf die Gewässerversauerung wurde die Alarmglocke schon in den frühen 70-er Jahren in den skandinavischen Ländern geläutet. Bei uns in der Bundesrepublik waren die Waldschäden das augenfälligere und offenbar viel gravierendere Umweltproblem im Zusammenhang mit der Luftverschmutzung. Aber auch die Boden- und Gewässerversauerung wurde zunehmend ernst genommen. Bei einem Statusseminar am 23. und 24. Febr. 1984 am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft in München, das eine erste Bestandsaufnahme zum Kenntnisstand in der Bundesrepublik Deutschland zur Gewässerversauerung brachte, hat beispielsweise Herr HAUHS eindringlich darauf hingewiesen, daß die Forschungsaktivitäten sich nicht darauf beschränken sollten, allein eine Inventarisierung zur Gewässerversauerung durchzuführen, sondern die Wissenschaftler aufgerufen seien, Prognosen abzugeben. Man könne nicht bei den langen Verzögerungen, die in diesem Geschehen vorliegen, abwarten, wo und in welchem Umfang die Gewässerversauerung auftritt, wenn heute schon mit Sicherheit festgestellt werden kann, „daß ein derartiger Schaden in historischen Zeiträumen nicht rückgängig zu machen ist.“ (HAUHS, 1984).

Aus dieser Sicht wurden teilweise heftige Dispute ausgefochten, wenn z. B. manche Forschungsgruppen Vorstellungen vorbrachten, nach denen – etwas vereinfacht ausgedrückt – die Luftverschmutzung und der „Saure Regen“ nicht oder jedenfalls nicht die entscheidende Ursache der Gewässerversauerung sei, sondern andere Einflüsse, z. B. der Waldumbau vor 150-200 Jahren, die Fichtenmonokulturen, die damit zusammenhängende Vernässung der Böden, die bodeninterne Säureproduktion und der laterale Wassertransport. Diese Diskussion ist keineswegs ganz ausgestanden und wir hoffen, bei dieser Tagung einen weiteren Beitrag leisten zu können, um diese Fragen abzuklären. Wir werden erkennen, daß, wie so immer im komplexen Geschehen in der Natur

mehrfache Ursachen von Schädigungen zusammentreffen.

Die Prognosestellung über die zu erwartenden Entwicklungen ist wichtig, die Bestandserhebung über Umfang und Erscheinungsbild eines Umweltproblems sind genauso nötig. Beides muß sich ergänzen. So wird bei dieser Tagung zunächst eine Bestandserhebung zum Ausmaß der Gewässerversauerung in Bayern gebracht, insbesondere unter Betrachtung der geographisch-geologischen Standortaspekte. Unter den verschiedenen Aktivitäten in der Bundesrepublik Deutschland, die insbesondere über das Umweltbundesamt Berlin gefördert wurden und eine gewisse Koordination im ad-hoc-Arbeitskreis „Gewässerversauerung“ erfahren haben (UMWELTBUNDESAMT, 1987), war die Kartierung der Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland ein besonderes Anliegen. Diese Kartierung war Teil eines Forschungsvorhabens an der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, die Herr Dipl. Geogr. LEHMANN mit Unterstützung durch Datenlieferungen von zahlreichen Dienststellen der Wasserwirtschaftsverwaltungen und von anderen Institutionen und mit dankenswerter Mithilfe durch die Kartographie des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen durchgeführt hat. Seine Ausführungen beziehen sich in Hinblick darauf, daß diese Veranstaltung besonders die Situation in Bayern aufzeigen soll, vorwiegend auf das nord-nordostbayerische Grundgebirge.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens an der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung wurden vom Bayerischen Geologischen Landesamt Untersuchungen zur Bodenversauerung in den ausgewählten Modelleinzugsgebieten durchgeführt. Darüber berichtet Herr Dr. AUERSWALD, jetzt am Institut für Bodenkunde der Technischen Universität München. Bodenkundliche Aspekte waren auch ein wichtiger Teil bei der Exkursion dieser Fachtagung, die in das Einzugsgebiet der Oberen Waldnaab geführt hat. Wir möchten nochmals Herrn Auerswald und den Kollegen vom Bayerischen Geologischen Landesamt sehr für die Unterstützung im Forschungsvorhaben und bei dieser Tagung danken.

Herrn Dr. STEINBERG und Mitarbeitern vom Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft gebührt das Verdienst, sich in Bayern als erste mit der Thematik Gewässerversauerung eingehend beschäftigt zu haben; insbesondere anhand einer umfangreichen Literaturbearbeitung (LENHART u. STEINBERG, 1984) sowie durch einen besonders interessanten Ansatz zur Erfassung der Entwicklung der Gewässerversauerung; nämlich durch paläolimnologische Untersuchungen an Seesedimenten mit der Rekonstruktion früherer Zustände anhand von Organismenresten in verschiedenen alten Sedimentlagen. Frau Dipl. Biol.

H. ZAHN berichtet in ihrem Beitrag über neuere Untersuchungen an einem Langkern aus dem Großen Arbersee.

In ähnliche Richtung, nämlich in die Bioindikation der Gewässerversauerung anhand der Kieselalgen in versauerten Fließgewässern geht der Vortrag von Hr. STEINBERG selbst.

Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens an der BayLWF „pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung“, gefördert durch das Umweltbundesamt, werden im Beitrag von Dr. HAMM hinsichtlich der chemischen Parameter und von Dr. BAUER hinsichtlich des Makrozoobenthon dargelegt. Dabei wird ein Gesamtüberblick über die Situation im Gebiet des Frankenwaldes, Fichtelgebirges, Oberpfälzer Waldes und Bayerischen Waldes gebracht und die Verbindung auch zu den Depositionsmessungen säurebildender Luftschadstoffe, wie sie aus anderen Untersuchungsprogrammen vorliegen, hergestellt. In enger Zusammenarbeit mit der BayLWF wurde mit Förderung durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen ein Forschungsvorhaben am Institut für Zoologie und Hydrobiologie der Tierärztlichen Fakultät der Universität München durchgeführt, daß die fischereibiologischen Aspekte der Gewässerversauerung zum Thema hat. Darüber berichten schließlich Prof. Dr. R. HOFFMANN und Frau Dr. FISCHER-SCHERL.

Nicht behandelt werden bei dieser Tagung Fragen der Gewässerversauerung in Hinblick auf die Gefährdung von Grund- und Trinkwasser und hydrologische Aspekte im Zusammenhang mit den Waldschäden. Es sei darauf hingewiesen, daß in Bayern gegenwärtig ein umfangreiches Programm am Bayerischen Landesamt für Wasserwirtschaft und der Forstlichen Versuchsanstalt durchgeführt wird, das besonders diesen Fragenkomplex zum Thema hat. Bei unserer Fachtagung stehen die gewässerökologischen Aspekte im Vordergrund.

Der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege möchte ich im Namen der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung herzlich danken, daß sie die Anregung zur Durchführung einer solchen gemeinsamen Veranstaltung gerne aufgegriffen hat und die Organisation übernahm. Danken möchten wir allen Vortragenden und Zuhörern, insbesondere in Hinsicht auf die ausführlichen Diskussionen, die bei dieser Tagung breiten Raum einnehmen. Wir hoffen, daß die schriftliche Darlegung der Vorträge dieser Tagung viel Verbreitung findet und den Kenntnisstand zum Problemkreis „Gewässerversauerung in Bayern“ erweitert.

#### **Literaturhinweise**

HAUHS, M. (1984): Stoffbilanzen von Ökosystemen als Mittel zur Beschreibung von Versauerungstendenzen (methodische Überlegungen); in: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – Materialien I/84 Umweltbundesamt. Erich Schmidt Verlag Berlin, S. 161-168.

UMWELTBUNDESAMT: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland; Texte des Umweltbundesamtes – hier in Zusammenarbeit mit der BAYER. LANDESANSTALT FÜR WASSERFORSCHUNG.

LENHART, B., STEINBERG, CH. (1984): Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern – eine Literaturstudie. – Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 4/84.

BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WASSERFORSCHUNG (1988): Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. – Bericht 1988.

#### **Anschrift des Verfassers:**

Dr. Alfred Hamm  
Bayerische Landesanstalt für  
Wasserforschung  
– Versuchsanlage Wielenbach –  
Demollstraße 31  
8121 Wielenbach



# Geographisch-geologische Standortaspekte der Gewässerversauerung in Bayern

Reinhold Lehmann

## 1. Einleitung

Seit dem Beginn der 80er Jahre wird in der Bundesrepublik Deutschland die Versauerung von Grund- und Oberflächengewässern im Zusammenhang mit den Emissionsbelastungen durch säurebildende Luftschadstoffe gesehen und näher untersucht (Umweltbundesamt, 1984).

Die Gewässer können sowohl durch natürliche Prozesse in der Bio- und Geosphäre als auch durch die Deposition von Säuren und säurebildenden Luftschadstoffen aus anthropogenen Quellen versauern.

Unter Versauerung wird nach der Definition des ad hoc Arbeitskreises „Gewässerversauerung“ (Umweltbundesamt, 1987) „die Veränderung der Gewässerbeschaffenheit verstanden, die als Folge des Verlustes an Pufferkapazität im Einzugsgebiet auftreten. Sie führen im Ergebnis zu einer Zunahme der freien und gebundenen Säuren im Wasser“ Dabei ist es jedoch schwierig, zwischen vom Menschen verursachter und natürlicher Versauerung zu unterscheiden. Nach Berechnungen von ULRICH & BÜTTNER (1985) werden allein durch die Emission von Stickstoff- und Schwefelverbindungen auf die Fläche der Bundesrepublik Deutschland im Durchschnitt seit 25 Jahren etwa siebenmal mehr an Säurefracht pro ha und Jahr deponiert, als natürlicherweise durch die Silikatverwitterung, die in basenarmen und pufferungsschwachen Gebieten vorherrscht, neutralisiert werden kann (Abb. 1).

Die Erfassung solcher Gebiete, die aufgrund ihrer geringen Pufferkapazität zu einer Gewässerversauerung neigen, das räumliche und zeitliche Auftreten, sowie die Mechanismen, die zu einer Aufhebung der Versauerung führen, waren in dem Forschungsvorhaben der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, das vom Umweltbundesamt gefördert wurde, vordringlichstes Ziel (vgl. BAUER et al., 1988). Aus diesen Kartierungen, die für die gesamte Bundesrepublik Deutschland durchgeführt wurden (LEHMANN & SCHMITT, 1987) und nur einen Teilaspekt des gesamten Forschungsvorhabens darstellen, werden die Ergebnisse für Bayern gesondert vorgestellt.

## 2. Kartographische Erfassung von schwach gepufferten Räumen in Bayern

Da eine Erfassung der Gewässerversauerung in der Praxis nur punktweise und diskontinuierlich erfolgen kann, liegt es nahe, nach einer Form der Darstellung zu suchen, die es erlaubt, Aussagen über das vorhandene Gefährdungspotential zu machen. Hierfür wurde ein Konzept entwickelt (Abb. 2), das kartographisch auf der Grundlage der Karbonatgehalte der Gesteine und der Basen-

versorgung der Böden, Gebiete bzw. Landschaften erfaßt, die geogen potentiell zu einer Gewässerversauerung neigen.

### 2.1 Pufferungsvermögen der anstehenden Gesteine in Bayern

Neben dem Boden spielt das anstehende Gestein eine entscheidende Rolle für die Abpufferung von Säureeinträgen. Für die Pufferkapazität des Gesteins ist vor allem die mineralische Zusammensetzung, die Durchlässigkeit (Kontaktzeit) sowie die Verwitterungsstabilität von Bedeutung. Hierbei ist der Karbonatgehalt der wichtigste Faktor. Gesteine und Lockersedimente wurden deshalb in drei Gruppen eingeteilt, die der entsprechenden Kartenlegende in Abb. 3 zu entnehmen sind.

Aufgrund der Maßstabsvorgabe von 1 : 2 000 000, war eine generalisierte Darstellung des Karteninhalts unumgänglich. Bei kleinräumig starkem Wechsel in der Geologie erfolgte die Einstufung der Gesteine durch einen Mittelwert. Ebenso mußte berücksichtigt werden, daß aufgrund unterschiedlicher Bildungsbedingungen Gesteinsarten gleichen geologischen Alters verschiedene Karbonatgehalte aufweisen können.

#### 2.1.1 Regionale Übersicht

*Karbonatreich* sind z. B. die Kalkalpen (Kalk, Dolomit), Alpenvorland, Teile des Jura, die Landschaften des Muschelkalks, die glazialen und fluviatilen Ablagerungen.

*Karbonathaltig* sind Molasse, Flysch, Iller-Lechplatte, Tertiärhügelland mit ihren äolischen Auflagen (Löß) ebenso wie die nördliche Gipskeuper- und südliche Fränkische Platte (überwiegend Ton- und Mergelgesteine mit Lößüberlagerungen), Steigerwald und Frankenhöhen, bestehend aus Gipskeuper (überwiegend Tonstein). Karbonathaltig sind z. B. auch die vorwiegend aus Ton- und Sandsteinen bestehenden Gesteine des mittleren und oberen Keupers sowie des Lias, die sich wie ein Gürtel um den karbonatreichen Dogger und Malm legen. Dieser Gürtel setzt sich in der Oberkreide, die bis in die Bodenwöhrer Bucht reicht, fort.

Noch als karbonathaltig wurden der obere Buntsandstein des Spessarts und Odenwalds eingestuft.

*Karbonatfrei bis karbonatarm* ist das Mittelfränkische Becken mit seinen Keupersandsteinen oder der mittlere und untere Buntsandstein des Spessart. Im Frankenwald, der überwiegend aus sauren Schiefen, Grauwacken und Diabasen besteht, treten vereinzelt auch Kalkgesteine auf. In den Grenzgebieten nach Thüringen werden z. T. pyritreiche Griffelschiefer abgebaut, die bei der

Verwitterung saure, sulfatreiche Wässer hervorgerufen. Insgesamt besteht der Frankenwald aus karbonatarmen Gesteinen.

Karbonatarm eingestuft wurde auch das Fichtelgebirge, das vorwiegend aus Graniten, Gneisen, Phylliten, Grauwacken, Quarziten und Basalt besteht (im südlichen Fichtelgebirge sind darin Kalksilikate- und Marmore eingeschaltet) und der Oberpfälzer- und Bayerische Wald mit seinen Gneisen, Graniten, Schiefen und Metabasiten. Im Hinblick auf die Gewässerversauerung ist die Verbreitung der jüngeren Granite, die vor allem im Fichtelgebirge und der nördlichen Oberpfalz vorkommen, von Bedeutung, da diese kieselsäurereicher und basenärmer sind als die älteren Granite.

## 2.2 Pufferungsvermögen der Böden aufgrund ihrer Basenversorgung in Bayern

Um das Pufferungsvermögen bzw. die Sensibilität der Böden gegenüber dem Eintrag von versauernd wirkenden Luftschadstoffen beurteilen zu können, ist das Kriterium Basenversorgung herangezogen worden, das als einziger pedologischer Faktor flächenmäßig für die Bodengesellschaften der gesamten Bundesrepublik Deutschland vorliegt.

Die Basenversorgung beruht auf dem natürlichen geogenen, durch die Verwitterung bestimmten Nachlieferungsvermögen der Pflanzennährstoffe, insbesondere der basisch wirkenden Hauptnährelemente Natrium, Kalium, Calcium und Magnesium (ROESCHMANN, 1978/79). Sie gibt einen Hinweis auf den durchschnittlichen Basengehalt eines Bodens, der sich aus Bodenart, Humusgehalt, Kationenaustauschkapazität und Basensättigung abschätzen läßt. Die verschiedenen Bodengesellschaften wurden in vier Gruppen eingeteilt und sind der entsprechenden Legende der Abb. 3 zu entnehmen.

### 2.2.1 Regionale Übersicht

Auf den sauren wenig basenreichen ostbayerischen Gesteinen haben sich aufgrund der unterschiedlichen Oro- und Topographie, der klimamorphologischen Prozesse (z. B. Vereisung, Solifluktionserscheinungen) etc. differenzierte Böden mit geringer Basenversorgung entwickelt, wie z. B. lehmig-sandige bis lehmig-steinig-grusige z. T. podsolige Braunerden.

Dagegen entstanden beispielsweise auf den Basalten zwischen Marktredwitz und Mitterteich mittel bis gut basenversorgte Braunerden. Ähnlich wie in Ostbayern sind die Verhältnisse im Spessart und Odenwald. Hier finden sich auf den sauren bzw. basenarmen Sandsteinen entsprechend schlecht basenversorgte Braunerden. Ähnliches gilt auch für die Teile des oberen und mittleren Keupers, die sich vornehmlich aus basenarmen Ton- und Sandsteinen zusammensetzen und örtlichen Überlagerungen von Flug- und Decksanden. Auf dem Gipskeuper dagegen sind aufgrund des Ausgangsmaterials gut basenversorgte Böden zu finden.

Die Böden des Muschelkalks, unteren Keupers, Malms etc., die stark kalk- und dolomitreich sind, wurden von der Basenversorgung her als gut eingestuft.

## 2.3 Zur Gewässerversauerung neigende Gebiete in Bayern

Die Abb. 2 gibt den Entwicklungsprozeß der zur Karte der „zur Gewässerversauerung neigenden Gebiete in Bayern“ führt (Abb. 4), vereinfacht wieder. Diese komplexe thematische Karte und ihre Gefährdungsabstufungen (siehe Kartenlegende) stellen eine Synthese aus den beiden geogenen Karten der Abb. 3, unter Berücksichtigung der Landnutzung und des Gewässersystems, dar. Dem Boden wurde hierbei Priorität zuerkannt, da er bei oberflächennahem Abfluß den Chemismus des Wassers entscheidend mitbestimmt.

Die Abb. 4 weist somit Räume aus, die infolge der geogenen Gegebenheiten auf den Eintrag von versauernd wirkenden Luftschadstoffen empfindlich reagieren. Die weiß belassenen Bereiche sind somit hinsichtlich einer Gewässerversauerung nicht gefährdet.

In *farbigen Halbtönen* werden Regionen dargestellt, die von ihrer natürlichen geogenen Situation her unterschiedlich stark gefährdet sind, jedoch sekundär abpuffernd wirkenden Einflüssen, wie Besiedlung und Landnutzung, unterliegen. Diese Einflüsse werden noch an einem Beispiel aus dem nordostbayerischen Raum detaillierter beschrieben.

In entsprechenden *Volltönen* sind die am stärksten gefährdeten Wald- und Mooregebiete hervorgehoben. Daraus wird ersichtlich, daß das Auftreten saurer Gewässer meist auf die siedlungsfernen, bewaldeten Höhen der Mittelgebirge und kalkarmen Moore begrenzt ist.

Die Abgrenzungen der Flächen mit Halb- und Volltönen sind allein schon aufgrund der meteorologischen und hydrologischen Verhältnisse nicht scharf, sondern fließend.

Bei der Erstellung dieser Karte konnte aufgrund des heutigen Wissenstandes nicht zwischen Gebieten mit natürlich sauren Gewässern und Gebieten, in denen eine Gewässerversauerung erst im Zuge der anthropogen bedingten Deposition von säurebildenden Luftschadstoffen eingetreten ist, unterschieden werden.

## 3. Stand der pH-Wert-Situation in den Oberflächengewässern Bayerns

### 3.1 Indikatoren für eine Gewässerversauerung

Es gibt verschiedene Möglichkeiten, die Gewässerversauerung zu erfassen. Außer den physikalisch-chemischen Bestimmungsmethoden, die die Verhältnisse im Wasser zu einem bestimmten Zeitpunkt wiedergeben, können biologisch und/oder fischereipathologische Untersuchungen die Auswirkungen auf die verschiedenen Lebensgemeinschaften im Bach über längere Zeiträume wiedergeben. Mit paläolimnologischen Untersuchungsmethoden können anhand von Seesedimentkernen die Trends über Jahrtausende beobachtet werden.

Ein sehr wesentlicher Indikator der Gewässerversauerung ist der pH-Wert, der von entscheidender Bedeutung für den Chemismus und die Biozöosen in den Gewässern ist. Je nach Jahres- oder Tageszeit kann der pH-Wert, d. h. die Säurekonzentration, stark schwanken, wobei die Schwankungen in pufferungsschwachen Räumen bzw.

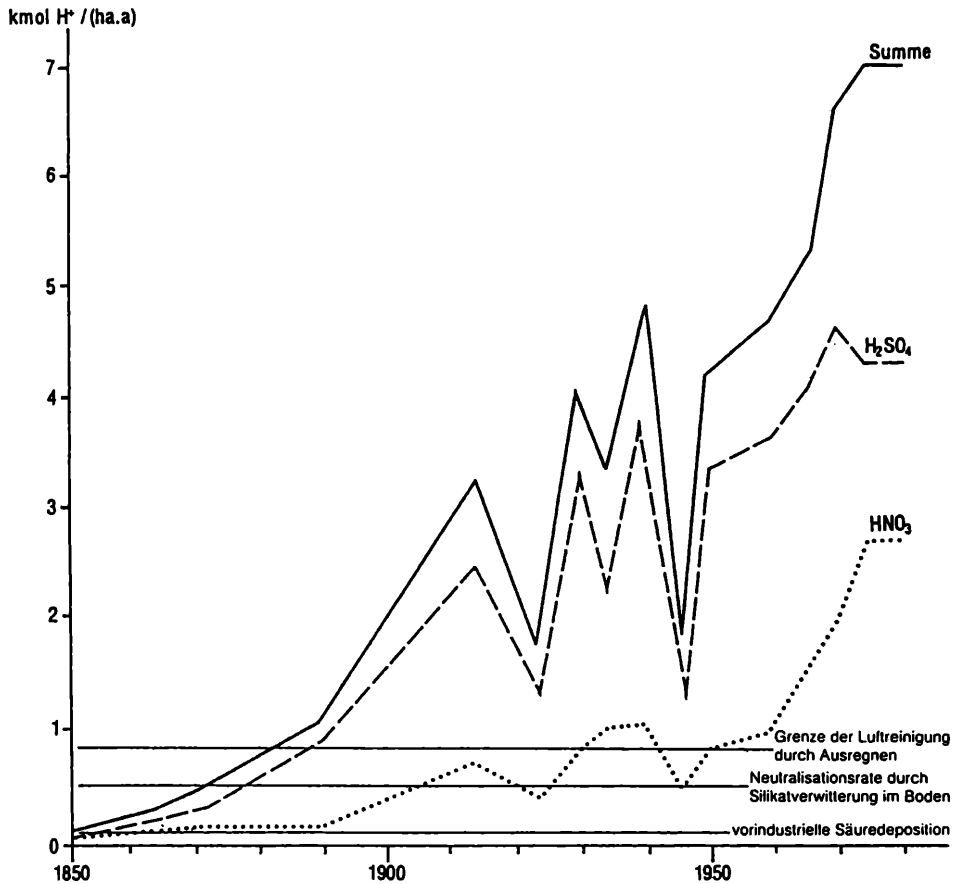


Abbildung 1

Säure-Emission (SO<sub>2</sub>+NO<sub>x</sub>) in der Bundesrepublik Deutschland seit 1850, ausgedrückt in kmol H<sup>+</sup> pro ha und Jahr.  
Quelle: ULRICH & BÜTTNER, 1985

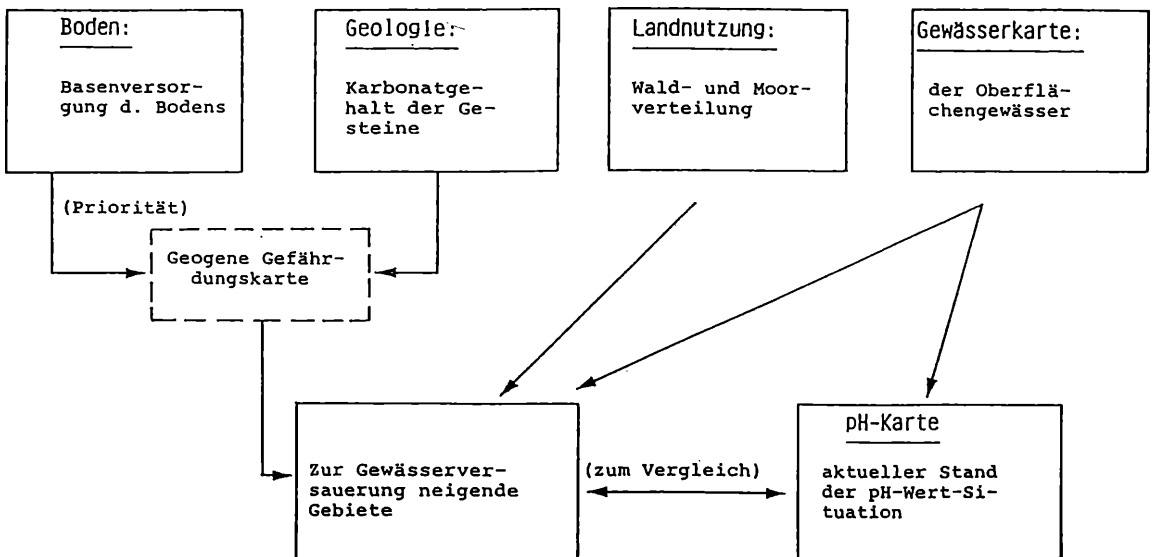


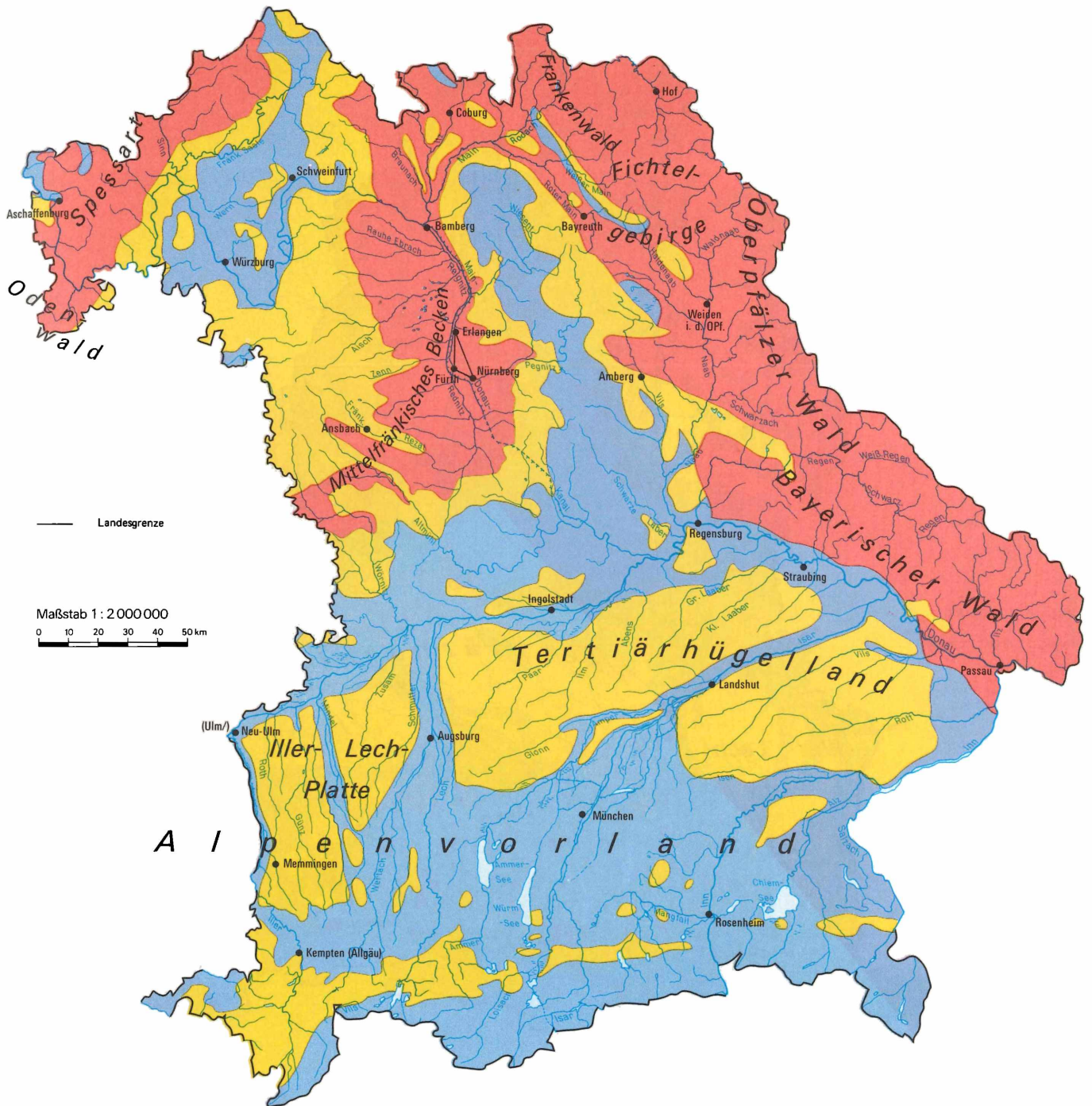
Abbildung 2

Vereinfachte Darstellung der Entstehung der Karte „zur Gewässerversauerung neigende Gebiete in Bayern“

Abbildung 3a

Pufferungsvermögen der anstehenden Gesteine

aufgrund ihres Karbonatgehalts



Karbonatgehalt des Gesteins:



• Oberzentrum/mögliches Oberzentrum

Zentrale Doppel- und Mehrfachorte sind durch Linien verbunden (nach Ministerkonferenz für Raumordnung)

Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland Umweltbundesamt Berlin, September 1987

Grundkarte: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, Boppard 1978 und 1979

Bearbeiter: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München/Wielenbach

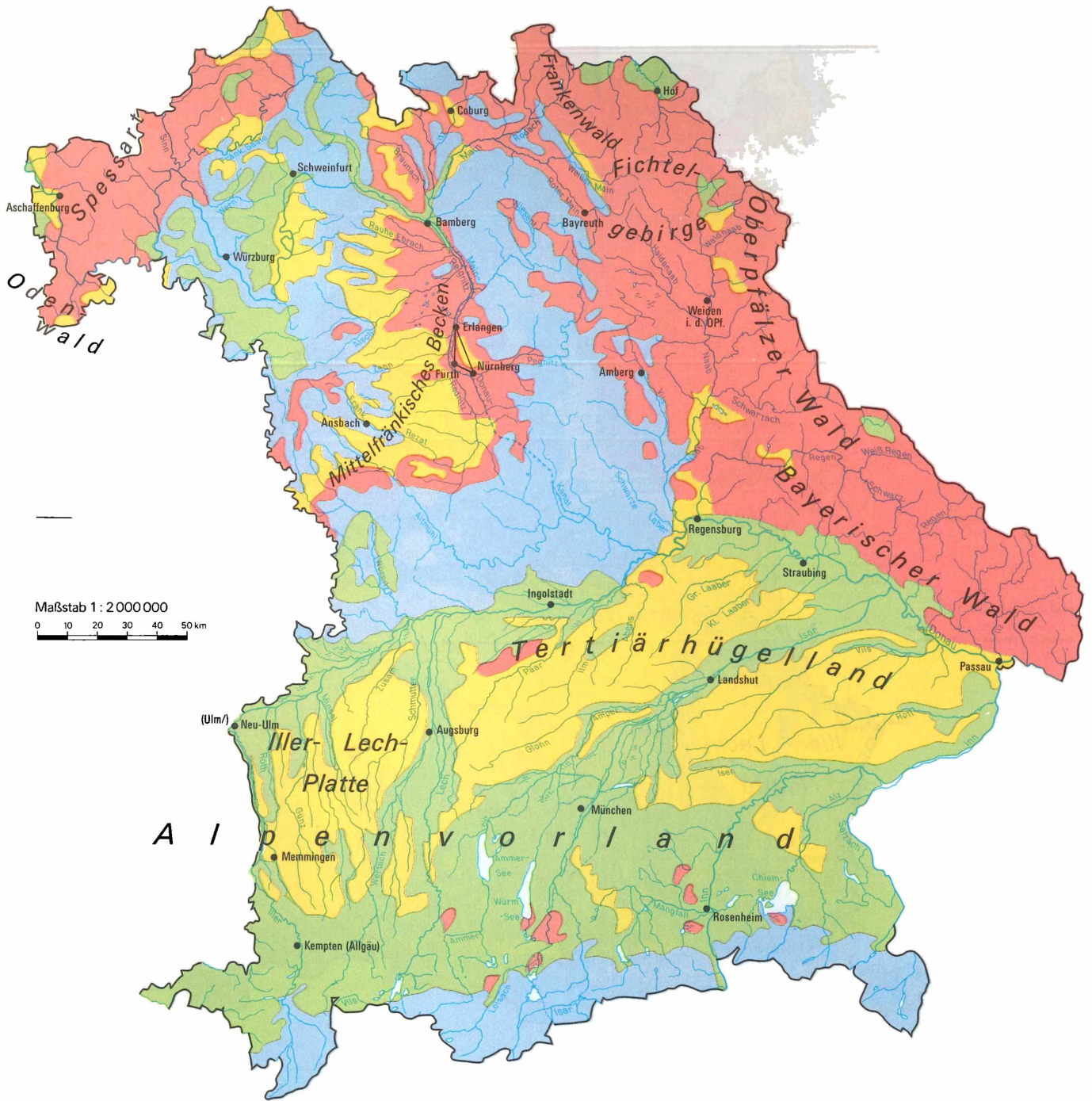
Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen



Abbildung 3 b

**Pufferungsvermögen der Böden**

aufgrund ihrer Basenversorgung



Basenversorgung der Böden:



● Oberzentrum/mögliches Oberzentrum

Zentrale Doppel- und Mehrfachorte sind durch Linien verbunden (nach Ministerkonferenz für Raumordnung)

Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland Umweltbundesamt Berlin September 1987

Grundkarte: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, Boppard 1978 und 1979

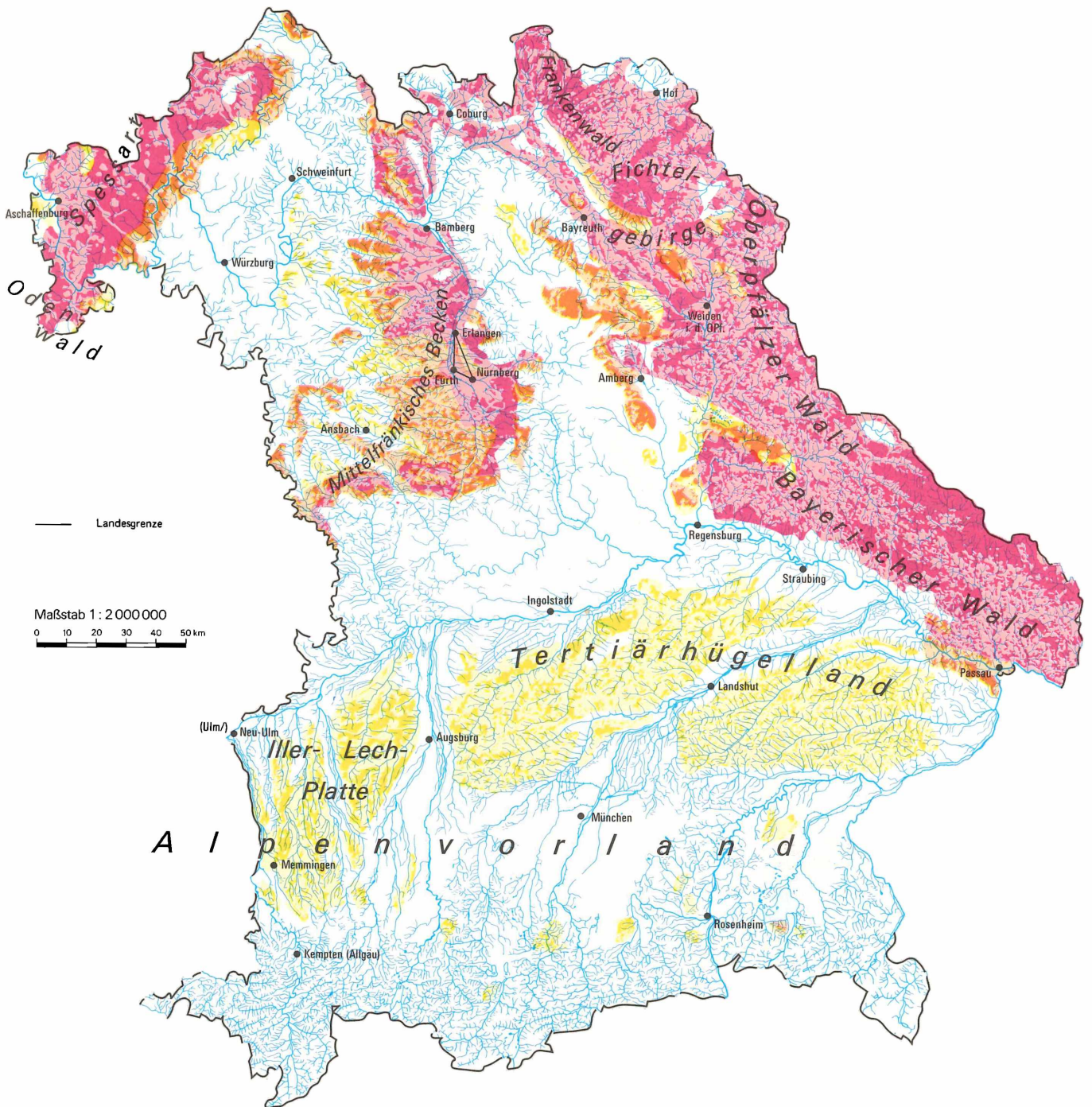
Bearbeiter: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München/Wielenbach

Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen



Abbildung 4

Zur Gewässerversauerung neigende Gebiete



Gefährdungsstufen:

Gefährdungsgebiete  
(Wald, Moor u. ä.)



● Oberzentrum/mögliches Oberzentrum

Zentrale Doppel- und Mehrfachorte sind durch Linien verbunden  
(nach Ministerkonferenz für Raumordnung)

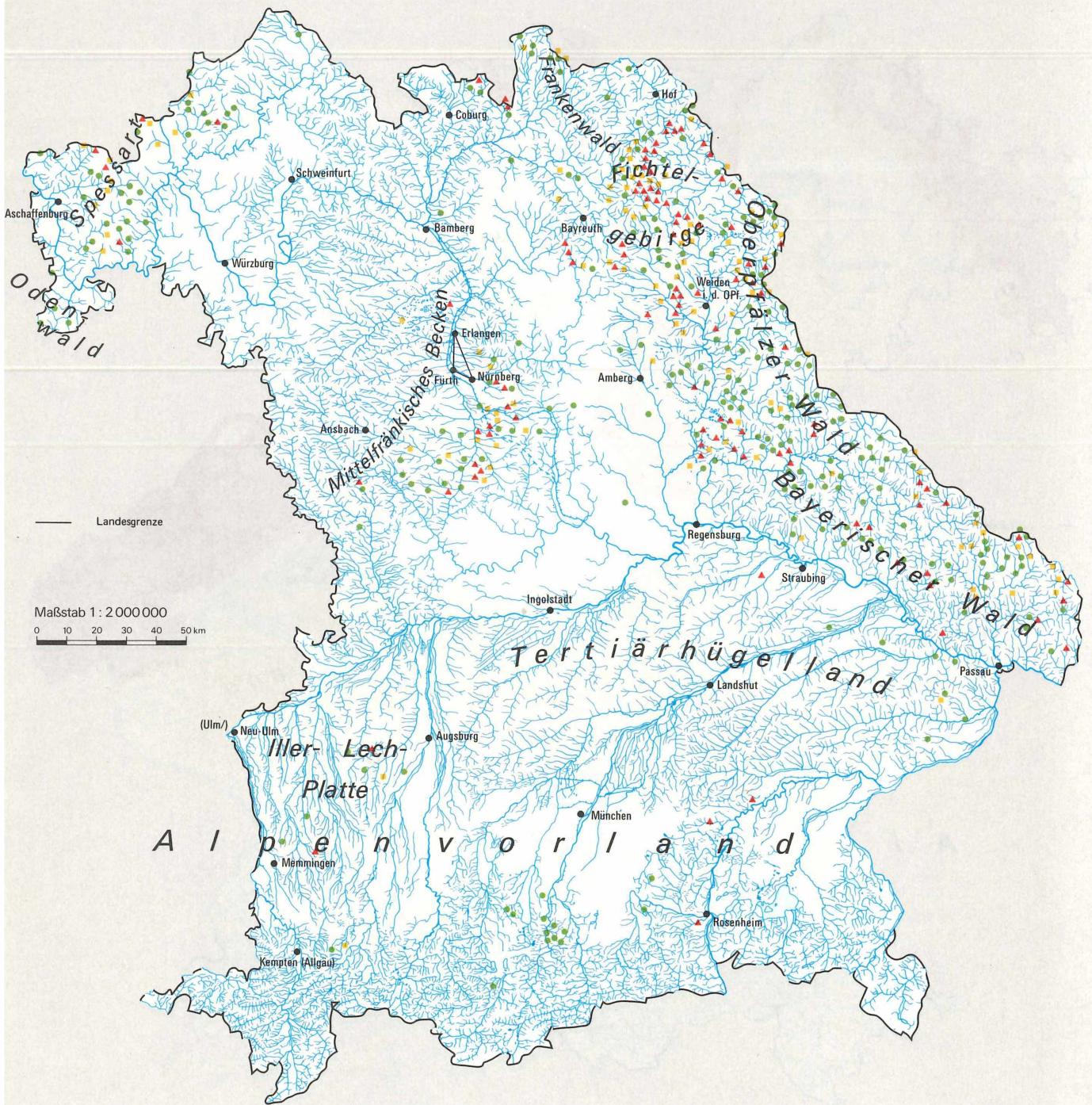
Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland Umweltbundesamt Berlin, September 1987

Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, Boppard 1978 und 1979

Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München/Wienlbach

Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen





Minimale pH-Werte in Oberflächengewässern:

- ▲ unter 4,3
- 4,3 bis 5,0
- über 5,0 bis 6,0

● Oberzentrum/mögliches Oberzentrum

Zentrale Doppel- und Mehrfachorte sind durch Linien verbunden (nach Ministerkonferenz für Raumordnung)

Quelle: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland - Umweltbundesamt Berlin, September 1987

Grundkarte: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, Boppard 1978 und 1979

Bearbeiter: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München/Wielenbach

Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen



Gewässern am stärksten ausfallen. Solang noch Karbonate vorhanden sind, spielt das Kohlensäure/Hydrogenkarbonat Puffersystem (Kohlensäuregleichgewichtssystem) in Gewässern die wesentliche Rolle, wobei zu beachten ist, daß schon bei pH-Werten unter 5,5 noch andere Puffersubstanzen wie Aluminium oder Huminstoffe mit beteiligt sein können (HÜTTER, 1984).

Ein weiterer Indikator, der im Zusammenhang mit den Depositionsraten steht, ist der analytisch zu bestimmende Sulfatgehalt im Wasser. Diesbezügliche Ergebnisse müssen jedoch immer im Zusammenhang mit dem möglichen geogenen Background diskutiert werden.

### 3.2 Aktueller Stand der Gewässerversauerung in Bayern (< pH 6)

Der Abb. 4 der „zur Gewässerversauerung neigenden Gebiete in Bayern“ wird mit der Abb. 5 der „aktuelle Stand der Gewässerversauerung in Bayern (< pH 6)“ gegenübergestellt. Bei einem Vergleich der beiden Abbildungen ergeben sich sehr gute Übereinstimmungen, so daß in den Gebieten, in denen geogen die Gefahr einer Gewässerversauerung besteht, diese oftmals schon auftritt.

Die pH-Werte aus dem ostbayerischen Raum entstammen zum größten Teil eigenen Messungen (BAUER et al., 1988), die anderen Werte, die der Karte zugrunde liegen, stellen Messungen der verschiedensten Bearbeiter über einen Zeitraum von 8 Jahren (1978-1985) dar.

Die Messungen wurden in drei Bereiche zusammengefaßt, wobei pH-Werte über 6,0 nicht in dieser Karte dargestellt wurden. Die Abstufungen können der Legende entnommen werden. Die Grenze bei pH 6,0 wurde deshalb gezogen, weil sich darunter erste Auswirkungen auf die Wasserorganismen und Veränderungen in den Artenzusammensetzungen feststellen lassen. Zudem beginnt das Puffersystem des Kohlensäure/Hydrogenkarbonats nachzulassen. In dem höchsten Bereich (grüne pH-Punkte) liegen noch viele natürlich sauren Gewässer, da vor allem pH-Werte von 5,5-6,0 bei den extrem weichen Gewässern der Mittelgebirge häufig schon durch den CO<sub>2</sub>-Gehalt verursacht werden.

Die Abgrenzung bei pH 5,0 wurde gewählt, weil darunter das Puffersystem der Kohlensäure nicht mehr wirksam ist. Außerdem beginnt hier die verstärkte Freisetzung von dreiwertigem Aluminium, das viele Wasserorganismen, so z. B. den Leitfisch der Mittelgebirgsbäche, die Bachforelle, toxisch schädigt und bis zur Letalität führen kann. Der ungerade pH-Wert 4,3 als unterste Grenze, ergab sich aus der Tatsache, daß der Titrationsendpunkt der Säurekapazität erreicht ist. Zudem sind nur noch wenige besonders säuretolerante Organismen in solchen Gewässern zu finden.

### 3.3 Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge

Da es zwar wünschenswert aber aufgrund der Datenstruktur nicht möglich war, die pH-Situation für Bayern zu verschiedenen Abflusssituationen in einer Gesamtübersicht darzustellen, wird dies beispielhaft am nord- und nordostbayerischen Untersuchungsraum vorgenommen. Dieser Raum ist vom Gefährdungscharakter her eines

der flächenmäßig größten zusammenhängenden und bewaldeten Gebiete der Bundesrepublik Deutschland.

#### 3.3.1 Naturräumliche Beschreibung des Untersuchungsraumes

Das nord- und nordostbayerische Grundgebirge reicht von der Donau und dem österreichischen Waldviertel im Südosten bis zur Grenze der ehemaligen DDR im Norden. Im Westen grenzen die breiten Urstromtäler der Naab und des Regens und im Nordwesten die morphologisch markante Störungszone, die Fränkische Linie, das Grundgebirge gegenüber den gut gepufferten kalkreichen Gesteinen der Fränkischen Alb und des Obermainisch-Oberpfälzischen Hügellandes ab. Das Grundgebirge gliedert sich aufgrund der geologischen und morphologischen Gegebenheiten in 4 deutlich voneinander abgegrenzte Mittelgebirgslandschaften (MEYNEN et al., 1962), deren geogene Gegebenheiten bereits in der Abb. 3 vorgestellt wurden.

1. Bayerischer Wald
2. Oberpfälzer Wald
3. Fichtelgebirge
4. Frankенwald mit dem Bayer. Mittelvogtländischen Kuppenland

##### 3.3.1.1 Klimatische Gegebenheiten

Die genannten Mittelgebirgslandschaften stellen Klimascheiden dar. Sie liegen in der Übergangszone von maritimer und kontinentaler Prägung (BAUMGARTNER, 1985), im Sommer quer zur zyklonalen Westströmung, im Winter quer und in Nordostbayern z. T. offen zur antizyklonalen Ostströmung. Bei Südostlagen werden sie von niederschlagsreichen Vb-Tiefs (Dauerregen) gequert, die von der Adria nordostwärts ziehen. Wolken und Hochnebel sind für die Hoch- und Kammlagen der vier Mittelgebirge, insbesondere für den Hinteren Bayerischen Wald, von Bedeutung. Heftige kurzanhaltende Gewitterregen (Starkregen) sind für den Spätfrühling und Frühsommer typisch (HARTKE & RUPPERT, 1959). Das Klima zeichnet sich durch niedrige mittlere *Jahrestemperaturen* aus, je nach Höhenlage zwischen 7 und 3° C, die wesentlich niedriger sind als die in vergleichbaren Höhen, z. B. in den Alpen. Die Winter sind lang, rau und niederschlags- bzw. schneereich. Eine *Schneedecke* von  $\geq 1$  cm liegt im Durchschnitt 60-80 Tage, in den Hochlagen des Fichtelgebirges bis zu ca. 120 Tage und im Bayerischen Wald bis zu 150 Tage (KNOCH, 1952). Die *Schneeschnmelze* dauert im allgemeinen von Mitte März bis Mitte April, in den Hochlagen des Hinteren Bayerischen Waldes von Ende April bis Anfang Juni.

Der mittlere *Jahresniederschlag* nimmt im Frankенwald und im Fichtelgebirge aufgrund der Höhenverteilung von 1000 bzw. 1200 mm im Westen bis auf unter 600 mm im Osten ab (KNOCH, 1952). Im Oberpfälzer und Bayerischen Wald steigen die Niederschläge aufgrund der Orographie von 700 mm im Westen auf 1000 mm im Osten an und im Hinteren Bayerischen Wald sogar bis über 1800 mm (KNOCH, 1952). Die *Maxima* liegen im Juli und Dezember. Die Nieder-

schlagsminima liegen im Frühjahr in den Monaten Februar/März und im Herbst zwischen September und November.

### 3.3.1.2 Vegetation

Da in den bewaldeten Gebieten die Depositionen höher sind als im Freiland (HÜSER, 1988) und in der Regel abpuffernde Einflüsse aus anthropogenen Quellen fehlen, hat die Waldverteilung und -zusammensetzung einen bedeutenden Einfluß auf die Gewässerversauerung. Der Anteil der Waldflächen in den 4 Mittelgebirgslandschaften weist regional starke Schwankungen auf. Im Hinteren Bayerischen Wald, Fichtelgebirgswald und im Frankenwald (ohne Münchberger Gneismasse) erreicht der Wald noch einen Anteil bis zu 50 %. (BAUER et al., 1988). Nur in den Höhenlagen über 700 bis 800 m ü. NN nimmt der Wald noch große geschlossene Areale ein. Tiefer gelegene Landschaften, wie z. B. Münchberger Gneismasse, Vorderer Oberpfälzer und Vorderer Bayerischer Wald, sind weitgehend entwaldet (Waldanteil meist weit unter 30 %) und landwirtschaftlich genutzt. Im Frankenwald liegen die Siedlungen und bewirtschafteten Gebiete auf den Hochflächen, so daß sie durch ihre abpuffernde Wirkung einer flächenhaften Versauerung der tief eingeschnittenen Gewässer entgegenwirken.

Von der ursprünglichen Waldgesellschaft, einem Bergmischwald mit Buche, Eiche, Tanne, Kiefer, Fichte und gelegentlich Ahorn und Ulme, gibt es noch kümmerliche Reste im Nationalpark Bayerischer Wald. In den heutigen *Wirtschaftswaldungen* dominiert mit 60-90 % der Nadelwald, in dem die Fichte vorherrscht. Der Anteil der Tanne ist infolge der neuartigen Waldschäden stark zurückgegangen. In Höhen über 1 100 m ü. NN des Hinteren Bayerischen Waldes findet sich fast reiner Bergfichtenwald. Der Laubwald, meist aus Buche bestehend, erreicht nur lokal höhere Anteile bis zu 25 %.

### 3.3.2 Versauerungssituation in den Gewässern

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag auf der Fragestellung, wie sich die Versauerung zu verschiedenen Abflußsituationen darstellt und wie weit diese aus den bewaldeten Quell- und Oberlaufregionen in die landwirtschaftlich genutzten und besiedelten Bereiche hinausgetragen werden.

Von den Oberflächengewässern sind im Untersuchungsraum die Mehrzahl Fließgewässer, wobei die Mittelläufe in der Regel bereits so weit durch Siedlungseinflüsse geprägt sind, daß sie nur ausnahmsweise pH-Situationen im sauren Bereich aufweisen. Natürliche Seen treten im Untersuchungsgebiet nur im Bayerischen Wald auf (Kleiner und Großer Arbersee, Rachelsee). Größere Stauseen sind die Trinkwassertalsperren Mauthaus im Frankenwald sowie Frauenau im Bayerischen Wald, ferner der Ranna-See und der Blaubacher See im Bayerischen Wald, der Liebensteinspeicher, der Eixendorfer See, der Perlsee, der Silbersee, die Trausnitz- und Kainzmühlsperre im Oberpfälzer Wald und im Fichtelgebirge der Weißendorfer See, der Fichtelsee, der Förmitz- und der Feisnitzspeicher. Hinzu kommen zahlreiche ältere und kleinere Stauanlagen und Weiher,

wie der Nageler See im Fichtelgebirge, der Gaisweiher im Oberpfälzer Wald und die zahlreichen Klausen im Bayerischen Wald (Klausen = Wasserstauhaltung für die ehemalige Holzdrift).

Von den genannten stehenden Gewässern sind jedoch nur ein Teil, die überwiegend in Waldgebieten liegen, mehr oder weniger versauert. Insgesamt wurden während des Forschungsvorhabens, das von Herbst 1983 bis Frühjahr 1987 dauerte, rund 1 800 Wasserproben aus versauerungsgefährdeten Oberflächengewässern im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge einer Vollanalyse unterzogen (BAUER et al., 1988), wobei mit den eigentlichen pH-Messungen wesentlich mehr Punkte erfaßt wurden. Damit ist anzunehmen, daß ein relativ gutes, flächendeckendes Bild über die pH-Wert-Situation von 1983 bis 1987 im Untersuchungsraum, soweit es sich um versauerungsgefährdete Gebiete handelt, gewonnen wurde.

Für die Meßwerte in den intensiver untersuchten Modelleinzugsgebieten, bei denen die Meßdichte in räumlicher Hinsicht sehr eng ist, war es bei diesen Übersichtsdarstellungen notwendig, mehrere Meßpunkte zusammenzufassen.

Da die kontinuierliche, flächenmäßige Erfassung versauerter Gewässer praktisch nicht möglich ist, mußten die Zeitpunkte ausgewählt werden, zu denen man die hydrologisch-chemische Amplitude abgrenzen kann. Die kritischsten Phasen hinsichtlich der Versauerung, die zu starken pH-Abenkungen führen, sind einmal die gut zu erfassenden, länger anhaltenden Schneeschmelzen oder auch Dauerregen und die schnell und kurzfristig ablaufenden Starkregenereignisse, die naturgemäß nur schwer untersucht werden können. Diese treten, wie oben erwähnt, meist im Sommer durch örtlich begrenzte Gewitter auf. Ein zweiter wichtiger Zeitpunkt, der in der Regel die günstigste pH-Situation aufzeigt, ist der stark geogen geprägte und leichter zu registrierende Niedrigwasserabfluß.

Die in Abb. 6 dargestellten und gemessenen „*minimal pH-Werte*“ der Oberflächengewässer des Untersuchungsgebietes, stellen den pessimalen (ungünstigsten Wirkungsbereich) Zustand dar, der für die ökotoxikologische Beurteilung wichtig ist. Gewässer, die auch bei Niedrigwasserabflüssen niedrige pH-Werte aufweisen, müssen als ganzjährig versauert angesehen werden.

Die *minimal pH-Werte* werden überwiegend im Frühjahr bei der *Schneeschmelze* angetroffen. Gelegentlich treten sehr niedrige pH-Werte auch im Sommer und Herbst im Zusammenhang mit zufällig erfaßten Stark- oder Dauerregenereignissen auf. Die Schneeschmelze im Frühjahr führt zu länger anhaltenden pH-Depressionen, die mit raschen und starken pH-Abenkungen bis zum pH-Minimum kurz nach dem Einsetzen der Schneeschmelze verbunden sind. Dieser pH-Abfall zu Beginn der Schneeschmelze erklärt sich nach JOHANNESSEN & HENRIKSEN (1978) dadurch, daß mit den ersten 30 % der Schneeschmelze 50-80 % der im Schnee akkumulierten Schadstoffe ausgewaschen werden. Der Wiederanstieg des pH-Wertes erfolgt nicht so steil und viel langsamer als zu Beginn der Depression. Zum anderen dürfte ein erheblicher Teil des Schmelzwassers oberflächlich bzw. oberflächennah abflie-

Ben. Die oberflächennahen Bodenschichten weisen im allgemeinen sehr niedrige pH-Werte auf, wie auch die Untersuchungen von WITTMANN & FETZER (1982) und AUERSWALD & BÖHM (1988) ergaben. Dadurch erfolgt auch seitens der Boden- und Gesteinsschichten keine Abpufferung der sauren Schmelzwasser, eher noch eine Säurezufuhr.

Dagegen sind die pH-Absenkungen infolge eines *Starkregenereignisses*, sogenannte *pH-Schocks*, meist nur kurz andauernd (Stunden bis wenige Tage). Infolge der überwiegend diskontinuierlichen Messungen und der räumlichen Begrenztheit solcher Gebiete wurden derartige Ereignisse nicht allzu häufig erfaßt. Die angetroffenen, z. T. sehr niedrigen pH-Werte deuten darauf hin, daß bei diesen pH-Schocks die pH-Minima noch tiefer liegen können als im Frühjahr bei der Schneeschmelze. Starke pH-Absenkungen wurden vor allem nach längeren Trockenzeiten beobachtet, was auf eine Akkumulation der Schadstoffe in der Vegetation und auf dem Boden und ihre rasche Auswaschung durch den Starkregen hindeutet. Hinzu kommt nach ULRICH & BÜTTNER (1985) eine Anreicherung von Säuren (Salpetersäure,  $\text{HNO}_3$ ) in den obersten Bodenschichten des Waldes infolge der Nitrifikation der Destruenten, dem verringerten Aufnahmevermögen der Bäume sowie eine Aufkonzentrierung der Säure durch Austrocknen der Böden. So wurde der pH-Wert von 2,9 am Steinbach im Fichtelgebirge, der tiefste gemessene pH-Wert im ganzen Untersuchungsprogramm, nach einem Gewitter im Sommer 1984, festgestellt. An der oberen Waldnaab wurde im Mai 1985 im Zusammenhang mit einem Starkregenereignis ein pH-Sturz von pH 6,8 auf 4,8 innerhalb von Stunden gemessen.

In der Abb. 7 kommen die *pH-Werte bei Niedrigwasser* zur Darstellung, einem Zeitpunkt, zu dem der Abfluß stark durch das Grundwasser beeinflusst wird. Die Abb. 7 dokumentiert auch, daß es Gebiete mit Gewässern gibt, die ganzjährig versauert sind.

Aus den Abb. 6 und 7 lassen sich folgende Gebiete mit stark versauerten Gewässern erkennen:

- Fichtelgebirge mit Steinwald
- Nördlicher Oberpfälzer Wald
- Hochlagen des Hinteren Bayerischen Waldes.

Einen Schwerpunkt der Gewässerversauerung bildet im Untersuchungsgebiet eindeutig das *Fichtelgebirge*. Stark versauert sind insbesondere die Waldbäche im nördlichen Fichtelgebirgswall zwischen dem Waldstein und Kornberg. Im Westen sind es die Gebiete um den Ochsenkopf und Schneeberg, den höchsten Erhebungen des Fichtelgebirges.

Im *Steinwald* sind die Zuflüsse zur Kösseine sehr stark versauert. Besonders bei Fichtelnaab und Weißem Main beginnen relativ rasch Siedlungseinflüsse abpuffernd zu wirken, so daß sich die pH-Situation nach einer relativ kurzen Fließstrecke bereits verbessert.

Im *Oberpfälzer Wald* ist im Bereich des Flossenbürger Granitmassivs mit seinen großen Wäldern die pH-Situation nicht viel besser als im Fichtelgebirge. Auch hier sind einige Bäche am Oberlauf der Waldnaab, der Rumpelbach, der Mühlbach und einige kleine nördliche Zuflüsse zum Zottbach ganzjährig versauert. Im übrigen Oberpfäl-

zer Wald ist wie im anschließenden Teil des Bayerischen Waldes die pH-Situation noch relativ günstig. Die pH-Absenkungen bei der Schneeschmelze führen nur an wenigen Gewässern zu pH-Werten unter 5,0 oder 4,3. Im Sommer und Herbst liegen die pH-Werte weitgehend über pH 6. Niedrige pH-Werte treten nördlich des Eixendorfer Stausees und vereinzelt im Bereich der Bodenhöhrer Bucht auf.

Die z. T. sehr sauren Grubenseen östlich von Schwandorf sind ein Beispiel für die primär anthropogen und sekundär geogen bedingte Versauerung. Die Seen entstanden durch die Gewinnung der Braunkohle und versauerten durch die Aufoxidation des in der Kohle enthaltenen Schwefels, worauf die sehr hohen Sulfatgehalte hinweisen. Ein ähnliches Beispiel bildet das Grubenwasser aus dem Silberberg bei Bodenmais.

Im *Bayerischen Wald* betrifft die Gewässerversauerung im wesentlichen nur den Hinteren Bayerischen Wald. Die Gewässer des Vorderen Bayerischen Waldes weisen nur vereinzelt in den obersten Quellregionen zur Schneeschmelze niedrige pH-Werte unter pH 5,0 auf. In der Regel liegen die pH-Werte über pH 5,5, meist sogar über pH 6,0.

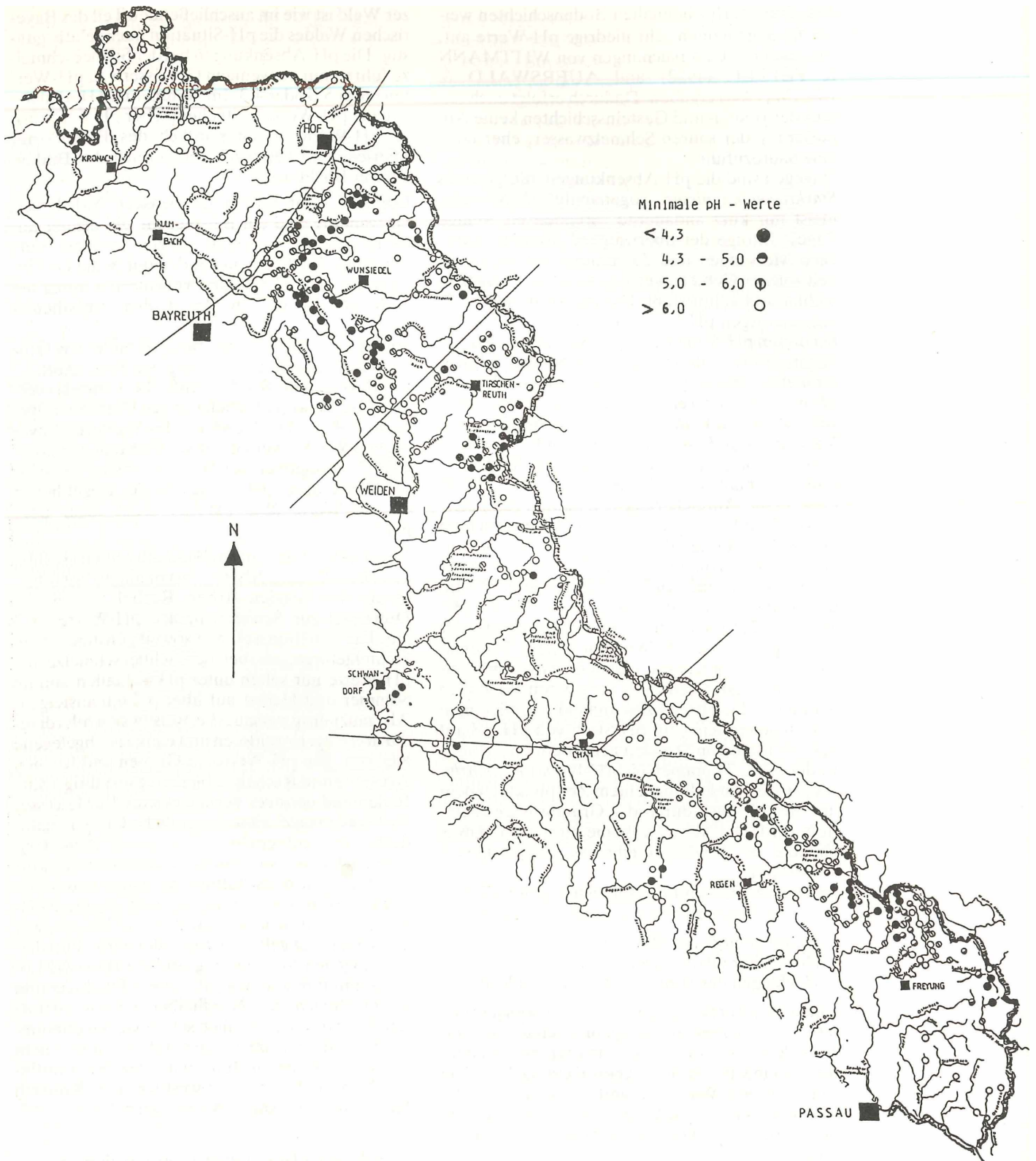
Im *Hinteren Bayerischen Wald* mit seinen Hochlagen über 800 m ü. NN weisen vor allem die Gebiete um den Großen Arber, Rachel, Lusen und Dreisessel zur Schneeschmelze pH-Werte < 4,3 auf. Die Situation ist hier insoweit günstiger als im Fichtelgebirge, als bei der Schneeschmelze die pH-Werte nur selten unter pH 4,0 fallen und im Sommer und Herbst auf über pH 6,0 ansteigen. Als ganzjährig versauert erweisen sich allerdings die drei Bayernwaldseen und einige hochgelegene Klauen. Die pH-Werte im Großen und Kleinen Arbersee und Rachelsee bleiben ganzjährig < 5,0. Bedeutend geringer versauert sind die Gewässer im *Frankenwald*. Eine wesentliche Ursache dafür dürfte im geologischen Untergrund (Schiefer), aber auch in der spezifischen Landschaftsstruktur mit ihren landwirtschaftlich genutzten und besiedelten Hochflächen, zu suchen sein. Niedrige pH-Werte < 5,0 finden sich nur dort, wo bituminöser Tonschiefer abgebaut wurde oder wird. Von dieser geogenen Versauerung sind vor allem die Loquitz und ihre Zuflüsse, die obere Ölschnitz und die Quellbäche des Nordhalbener Ködel betroffen. Hier treten z. T. auch sehr hohe Aluminiumkonzentrationen im Wasser auf. Auch in einem kleinen bewaldeten Buntsandsteingebiet (mittlerer Buntsandstein) nordwestlich von Kronach fanden sich sehr saure Wasser um pH 4,0.

### 3.4 Die pH-Situation zu zwei typischen Abflußereignissen an der oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald)

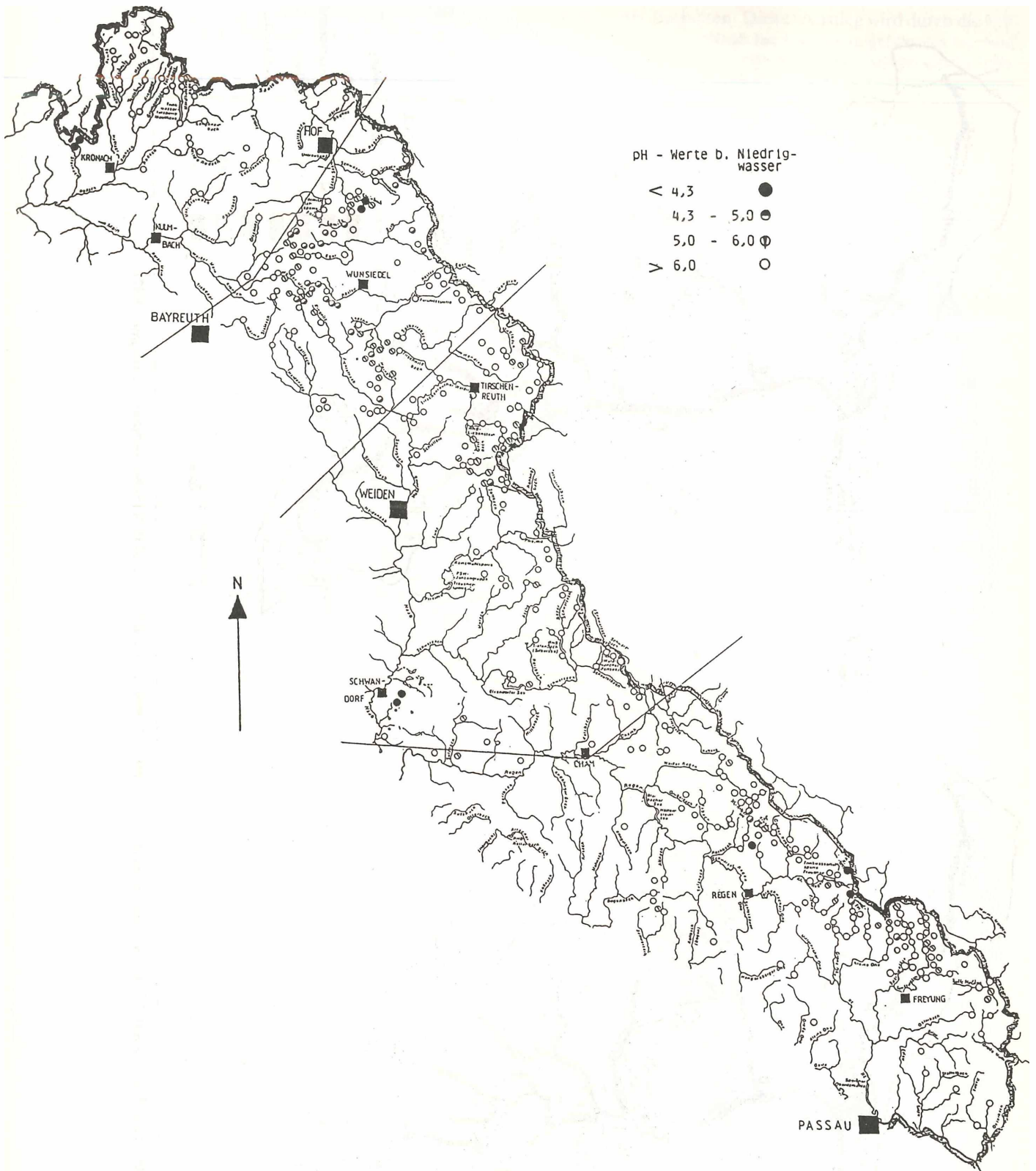
Das Modellgebiet „Obere Waldnaab“ (Abb. 8), das an der Grenze zur Tschechoslowakei liegt, gehört nach MEYNEN et al. (1962) zwei Naturräumen, dem Hinteren Oberpfälzer Wald, von der Grenze bis kurz vor Bärnau, und dem Vorderen Oberpfälzer Wald an.

Auf die naturräumlichen und klimatischen Gegebenheiten sei auf BAUER et al. (1987) verwiesen. Insgesamt wurden von Spätherbst 1983 bis Oktober 1987 14 Bereisungen mit Untersuchun-





**Abbildung 6**  
**Minimale pH-Werte im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge**



**Abbildung 7**  
**pH-Werte bei Niedrigwasser im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge**

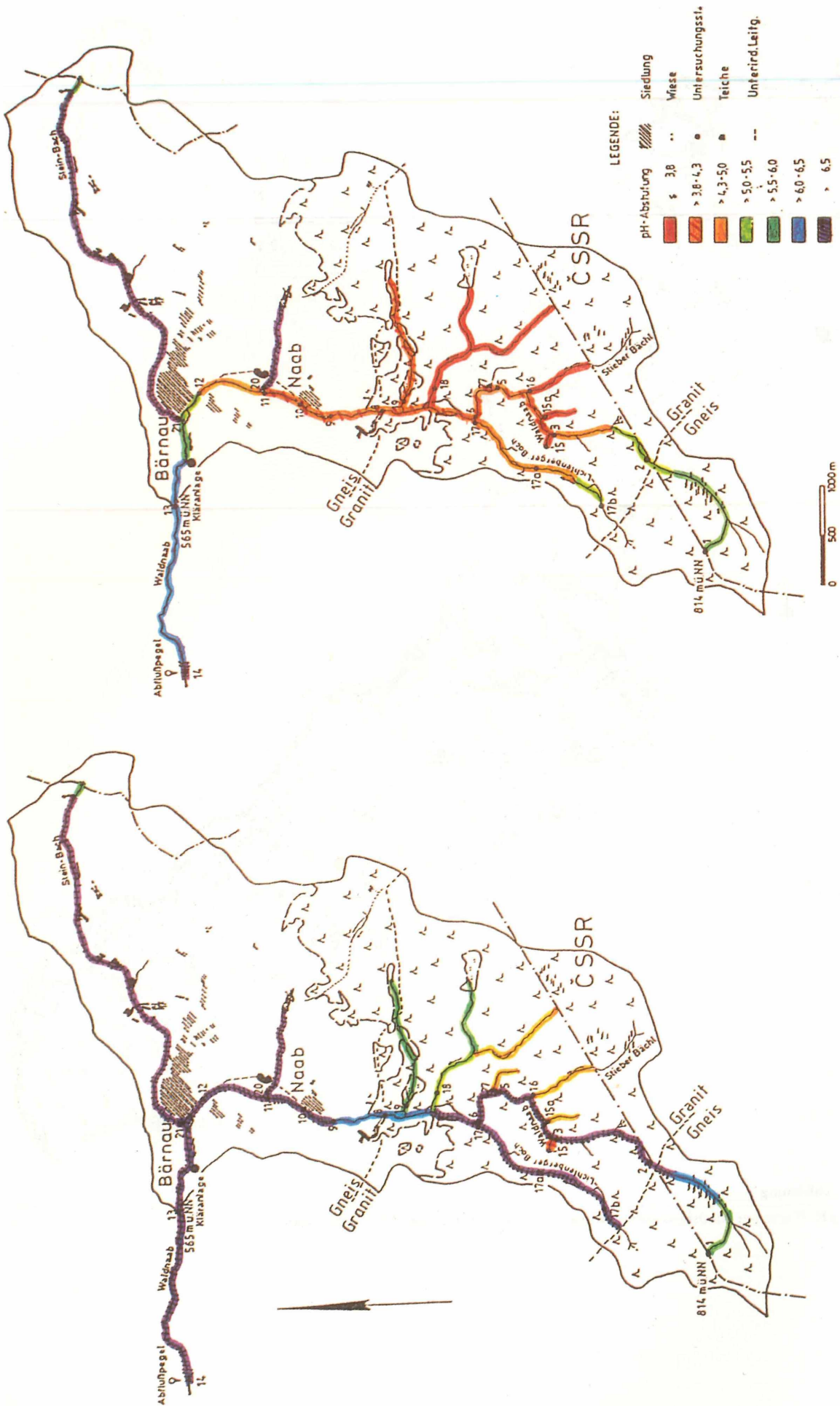


Abbildung 8

pH-Wert-Schwankungen im Modelleinzugsgebiet „Obere Waldnaab“ bei Niedrigwasser- (Herbst 1986) und Hochwasserabfluß (Schneeschmelze Frühjahr 1987)



gen zur pH-Wert-Situation und der chemischen Charakteristik in der Waldnaab durchgeführt. Mit den beiden Darstellungen (Abb. 8) wird die sehr wechselhafte Ausbreitung der Gewässerversauerung an der oberen Waldnaab in Abhängigkeit von den geogenen Bedingungen, der Landnutzung und den jahreszeitlich sehr unterschiedlichen Abflußverhältnissen verdeutlicht.

Die chemischen und biologischen Untersuchungen an der oberen Waldnaab werden gegenwärtig noch im Rahmen des ECE-Monitoringprogrammes von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung weiter durchgeführt. In der Waldnaab-Quelle (Ust. 1) treten nur sehr geringe Schwankungen im pH auf. Die Werte liegen hier knapp unter pH 6,0 und sind durch die Konzentration an freier Kohlensäure bedingt, die mit 10,3-16,3 mg/l CO<sub>2</sub> ebenfalls recht konstant ist. An der Untersuchungsstelle 2, die die Gneis/Granit-Grenze markiert, zeigen sich schon größere pH-Schwankungen. Häufig erfährt bis dahin der pH-Wert sogar einen Anstieg, der mit dem Verlust an freier Kohlensäure auf der Fließstrecke zu erklären ist. Auch weiter bachabwärts bis Ust. 3 bleibt mit Ausnahme der Schneeschmelzphasen die Waldnaab noch in einem günstigen pH-Bereich, der auch dazu führt, daß hier ein isoliertes Fischvorkommen existiert (BAUER et al., 1987). Bei Schneeschmelze deutet sich aber bereits an Ust. 2 eine Versauerung an, indem z. B. 1987 die pH-Werte bis 5,7 bzw. 5,4 absanken. Dieser pH-Abfall wird bis Ust. 3 noch stärker, so daß zur Schneeschmelze ein pH-Wert von knapp über 4,0 gemessen wurde. Ab Ust. 3 fließen der Waldnaab einige sehr saure Nebenbäche und -gräben zu, unter denen besonders das wasserreiche Stieber Bächl hervorzuheben ist (Ust. 16). Diese Bäche stammen aus Fichtenwäldern der Granitgebiete. Es finden sich hier bei Schneeschmelze und bei Hochwasserabflüssen mehrfach pH-Werte  $\leq$  3,8. Diese sauren Nebenbäche führen dazu, daß die Waldnaab im Mittelteil (Ust. 5) nunmehr zeitweise wesentlich niedrigere pH-Werte aufweist als im oberen Bereich und nicht mehr von Fischen besiedelt wird.

Weiter unterhalb mündet der deutlich weniger saure Lichtenberger Bach (Ust. 17 a, 17) in die Waldnaab, der aus dem Gneisgebiet stammt und zumindest in seinem quellnahen Bereich ständig höhere pH-Werte aufweist. Der Lichtenberger Bach führt gelegentlich in einem kurzen Waldnaababschnitt zu einer leichten pH-Anhebung. Weiter bachabwärts kommt rechtsseitig wiederum der stark saure Totengräberbach (Ust. 18) hinzu.

Die Ust. 8 markiert den Punkt, an dem die Waldnaab das Waldgebiet verläßt. Betrachtet man für diese wichtige Untersuchungsstelle die zeitliche Entwicklung der pH-Wert-Situation von November 1983 bis Oktober 1987, so läßt sich infolge der großen jahreszeitlichen Schwankungen kein eindeutiger Entwicklungstrend ausmachen. Der niedrigste pH-Wert von 3,86 wurde zur Schneeschmelze 1986 gemessen.

Schon allein die Einflüsse der Fischteiche, einiger Wiesen und rechtsseitiger Acker- und Wegabschwemmungen zwischen Ust. 8 und 9 führen selbst bei extrem tiefen pH-Wert-Situationen der Schneeschmelze zu pH-Anhebungen bis zu 0,5

pH-Einheiten. Dieser Anstieg wird durch die Einflüsse von Naab bis Ust. 11 in größerem Umfang fortgeführt. Rechtsseitig tritt unterhalb der Ortschaft Naab der Göttlitzbach (Ust. 20) und später im Ortsbereich von Bärnau der Steinbach (Ust. 21) hinzu. Diese Bäche durchfließen landwirtschaftlich genutzte Gebiete mit Fischteichanlagen und haben stets pH-Werte  $>$  6,0, z. T.  $>$  7,0.

Spätestens ab der Einleitung der Kläranlage Bärnau ist die Abpufferung so groß, daß die Waldnaab nicht mehr sauer ist. Allerdings zeigt das Beispiel zur Schneeschmelze 1987, daß hohe Abflüsse mit großen Säuremengen durchaus in der Lage sind, die Ortseinflüsse von Naab unbeeinflußt zu überströmen, so daß bis oberhalb der Kläranlageneinmündung noch ein pH-Wert  $<$  6,0 vorlag.

Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, daß die Versauerungsabläufe in einem Fließgewässer einer hohen Dynamik unterliegen, die vom Pufferungsvermögen des Untergrundes, den Abflußverhältnissen (Schneeschmelze etc.) und der Landnutzung, einschließlich der Siedlungseinflüsse, gesteuert sind. Die im Granit entspringenden Bäche sind bereits in der Quellregion sehr sauer, die aus Gneis (Waldnaabquelle und der obere Lichtenberger Bach) jedoch nicht. Diese versauern erst beim Übertritt in den granitischen Bereich. Das spricht dafür, daß die Silikatverwitterung in den vom Gneis geprägten Gebieten noch genügend Basen liefert, um den Säureeintrag abzupuffern. Die Pufferkapazität ist, wie im Lichtenberger Bach beobachtet wurde, nur noch 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) ab, ein typischer 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 sauren pH-Situationen bei Schneeschmelze oder Starkregenereignissen sind von einem Anstieg der Sulfat- und bestimmten Metallkonzentrationen begleitet und nicht geogenen Ursprungs.

Schließlich wird durch landwirtschaftliche Nutzung und Siedlungseinflüsse, u. a. auch durch die in den Fischteichanlagen vielfach betriebene Kalkung, eine Pufferkapazität bereitgestellt, die die Versauerung größtenteils aufhebt. Diese Einflüsse werden allerdings, wie z. B. an der Waldnaab, bei besonders sauren Schneeschmelzabflüssen mit ihren großen Wassermengen überwunden und gelangen ca. 7 km weiter bachabwärts als dies sonst der Fall ist.

#### 4. Schlußbemerkung

Eine Bekämpfung der Gewässerversauerung oder Sanierung bereits versauerter Gewässer hat mit Kalkungsmaßnahmen in den Waldgebieten oder den Gewässern selbst nur begrenzten Erfolg, der ökologisch wie ökonomisch nicht zu rechtfertigen ist.

Um das Übel an der Wurzel zu fassen, sind radikale Verminderungen von versauernd wirkenden Emissionen erforderlich.

## Literatur

- AUERSWALD, K. und BÖHM, A. (1988):  
pH-Werte von Böden in 3 Wassereinzugsgebieten Ostbayerns. In: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirgen; in: Berichte der Bayerischen Landesanstalt f. Wasserforschung, 253-280.
- BAUER, J.; SCHMITT, P.; LEHMANN, R. und FISCHER-SCHERL, Th. (1987):  
Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet Obere Waldnaab (Oberpfälzer Wald, Nord-Ostbayern). – Berichte der ANL (Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen) 11, 139-17.
- BAUER, J.; LEHMANN, R. und HAMM, A. (1988):  
pH-Wert-Veränderungen an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Depositionen und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirgen; in: Berichte der Bayerischen Landesanstalt f. Wasserforschung, 1-250.
- BAUMGARTNER, A.:  
Das Wassereinzugsgebiet Große Ohe; Tagungsbericht Nationalpark Bayer. Wald 5/2, 405-422.
- HARTKE, W. und RUPPERT, K. (1959):  
Die ergiebigen Stark- und Dauerregen in Süddeutschland nördlich der Alpen; in: Forschungsarbeiten zur deutschen Landeskunde, Bd. 115.
- HÜSER, R. (1988):  
Stoffdeposition mit dem Freiland- und Bestandsniederschlag an elf Waldstandorten in Ostbayern; in: HÜSER, R. und REHFUESS, K. E.: Stoffdeposition durch Niederschlag in ost- und südbayer. Waldbeständen. Forst. Forschungsberichte München 86, 82-153.
- HÜTTER, L. A. (1984):  
Wasser und Wasseruntersuchungen; 2. Auflage, 344 S.
- JOHANNESSEN, M. und HENRIKSEN, A. (1978):  
Chemistry of snow meltwater: Changes in concentration during melting; in: Water Resources Research 14, 615-619.
- KELLER, R.; DE HAAR, U.; LIEBSCHER, H. J.; RICHTER, W. und SCHIRMER, H. (Hrsg.) (1978):  
Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland.
- KNOCH, K. (1952):  
Klima-Atlas von Bayern. 23 S.
- LEHMANN, R.; SCHMITT, P. und BAUER, J. (1985):  
Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, ihre Verbreitung und Auswirkung. – Information zur Raumentwicklung. Bundesforsch. Anst. für Landeskunde und Raumordnung (Hrsg.), H. 10, 893-922.
- LEHMANN, R. und SCHMITT, P. (1987):  
Erläuterungen zur Kartierung; in: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Umweltbundesamt (Hrsg.), Texte 22/87, 18-32.
- MEYNEN, E.; SCHMITHÜSEN, J. et al. (Hrsg.) (1962):  
Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands; Bd. II Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung.
- OBERSTE BAUBEHÖRDE im Bayerischen Staatsministerium des Innern (1986):  
Gewässergütekarte Bayern 1 : 500 000.
- ROESCHMANN, G. (1978/79):  
Pedologie; in: Keller, R. et al.: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland; 6. Karte.
- ULRICH, B. und BÜTTNER, G. (1985):  
Waldsterben – Konsequenzen für die forstliche und landwirtschaftliche Ertragskraft; In: Informationen zur Raumentwicklung – Waldsterben und Raumordnung, H. 10, 879-892.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (1984):  
Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – Materialien 1/84, 462 S.
- UMWELTBUNDESAMT (1987):  
Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. – Texte 22/87, 118 S.
- WITTMANN, O. und FETZER, K. D. (1982):  
Aktuelle Bodenversauerung in Bayern; Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.). – Materialien 20, 30 S.

## Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Geograph  
Reinhold Lehmann  
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung  
– Versuchsanlage Wielenbach –  
Demollstraße 31  
D–8121 Wielenbach



# Einfluß von Boden-pH und Bodenwasserhaushalt auf die Gewässerversauerung im ostbayerischen Grundgebirge

Karl Auerswald

## 1. Einleitung

Nur ein kleiner Teil der Niederschläge gelangt direkt in die Gewässer. Der größte Teil erreicht erst nach einer Passage durch Böden den Vorfluter. Gleiches gilt für atmosphärische Schadstoffe. Dadurch üben die Böden einen entscheidenden Einfluß auf den Chemismus der Gewässer aus.

Niedrige pH-Werte und hohe Aluminiumkonzentrationen kennzeichnen für Fische ungünstige Lebensbedingungen. Plötzliche pH-Absenkungen während der Schneeschmelze und nach Starkregenereignissen können sich besonders ungünstig auf den Fischbestand auswirken (FISCHERSCHERL et al., 1986). Im folgenden sollen die chemischen und physikalischen Voraussetzungen typischer Böden im ostbayerischen Grundgebirge beschrieben werden, unter denen es zu solchen niedrigen pH-Werten und zu pH-Schocks kommen kann.

## 2. Bodenkundlicher Überblick

Auf den vorherrschenden Gesteinen Gneis und Granit tritt als zentraler Bodentyp die Braunerde auf. Stark vereinfachend läßt sich die folgende Abfolge von Böden als typisch herausarbeiten: In den Gipfelregionen finden sich häufig Felsfreistellungen, auf denen sehr flachgründige Böden, Syrosem oder Ranpetrosole (n. BOCHTER, 1984), entwickelt sind. Diese Böden haben besonders bei feinkörnigem Ausgangsgestein nur einen angedeuteten Mineralbodenhorizont, der mit zunehmender Grobkörnigkeit des Gesteins durch die schnellere physikalische Verwitterung etwas mächtiger wird. Diese Böden weisen besonders niedrige pH-Werte auf (Tab. 1).

**Tabelle 1:**

### Syrosem auf grobkörnigem Granit

Horizont	Tiefe [cm]	o. S. [%]	C/N	T [%]	U [%]	S [%]	X [%]	CaCl <sub>2</sub>	pH	H <sub>2</sub> O
L	0,5									
Of	2	82	25					3,1	3,6	
Oh <sub>1</sub>	3	80	25					2,5	3,1	
Oh <sub>2</sub>	3	85	47					2,5	2,9	
Ai	0-0,5	27	25	9	25	66	46	2,7	3,1	
mCn										

o. S. = organische Substanz, T, U, S = Ton, Schluff, Sand in % des Feinbodens, X = Steine in % des Gesamtbodens

Zwischen den Blöcken sind bereits Braunerden entwickelt. Die in Tab. 2 dargestellte Braunerde zeigt Eigenschaften, die charakteristisch für viele der Böden sind: Die Gehalte an organischer Substanz sind bis in große Tiefe hoch. Dies ist aus zwei Gründen von Bedeutung. Der hohe Gehalt an organischer Substanz ist verantwortlich für die hohe potentielle Kationenaustauschkapazität der Böden, und er könnte darüber hinaus ein Indikator dafür sein, daß die Böden bereits seit längerem stark versauert sind, da nach BLASER & KLEMMEDSON (1987) der Abbau der organischen Substanz gehemmt ist, wenn Aluminium in der Bodenlösung auftritt.

Ebenfalls charakteristisch ist das niedrige C/N-Verhältnis, das bei diesen Böden und den für diese Böden charakteristischen Humusformen (feinhumusarmer Moder bis rothumusartiger Moder) wesentlich weiter sein sollte (22-29 im Oh, nach AKS, 1980). Ein noch niedrigeres C/N-Verhältnis zeigt der Waldboden in Tab. 4. Das niedrige C/N-Verhältnis könnte ein Indikator für hohe, versauernd wirkende N-Einträge über die Atmosphäre sein. So konnte VON ZEZSCHWITZ (1985) auf anderen Standorten nachweisen, daß sich dort aufgrund atmogener N-Einträge die C/N-Verhältnisse während der letzten Jahrzehnte verringert haben.

Ebenfalls charakteristisch ist die niedrige Trockenraumdichte. Die Trockenraumdichte ist bei den Lockerbraunerden (n. BRUNNACKER, 1967) mit Werten um 0,8 g/cm<sup>3</sup> noch niedriger. Zwischen dem steinarmen, schluffreichen B- und einem häufig steinreicheren, sandig-grusigen C-Horizont ist meist eine ausgeprägte Substratdiskontinuität zu erkennen. Lockerbraunerden treten i. d. R. nur in Höhen über 800 m NN auf.

Ebenfalls auf Höhen über 800 m NN ist eine weitere Besonderheit der ostbayerischen Grundgebirge beschränkt, der Firneisgrundschutt (n. PRIEHÄUSSER, 1958). Er ist ein stark verfestigtes, ohne physikalische Verwitterung nicht grabbares Hangsediment, dessen Verfestigung PRIEHÄUSSER (1958) auf die Auflast einer mächtigen Firneisdecke im Pleistozän zurückführt. Z. T. finden sich auf dem Firneisgrundschutt Hangpseudogleye, die im Sickerwasserleiter durch Reduktion und Transport mit dem Hangzugwasser nahezu ihr gesamtes oxidisches Eisen verloren haben. Frische Eisenoxidausfällungen in sehr langsam fließenden Bereichen tiefer gelegener Gewässer deuten bereits auf einen Stofftransfer zwischen Boden und Gewässer hin. Aber auch in tieferen Höhenlagen, in denen kein Firneisgrundschutt auftritt, sind die Böden stark

**Tabelle 2**

**Braunerde zwischen Blockschutt**

Hori- zont	Tiefe [cm]	o. S. [%]	C/N	T [%]	U [%]	S [%]	X [%]	TRD [g/cm <sup>3</sup> ]	nFK [mm]	pH CaCl <sub>2</sub>
L	2									
Of	1	79	26							3,3
Oh	1	53	20							3,0
Ah	0- 5	5,7	25	17	27	56	15-45	0,9	22	3,6
AhBv	5- 40	2,5	24	12	24	64	45-60	1,2	23	4,2
Bv	40- 80	1,5	22	11	24	66	> 85			4,3
mCv	80-160+	0,3								4,7

TRD = Trockenraumdichte, nFK = nutzbare Feldkapazität (jeweils 100 cm<sup>3</sup>-Stechzylinder), X nach Geländean-  
sprache.

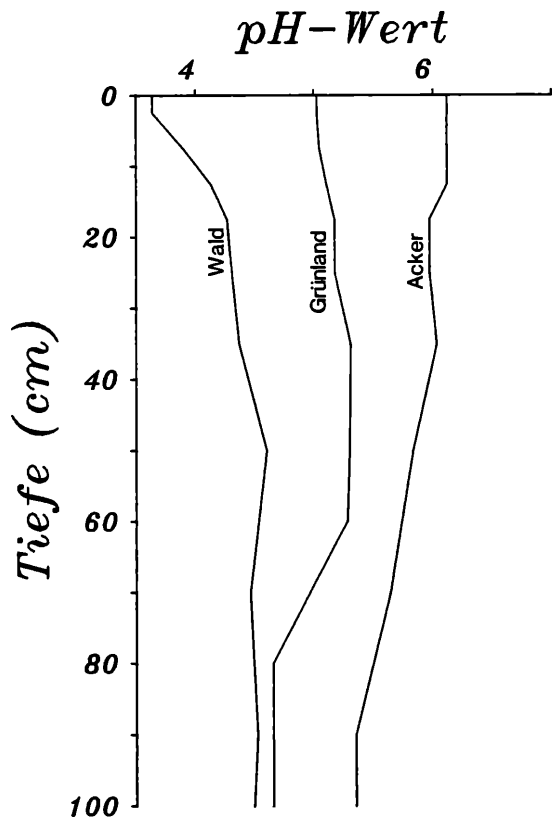
durch pleistozäne Prozesse geprägt. Durch die intensive physikalische Verwitterung, z. T. verbunden mit geringen Lößeinwehungen, sind die Oberböden feinkörniger, mit einem meist deutlichen Körnungssprung zum nicht verlagerten, zergrusten Ausgangsgestein (Tab. 4). Darüber hinaus kam es durch das Bodenfließen zu Verdichtungen, besonders im Bereich der Basisfließerde. Ein Beispiel dafür gibt Tab. 3.

**3. Bodenchemische Voraussetzungen für eine Gewässerversauerung**

Die pH-Werte der Gewässer steigen, selbst in stark sauren Bächen wieder relativ schnell an, wenn sie Zufluß aus landwirtschaftlich genutzten Gebieten erhalten (BAUER et al., 1988). Durch die landwirtschaftliche Zufuhr von basischen Substanzen, insbesondere durch Kalkung, haben landwirtschaftliche Oberböden im Mittel einen um 1-3 pH-Einheiten höheren pH-Wert als Waldböden (Abb. 1). Dabei ist die pH-Anhebung auf Ackerflächen wesentlich stärker als auf Grünland.

Mit zunehmender Tiefe gleichen sich die pH-Werte der 3 Nutzungstypen an. Ab 80 cm sind sie unter Wald und Grünland sehr ähnlich. Ein pH-Wert von 4,5 kann daher als derjenige angesehen werden, der weder durch Säureeintrag unter Wald noch durch landwirtschaftlichen Baseneintrag stärker verändert wurde.

Der Kationenaustausch ist eine sehr schnelle Reaktion. Sie läuft wesentlich schneller ab als die Mineralverwitterung. Daher ist besonders bei schneller Sickerwasserbewegung der Kationenaustausch der wesentliche Prozeß der Protonen-



**Abbildung 1**

**pH-Tiefenfunktionen unter Wald (n = 36), Grünland (n = 11) und Acker (n = 5) (in Wasser gemessen).**

**Tabelle 3**

**Braunerde aus Gneisfließerde**

Hori- zont	Tiefe [cm]	o. S. [%]	C/N	T [%]	U [%]	S [%]	X [%]	TRD [g/cm <sup>3</sup> ]	nFK [mm]	pH CaCl <sub>2</sub>
Ap	0- 25	6,0	12	18	42	45	25-45	1,27	30	4,4
Bv	25- 80	2,0	14	18	39	43	25-45	1,21	23	4,6
CvBv	80-120	0,4		12	38	50	50-60	1,35	22	4,6
SgCv	120-160	0,2		18	48	34	50-60	1,73	12	4,6
IICv	160-400+			11	37	52	25-45	1,51	30	4,8

**Tabelle 4**

**Eigenschaften zweier Braunerden aus Gneis in Abhängigkeit von der Nutzung**

Horizont	Tiefe [cm]	o. S. [%]	C/N	T [%]	U [%]	S [%]	KAK <sub>pot</sub> [mäq/kg]	BS <sub>pot</sub> [%]	-- pH -- CaCl <sub>2</sub> H <sub>2</sub> O	
<b>Acker:</b>										
Ap	0-12	6,5	11	11	46	43	280	84	6,5	
Bv	12-40	2,3	15	20	33	47	180	65	6,1	
mCv	40-80+	1,0		9	26	65	110	17	5,1	
<b>Wald:</b>										
L	2									
Of	2								3,4	4,2
AehOh	0- 3	31	16				540	2,8	3,0	3,3
Ah	3- 10	13	17	19	33	48	320	1,2	3,2	3,7
Bv1	10- 40	7,8	20	11	24	65	280	0,0	3,9	4,4
Bv2	40-100	1,2		11	18	71	100	0,0	4,4	4,8

KAK = potentielle Kationenaustauschkapazität durch Perkolation nach Mehlich; BS = Basensättigung, Anteil der Alkali- und Erdalkalitionen an der KAK.

pufferung. Beide in Tab. 4 dargestellten Böden haben eine sehr hohe potentielle Kationenaustauschkapazität. Die Basensättigung, wie auch die pH-Werte, zeigt den Unterschied zwischen Acker und Wald deutlich: Der Waldboden weist nur in den obersten Horizonten eine Basensättigung > 0 auf. Je Gewichtseinheit Oberboden kann der Ackerboden ca. 30-mal mehr Protonen abpuffern als der Waldboden. Die fehlende Basensättigung in tiefen Horizonten ist typisch. Von 20 untersuchten Profilen wurde nur bei 2 Böden im Untergrund eine Basensättigung > 0 gefunden, obwohl die Untersuchungstiefe bei der Hälfte der untersuchten Profile größer als 1 m war. Auch den mit zunehmender Tiefe abnehmenden Einfluß der landwirtschaftlichen Basenzufuhr zeigt die Basensättigung noch deutlicher als der pH-Wert, da sie nicht logarithmiert angegeben wird.

Im Gegensatz zum Mineralboden, bei dem das pH mit zunehmender Tiefe zunimmt, steigen die pH-Werte in den organischen Auflagen nach oben an (Tab. 5), obwohl durch die atmosphärische Deposition von Säuren an der Oberfläche die niedrigsten pH-Werte zu erwarten wären. Die höheren pH-Werte der Streu sind auf die sog. „Basenpumpe“ der Pflanzen zurückzuführen. Pflanzen nehmen bei vorwiegender NH<sub>4</sub>-Ernährung, wie sie auf sauren Standorten zu erwarten ist, mehr Kationen als Anionen auf. Zum Ladungsausgleich scheiden sie an der Wurzel Protonen aus und versauern dadurch die Rhizosphäre (RÖMHELD, 1986). Eine Rhizosphärenversauerung wird daher durch hohe atmogene N-Einträge gefördert. Die von den Pflanzen ausgeschiedenen Protonen stammen von schwachen organischen Säuren wie der Apfelsäure. Daher steigt der Malatgehalt in den Pflanzen mit zunehmender Ca<sup>2+</sup>-Aufnahme (MENGEL, 1968). Die Salze der schwachen organischen Säuren, im Beispiel Camalat, gelangen mit dem Laubfall auf die Bodenoberfläche. Sie können dort stärkere, mineralische Säuren abpuffern, die aus der Atmosphäre eingetragen werden und gehen in die undissoziierte Säure über. Das Kation wird dadurch frei und kann z. T. am Austauscher sorbiert werden. Daher sind am Austauscher der obersten Mineralbo-

denhorizonte noch „basische“ Kationen sorbiert, trotz der in diesen Horizonten niedrigen pH-Werte (Tab. 4). Dementsprechend gelangen in die Gewässer bei Säureschüben vermehrt die undissoziierten Formen der organischen Säuren (JACKS & WERME, 1986).

Die Streubreite der pH-Werte in den oberen Horizonten ist größer als im Oh, da diese Horizonte jünger und damit stärker durch den Basengehalt der Streu differenziert sind. So treten in den L-Lagen dann höhere pH-Werte auf, wenn Birken mit großem Wurzelraum und damit höherer Kationenaufnahme auf dem Standort wachsen im Vergleich zu flachwurzelnden Fichten (LILJELUND, 1987). Auch mit zunehmender Feinkörnigkeit und damit größerer Nährstofffreisetzung des Ausgangsgesteins, steigen die pH-Werte in den oberen organischen Horizonten an (AUERSWALD & BÖHM, 1988).

**4. Bodenphysikalische Voraussetzungen für eine Gewässerversauerung**

Am stärksten differenzieren die pH-Werte nutzungsbedingt in der Nähe der Bodenoberfläche. Falls die Gewässer ebenfalls flächennutzungsbedingte Unterschiede zeigen, muß das Wasser stark von diesen Schichten geprägt sein. Dafür spricht auch, daß das pH im Gewässer bereits wenige Stunden nach sommerlichen Starkregenernissen oder nach der Schneeschmelze stark abfällt. Dies ist nur durch einen Oberflächenabfluß

**Tabelle 5**

**Mächtigkeit und mittlere pH-Werte (im Wasserextrakt) in organischen Auflagen von Waldstandorten**

Horizont	Mächtigkeit [cm]	n	pH-Wert	
			Mittel	Std.abw.
L	1,2	15	4,5	0,5
Of	3,3	35	4,1	0,4
Oh	2,8	28	3,4	0,2
Σ	7,3			

oder oberflächennahen Zwischenabfluß zu erklären. Schmelzwasser erreicht über das Sickerwasser und den Basisabfluß das Gewässer erst nach mehreren Monaten (BENGTSSON, 1988).

Die pH-Absenkung ist umso tiefer in das Bodenprofil vorgedrungen, je flacher der Hang ist (Abb. 2). Auch dies läßt sich dadurch erklären, daß mit zunehmender Hangneigung ein zunehmender Anteil des Wassers nicht mehr vertikal versickert, sondern hangparallel abgeführt wird. Es erreicht dadurch schneller das Gewässer. Aus dem Abflußmodell von LUTZ (1984) läßt sich ableiten, daß eine Verdopplung des gewogenen Gefälles die Anstiegszeit bis zum Scheitelpunkt der Abflußganglinie um 24 % verkürzt. Dafür steigt die Scheitelwasserspende um 32 %.

Zu einer lateralen Wasserbewegung im Boden kann es dann kommen, wenn die Wasserzufuhr zu einer Schicht von oben größer ist als die Abfuhr nach unten. Ist bereits die Wasserzufuhr durch den Niederschlag größer als die Wasserleitfähigkeit der Bodenoberfläche, kommt es zum Oberflächenabfluß, der in noch kürzerer Zeit als der Zwischenabfluß das Gewässer erreicht.

Eine verminderte Tiefenversickerung ist gut verständlich bei gefrorenem Boden, unverwittertem Ausgangsgestein (vgl. Boden in Tab. 1) oder bei starker Verdichtung der Böden im Untergrund, z. B. im Bereich des Firneisgrundschutts oder der Basisfließerde (vgl. Boden in Tab. 3). Aber auch bei nicht gefrorenem, nicht verdichtetem Boden kann die Versickerung behindert sein, wenn sich die Porengrößenverteilungen zweier Horizonte unterscheiden. Ein Beispiel dafür gibt Abb. 3. Bei hohen Wassergehalten, d. h. niedriger Wasser-

spannung, leitet der grobporenreiche Horizont das Wasser besser als der feinporenreiche; beide weisen annähernd die gleiche Trockenraumdichte auf. Bei niedrigem Wassergehalt sind die Verhältnisse umgekehrt. Nur in kleinen Feuchtigkeitsbereichen sind die Wasserleitfähigkeiten beider Horizonte gleich.

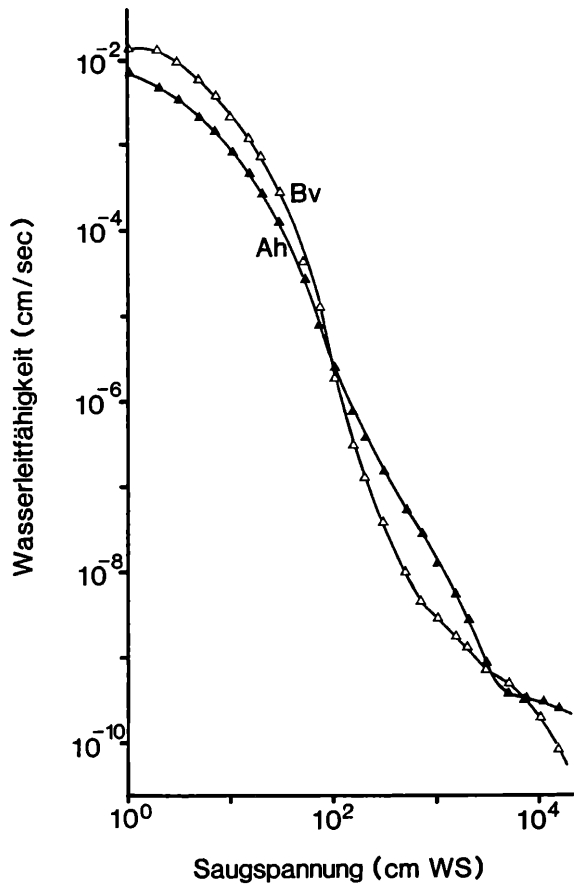


Abbildung 3

Wasserleitfähigkeit eines feinporenreichen Ah und eines grobporenreichen Bv einer sandigen Braunerde (n. BECHER, 1970, verändert).

Die verminderte Wasserleitfähigkeit grobporener Horizonte bei geringem Wassergehalt ist besonders ausgeprägt bei stark sauren, humushaltigen Böden, wie sie im betrachteten Gebiet vorherrschen. Unter diesen Bedingungen sind die Mineralkörner von organischen Filmen umgeben. Bei Austrocknung werden sie dadurch hydrophob. Eine Wiederbenetzung, die Voraussetzung für eine Wasserleitung ist, wird daher stark behindert (HARTGE, 1978).

Daß diese relativ geringen Unterschiede in der Wasserleitfähigkeit tatsächlich zu einem bevorzugten lateralen Abfluß in der jeweils besser leitenden Schicht führen, läßt sich experimentell belegen (Abb. 4). Bei wassergesättigter Packung, wenn auch grobe Poren wassergefüllt sind, leitet ein grobporenreicher Grobsand Wasser besser als ein feinerporiger Feinsand. Das Wasser bewegt sich daher bevorzugt im oberliegenden Grobsand (Abb. 4 A).

Bei lufttrockener Packung, wenn nur kleine Poren noch wassergefüllt sind, leitet der Feinsand besser. Ein oberflächennaher Abfluß tritt daher

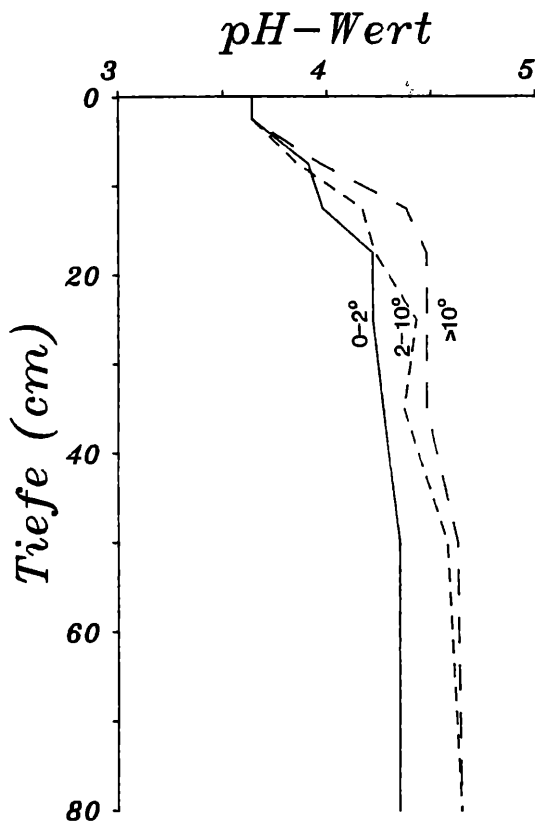


Abbildung 2

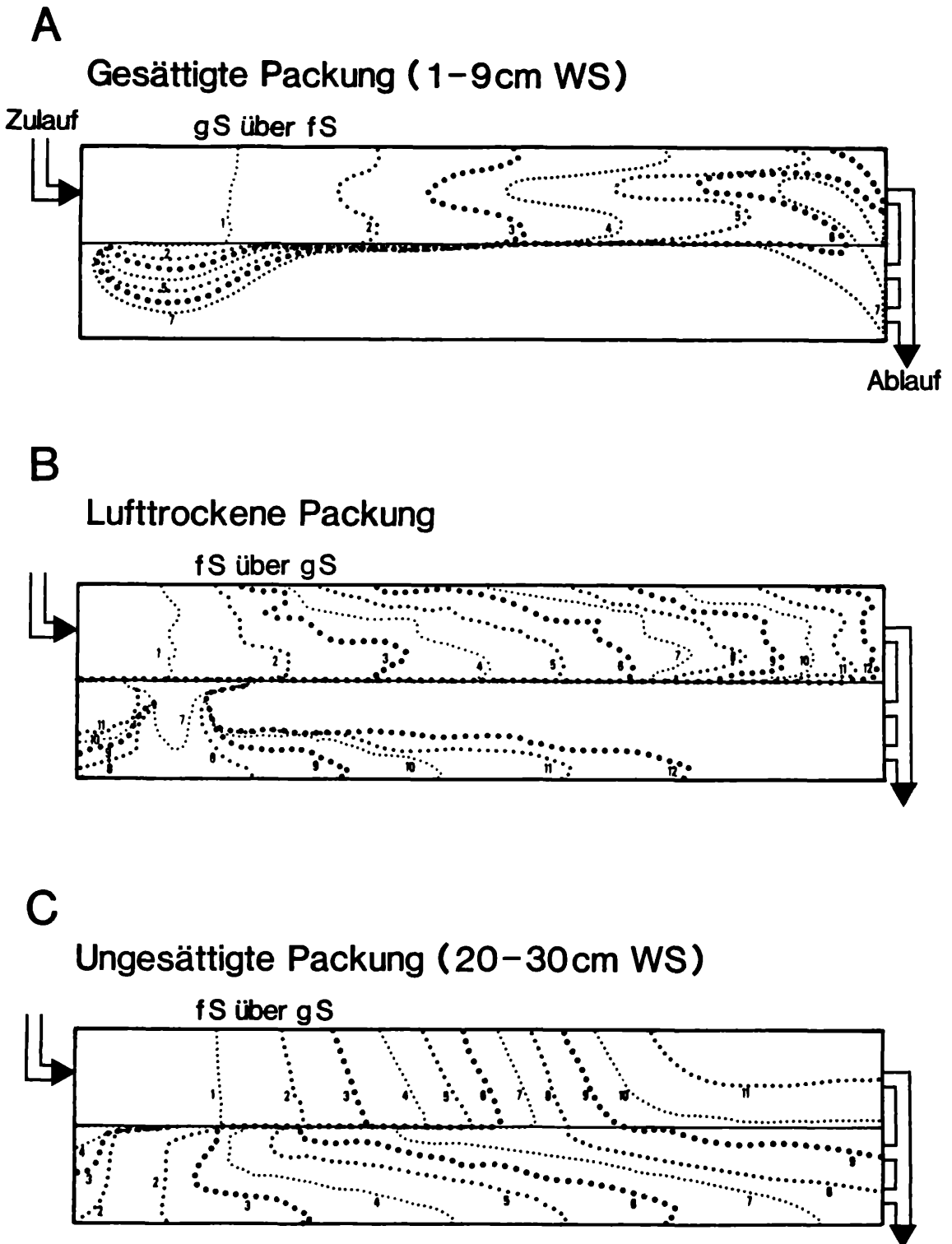
pH-Tiefenfunktion von Waldstandorten bei 0-2° (n = 10), 2-10° (n = 12) und > 10° Hangneigung (n = 6).

bei ausgetrocknetem Boden dann auf, wenn der Feinsand die obere Lage bildet (Abb. 4 B).

Zwischen beiden Extremen treten ungesättigte Verhältnisse auf. Hier erfolgt die Wasserleitung zunächst bevorzugt im besser wasserleitenden Feinsand mit mehr kontinuierlichen, wassergefüllten Poren. In dem Maß, in dem durch die Wasserzufuhr in den Grobsand dessen Poren mit Wasser gefüllt werden, weil es auf dem undurchlässi-

gen Gefäßboden zu einem Wasserstau kommt, und damit die Wasserbewegung vom ungesättigten in den gesättigten Fluß übergeht, steigt die Wasserleitfähigkeit der Grobsandschicht. Dadurch überwiegt zu späteren Zeitpunkten dann die Wasserbewegung im Grobsand (Abb. 4 C).

Unter natürlichen Verhältnissen, d. h. bei sehr stark horizontalen Böden und bei wesentlich größeren Hangneigungen als in dem Modellver-



**Abbildung 4**

**Fortschreiten einer Wasserfront in 3 min-Intervallen in Abhängigkeit von der Wassersättigung und der Substratschichtung (fS = Feinsand (0,1–0,2 mm); gS = Grobsand (0,5–1 mm); Gefäßlänge 38 cm, Packungshöhe 9 cm; Neigung: 5,6°; nach KOTTRUP, 1987, verändert).**

such, ist eine laterale Wasserbewegung noch eher zu erwarten. Sie wird v. a. bei hohem Wasserangebot, also bei Starkregen und während der Schneeschmelze, auftreten. Versuche mit künstlichen Starkregen zeigen, daß unter Wald der hangparallele Abfluß bis zu 36 % des Niederschlages betragen kann (KARL et al., 1985). Noch zusätzlich verstärkt wird ein hangparalleler Abfluß durch eine hohe räumliche Variabilität der Wasserleitfähigkeit (WILSON et al., 1989), wie sie für Mittelgebirgslagen typisch ist.

## 5. Diskussion

Die niedrigsten pH-Werte unter Wald und auch die stärksten pH-Differenzierungen zwischen verschiedenen Nutzungen treten in den oberen Bodenhorizonten auf. Gleichzeitig tritt hier eine sehr hohe Austauschkapazität und eine ausgeprägte Differenzierung in der Menge austauschbarer Alkali- und Erdalkalitionen zwischen den verschiedenen Nutzungen auf. Daher ist bei rascher Wasserbewegung eine Differenzierung in der Qualität des Sickerwassers vor allem in den oberen Horizonten möglich.

Besonders bei hohem Wasserangebot kann Wasser lateral abfließen. Die niedrigsten pH-Werte in Gewässern und die stärksten pedogenen Differenzierungen im Gewässer-pH sind daher bei der Schneeschmelze und während Starkregenereignissen zu erwarten, wie dies auch von BAUER et al. (1988) festgestellt wurde. Durch den lateralen Abfluß erreicht das Wasser in solchen Situationen sehr schnell das Gewässer. Dadurch kann es zu den gefährdeten pH-Schocks kommen, die zur Fischlosigkeit der Gewässer führen (FISCHER-SCHERL et al., 1986).

Durch die laterale Wasserbewegung kann auch erklärt werden, wieso die pH-Differenzierungen durch die Nutzung (Abb. 1) wie auch durch das Ausgangsgestein (AUERSWALD & BÖHM, 1988), die beide bevorzugt in den obersten Horizonten auftreten, zu einer analogen Differenzierung im Gewässer-pH führen und warum sich durch die landwirtschaftliche Basenzufuhr pH-Wert und Basensättigung in größerer Tiefe kaum ändern.

Die Kompartimente des Ökosystems versauern daher bei gegebener Säurezufuhr je nach physikalischer Struktur unterschiedlich. Durch den lateralen Transport von Protonen versauert das Gewässer, gleichzeitig wird dadurch aber die Bodenversauerung vermindert. Dadurch steigt der pH-Wert in tieferen Bodenschichten mit zunehmender Hangneigung schneller an (Abb. 3).

## Danksagung

Die Bodenanalysen wurden am Bayerischen Geologischen Landesamt durchgeführt. Prof. Dr. U. Schwertmann wird für die kritische Durchsicht des Manuskriptes gedankt.

## Literatur

AKS, ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1980):  
Forstliche Standortsaufnahme; Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 4. Aufl., 188 S.

AUERSWALD, K.; BÖHM, A. (1988):  
pH-Werte von Böden in 3 Wassereinzugsgebieten Ostbayerns; in: Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. München, 251-277.

BAUER, J.; LEHMANN, R.; HAMM, A. (1988):  
pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung; in: Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. München, 1-250.

BECHER, H. H. (1970):  
Eine Methode zur Messung der Wasserleitfähigkeit im ungesättigten Zustand; Diss. Hannover, 125 S.

BENGTSSON, L. (1988): Movement of meltwater in small basins. – *Nordic Hydrology* 19: 237-244.

BLASER, P.; KLEMMEDSON, J. O. (1987):  
Die Bedeutung von hohen Aluminiumgehalten für die Humusanreicherung in sauren Waldböden. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 150: 334-341.

BOCHTER, R. (1984):  
Bodenbildung auf Kalk- und Gneisbergsturzböcken unter subalpinem Fichtenwald. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 147: 604-613.

BRUNNACKER, K. (1967):  
Die Lockerbraunerde im Bayerischen Wald. – *Geol. Bl. NO-Bayern* 15: 65-76.

FISCHER-SCHERL, T.; HOFFMANN, R.; SCHMITT, P.; LEHMANN, R. (1986):  
Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in bayerischen Fließgewässern. – *Fischer & Teichwirt* 4/84.

HARTGE, K. H. (1978):  
Einführung in die Bodenphysik; Enke, Stuttgart, 364.

JACKS, G.; WERME, G. (1986):  
An acid surge in a well-buffered stream. – *Ambio* 5: 282-285.

KARL, J.; PORZELT, M.; BUNZA, G. (1985):  
Oberflächenabfluß und Bodenerosion bei künstlichen Starkniederschlägen. – *DVWK-Schriften* 71: 39-102.

KOTTRUP, C. (1987):  
Beobachtung von Interflow in einem geschichteten Medium mit Hilfe organischer Farbstoffe; Dipl. Arbeit Bodenkunde, Hannover, 83 S.

LILJELUND, L.-E. (1987):  
Differences between broad-leaved and coniferous stands with special reference to acidification. – *Acidification Research in Sweden* 5/87: 11-12.

LUTZ, W. (1984):  
Berechnung von Hochwasserabflüssen unter Anwendung von Gebietskenngrößen. – *IHW-Heft* 24, Karlsruhe (TH), 235 S.

MENGEL, K. (1968):  
Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze; Fischer, Jena, 3. Aufl., 436 S.

PRIEHÄUSSER, G. (1958):  
Über den Aufbau und die Oberflächenformen der Ablagerungen aus dem Firneis der letzten Kaltzeit (Endwürm) im Bayerischen Wald.-*Geol. Bl. NO-Bayern* 8: 152-157.

RÖMHELD, V (1986):  
pH-Veränderungen in der Rhizosphäre verschiedener Kulturpflanzenarten in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot. – *Kali-Briefe* 18: 13-30.

SCHALLER, G.; FISCHER, W. R. (1985):  
Kurzfristige pH-Pufferung von Böden. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 148: 471-480.

WILSON, G. V.; ALFONS, J. M.; JARDINE, P. M.  
(1989):

Spatial variability of saturated hydraulic conductivity of the subsoil of two forested watersheds. – Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 679-685.

ZEZSCHWITZ, E. von (1985):

Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. – Geol. Jb. F20: 41 S.

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. Karl Auerswald  
Lehrstuhl für Bodenkunde  
TU München-Weihenstephan  
D-8050 Freising

# Depositionen säurebildender Luftschadstoffe – chemische Parameter, Säurestöße

Alfred Hamm

## 1. Einleitung

Für das betrachtete Untersuchungsgebiet, nämlich die versauerungssensitiven Landschaften des nord- nordostbayerischen Grundgebirges (vgl. Beitrag LEHMANN) liefern die Untersuchungen der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt hinsichtlich der Depositionen säurebildender Luftschadstoffe eine hervorragende Grundlage (HÜSER u. REHFUESS, 1988). Daraus ist Abb. 1 entnommen, die die jährlichen Depositionen von  $H^+$ ,  $SO_4-S$  und  $NO_3-N$  aus dem Meßzeitraum 1984-86 wiedergibt; also dem gleichen Zeitraum, in dem auch die Untersuchungen zur Gewässerversauerung durch die BayLWF durchgeführt worden sind. Es sind die Depositionen von Freiland- und Waldstandorten dargestellt, wobei sich insbesondere zeigt, daß die  $H^+$ - und  $SO_4-S$ -Depositionen im Oberpfälzer Wald und Steinwald deutlich höher sind, als im Bayerischen Wald, während die Nitrat-Depositionen sich nicht unterscheiden. Zum Vergleich sind Depositionsmessungen aus einer Station bei Landau/Isar und Gotzing (Alpenvorland) angeführt.

Im Folgenden kann gezeigt werden, daß sich auch bezüglich der Gewässerversauerung in den Grundzügen ein ähnliches Verteilungsmuster ergibt. Schwerpunkte der Gewässerversauerung in Bayern sind das Fichtelgebirge und der nördliche Oberpfälzer Wald. Nach Südosten zu nimmt sie deutlich ab, wobei jedoch wiederum in den Hochlagen des Bayerischen Waldes eine Zunahme der Häufigkeit von Gewässern mit sehr niedrigen pH-Werten festzustellen ist. Wie für kaum ein anderes Gebiet in der Bundesrepublik Deutschland läßt sich im bayerischen Grundgebirge mit seiner relativ einheitlichen geologischen Struktur eine großräumige Deckung zwischen der Höhe der atmosphären Säureinträge, insbesondere auch der Schwefelverbindungen, und der Gewässerversauerung erkennen. Zusätzlich spielen aber natürlich auch hier lokale Standortigenschaften, wie Bodentyp, Gestein (Gneis, Granit, etc.), Morphologie, Landnutzung u. a. eine mehr oder weniger starke überformende Rolle.

Aus gewässerökologischer Sicht ist insbesondere das Auftreten von Säurestößen wichtig, so daß auf entsprechende Ergebnisse und Folgerungen dazu näher eingegangen wird. Ferner wird gegenwärtig die Frage der Kalkung stark diskutiert, so daß auch dazu etwas gesagt werden soll. Eine ausführliche Schilderung der chemischen und biologischen Untersuchungen im Forschungsprogramm der BayLWF ist im Bericht der BayLWF bei BAUER et al. (1988) enthalten, auf den verwiesen wird. Hier soll eine Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse insbesondere in Hinblick auf o. a. Zusammenhänge gebracht werden.

## 2. Regionale Verbreitung

Die Abbildungen 2 a-d bringen eine Übersicht zur pH-Wert-Situation im ganzen Untersuchungsgebiet. Dargestellt sind die minimal gemessenen pH-Werte (Abb. 2 a, b), wobei dahinter jeweils mehrere Meßwerte zu verschiedenen Bereisungen in den Jahren 1984-1987 stehen. Minimale pH-Werte treten insbesondere in der Schneeschmelze auf, aber auch bei Starkregenereignissen (siehe Pkt. 4). Selbstverständlich ist die Erfassung derartiger Situationen sehr zufallsbedingt. Dennoch zeichnet sich damit ein durchaus brauchbares Bild zur regionalen Verbreitung der Gewässerversauerung ab. Dies wird ergänzt durch Abb. 2 c, d, in der die auch bei Niedrigwasser (in der Regel im Herbst) vorliegenden pH-Werte dargestellt sind. Als permanent versauerte Gewässer werden diejenigen bezeichnet, die auch bei Niedrigwasser einen pH-Wert  $< 4,3$  aufweisen oder zumindest  $< 5,0$ ; wo also das Karbonatpuffersystem selbst bei Niedrigwasser keine oder nur eine sehr geringe Rolle spielt. Solche permanent versauerten Gewässer waren im Untersuchungszeitraum besonders häufig im Fichtelgebirge (z. B. Steinbach, Obere Lamitz, Lehstenbach, Obere Rösau und obere Fichtelnaab, Fichtelsee) und im Bereich des Flossenbürger Granitmassives (Zuflüsse in der oberen Waldnaab, Rumpelbach, Mühlbach) zu finden. Auch die Bayerwaldseen, Rachelsee, Kl. und Großer Arbersee und einige hochgelegene Klausen mit pH-Werten um 4,5-4,7 gehören dazu einschließlich der Zuflüsse zu diesen stehenden Gewässern. Im Frankensteinwald fanden sich niedrige pH-Werte  $< 5,0$  im Bereich der Grubenbaue mit dem Abbau bituminöser Ton-schiefer (Loquitz und Zuflüsse) an der oberen Ölschnitz und Quellbächen der Nordhalbener Ködel. Einige Bäche mit niedrigen pH-Werten fanden sich auch in der Gegend um Mittwitz. Stark sauer sind auch Grubenbaue bei Schwandorf. Nähere Untersuchungen dazu wurden jedoch nicht durchgeführt.

Die regionale Verbreitung der Sulfatkonzentrationen zeigt ebenfalls ein deutliches Gefälle in den untersuchten Oberflächengewässern vom nordbayerischen Raum in Richtung zum Bayerischen Wald. Bei den Gewässern im Bayerischen Wald liegen die Sulfatkonzentrationen mit wenigen Ausnahmen  $< 10$  mg/l. Dabei ist im Vergleich mit früheren Untersuchungen anzunehmen, daß die Sulfatkonzentrationen in den vergangenen Jahrzehnten auch hier erhöht worden sind, da frühere Veröffentlichungen durchgehend niedrigere Konzentrationen angeben (MATTHESS, 1963). In der Größenordnung ist hier etwa eine Verdoppelung der Sulfatkonzentrationen gegenüber dem



geogenen Hintergrund anzunehmen. Bei den Oberflächengewässern des Fichtelgebirges liegen sie im Bereich zwischen 15-30 mg/l und sind damit gegenüber dem geogenen Hintergrund um etwa das 10-fache erhöht. Ähnliches gilt für die Gewässer im nördlichen Oberpfälzer Wald. Im Frankwald treten ebenfalls z. T. hohe Sulfatkonzentrationen auf, die dort jedoch überwiegend geogen bedingt sind (Alaunschiefer).

Zwischen pH-Wert-Situation und der Sulfatkonzentration finden sich bei höheren Sulfatkonzentrationen deutliche Beziehungen (vgl. Abb. 3 a-d und Pkt. 3). Dagegen ist ein Zusammenhang zwischen niedrigen pH-Werten und den jeweiligen Nitratkonzentrationen aus dem vorliegenden Datenmaterial nicht zu erkennen. Die Gewässer im Bayerischen Wald sind mit Konzentrationen meist  $< 5 \text{ mg/l NO}_3^-$  in der Regel nitratärmer als die Gewässer in den anderen untersuchten Teilgebieten ( $\text{NO}_3^-$  meist um 5-10 mg/l). Bei landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten bzw. bei Siedlungseinflüssen sind (bei entsprechendem pH-Anstieg) die Nitratkonzentrationen meist höher. Es ist zu berücksichtigen, daß die Stickstoffverbindungen einem wesentlich intensiveren Umsatz in Vegetation, Boden und Gestein unterliegen als Schwefelverbindungen.

Entsprechend der naturräumlichen Gliederung (MEYNEN, et al., 1962) wurden die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen differenziert nach den vier erfaßten Landschaftsräumen Frankwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und Bayerischer Wald jeweils in Beziehung zur pH-Wert-Situation dargestellt. Hiermit lassen sich neben Aussagen zur regionalen Verbreitung auch Hinweise über das Ursachengefüge der Gewässerversauerung erhalten.

### 3. Beziehungen chem. Parameter zur pH-Wert-Situation

Hinsichtlich Sulfat zeigen die in Abb. 3 a-d für die genannten vier Teilräume dargestellten Verhältnisse, daß im Fichtelgebirge und Oberpfälzer Wald bei den dort vorliegenden hohen Sulfatkonzentrationen eine deutliche Beziehung zum jeweils gemessenen pH-Wert vorliegt, wobei dieser Anstieg etwa  $< \text{pH } 6,0$  beginnt und dann etwa linear mit sinkendem pH-Wert verläuft. Bei permanent versauerten Gewässern ist Sulfat das absolut dominierende Anion (bis  $> 90 \%$  Ionenaqu., Abb. 4, Beispiel Waldnaab). Beim Steinbach im Fichtelgebirge (Gr. Kornberg), einem der Modelleinzugsgebiete und der wahrscheinlich am stärksten versauerte Bach des ganzen Untersuchungsgebietes wird diese Beziehung besonders deutlich, wenn man nur die Probestellen aus reinen Waldstandorten selektiert (Abb. 10 a). Bei den Wässern des Bayerischen Waldes wird bei den dort vorliegenden niedrigen Konzentrationen dagegen eine Beziehung zur pH-Wert-Situation nicht mehr erkennbar. In der Anionenbilanz spielt hier auch Nitrat als versauerndes Anion eine größere Rolle, ohne daß, wie dargelegt, eine Beziehung zur jeweiligen pH-Wert-Situation erkennbar sind (Abb. 5).

Die Konzentrationen an organischen Stoffen (DOC und spektr. Absorptionskoeffizient b. 254 nm) weisen eine sehr deutliche Beziehung zum pH-Wert auf; sie steigen unterhalb eines pH-

Wertes von etwa 5,0 allmählich, unterhalb pH 4,5 (beim Steinbach  $< \text{pH } 4,2$ ) stark an (Abb. 6 a, b und 10 b). Stark saure Gewässer sind häufig geprägt durch eine gelblich-graue Verfärbung und das Auftreten z. T. sehr stabiler Schäume, die auf diese organischen Stoffe zurückzuführen sind. Sie spielen dann in der Ionenbilanz eine zunehmend größere Rolle. Das verstärkte Auftreten org. Stoffe in sauren Gewässern ist wahrscheinlich als eine verstärkte Auswaschung von Fulvosäuren aus sauren Böden aufzufassen. Nähere Untersuchungen wurden dazu jedoch nicht durchgeführt. An der Reschbachklause im Bayer. Wald und am Kl. Arbersee wurde jedoch auch eine Verminderung der org. Stoffe gegenüber dem Zuflußwasser festgestellt, was auf eine Ausflockung der Huminstoffe im stehenden Wasser zurückzuführen ist (pH-Bereich ca. 4,5).

Die Konzentrationen an gelöstem Aluminium nehmen bei pH-Werten etwa unterhalb 5,0 zu (Abb. 7 a-d). In den Gewässern des Bayer. Waldes sind die Konzentrationen an Al im allgemeinen niedriger als im Oberpfälzer Wald und dem Fichtelgebirge mit z. T. Al-Konzentrationen bis ca. 3 mg/l. In letzteren Gebieten wird die pH/Al-Beziehung deutlicher als beim Bayer. Wald. Das trifft besonders für die selektierten Proben (reine Waldgebiete) aus dem Steinbach zu (Abb. 10 c). Im Frankwald treten in einigen Bächen die höchsten Konzentrationen an gelöstem Aluminium bis zu 9,0 mg/l auf. Dies führt zu sichtbaren Aluminium-hydroxidausflockungen am Gewässerboden.

Es besteht eine gute Korrelation DOC/Al, was auf eine Komplex-Bindung bei der Al-Mobilisierung im Boden hinweist (Abb. 10 f). Bei Cadmium ist diese Beziehung nur sehr schwach ausgeprägt (Abb. 10 c).

Eine sehr bemerkenswerte Beziehung zur pH-Wert-Situation zeigte das gelöste Silicium. Unterhalb etwa pH 4,5 fand sich Si, gelöst nur mehr in sehr geringen Konzentrationen oder war nicht nachweisbar. Die Ursachen für dieses Verhalten sind unklar. Möglicherweise haben diese verringerten Si, gelöst-Konzentrationen im niedrigen pH-Bereich Einfluß auf die Selektion in der Kieselalgenflora (Abb. 8 a, b).

Von den Schwermetallen fallen in sauren Gewässern besonders erhöhte Konzentrationen von gelöstem Cadmium auf, wobei sich eine klare Beziehung zum pH-Wert ergibt. (Abb. 9 a-d). Dies ist bei einigen Gewässern des Fichtelgebirges und Oberpfälzer Waldes besonders ausgeprägt bei Maximalkonzentrationen bis etwa über  $1 \mu\text{g/l Cd}$  (gelöst). Im Bayerischen Wald mit allgemein niedrigeren Cd-Konzentrationen werden die Zusammenhänge zum pH-Wert zunehmend undeutlicher. Für die übrigen untersuchten Schwermetalle (Blei, Zink, Eisen, Mangan und Kupfer) zeigen sich nur undeutliche oder keine Erhöhungen der Konzentrationen in Gewässern mit niedrigem pH-Wert, so daß auf die Wiedergabe von Abbildungen verzichtet wird. Möglicherweise ist ein Einfluß des pH-Wertes bei den Meßdaten von Blei und Zink jedoch verdeckt, da in den Meßwerten aus dem gesamten Datenmaterial bzw. Teilgebieten auch durch anderweitige anthropogene Einflüsse geprägte Gewässer enthalten sind, bei denen bei höheren pH-Werten ebenfalls

(z. B. verkehrsbedingt) höhere Schwermetallkonzentrationen auftreten können. Kupfer fand sich in den meisten Gewässern nur in relativ geringen Konzentrationen.

#### 4. Säurestöße, Dynamik der Gewässerversauerung

Die minimalen pH-Werte werden in den Gewässern überwiegend im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze angetroffen. Die Schneeschmelze führt zu länger anhaltenden pH-Depressionen, die in der Regel mit einer raschen und starken pH-Absenkung am Anfang der Schneeschmelze beginnen und einen langsamen Wiederanstieg mit auslaufender Schneeschmelze aufweisen. Abb. 11 zeigt dies am Beispiel von zwei Bächen im Bayer. Wald zur Schneeschmelze 1986 mit einer Vorschneeschmelze von etwa dem 5.-10.4. und der Hauptschneeschmelze beginnend ab 20.4.. Der Säureschub bei der Schneeschmelze ist sehr stark vom Verlauf des Winters und Tauwetters abhängig. Im Frühjahr 1985, nach einem kalten, aber schneearmen Winter, waren die gefundenen pH-Depressionen deutlich geringer als im Frühjahr 1984, 1986 und 1987 nach schneereichen Wintern. Plötzlich pH-Absenkungen (pH-Schocks) finden sich auch in der Folge von Starkregenereignissen, wobei noch wesentlich tiefere pH-Werte auftreten können als bei der Schneeschmelze. Über kontinuierliche Meßstationen sowie durch unmittelbare, ereignisbezogene Messungen konnten einige Fälle solcher pH-Stürze, die innerhalb von Stunden ablaufen können, dokumentiert werden. Als tiefster gemessener pH-Wert wurde ein pH-Wert von 2,9 am Steinbach im Fichtelgebirge im Zusammenhang mit einem sommerlichen Starkregen und Abflußanstieg festgestellt (Abb. 12).

Diese Säureschübe sind durch eine Erhöhung der Leitfähigkeit gekennzeichnet, im wesentlichen bedingt durch die Erhöhung der  $H^+$ -Ionen-Konzentration. Vielfach sind sie auch mit einem Anstieg der Sulfatkonzentrationen sowie der Konzentrationen an Aluminium und Cadmium verbunden (vgl. HAMM et al. 1989). Diese Ergebnisse bezüglich der Versauerungsschübe bei Schneeschmelze und Abflußanstiegen und der hohen Dynamik der Versauerungserscheinungen in Fließgewässern weisen darauf hin, daß der Eintrag von versauernden Stoffen zu einem erheblichen Teil auf dem Wege des oberflächlichen und oberflächennahen Ablaufes erfolgt. Anders sind die rasch, z. T. innerhalb von Stunden, eintretenden pH-Stürze, verbunden mit Konzentrationszunahmen an Sulfat, Aluminium und Schwermetallen, nicht zu erklären. Wie Boden-pH-Untersuchungen gezeigt haben (vgl. Beitrag AUERSWALD), sind die minimalen pH-Werte im Boden im Übergangsbereich Oberboden/Mineralboden zu finden. Verschiedene neuere Untersuchungen zeigen auch, daß sich hier ein Anreicherungs-horizont von atmosphären Schadstoffen befindet. Der Anstieg org. Stoffe in solchen pH-Depressionen läßt sich durch Auswaschung von org. Stoffen aus demselben Horizont erklären. Oberflächennaher Eintrag (Interflow, Hangzugwasser) sollte daher als wesentlicher Eintragungsweg versauernder Substanzen in Oberflächengewässer stärker auch in seiner quantitativen Bedeutung beachtet werden. Natürlich gibt es zahlreiche weitere Einflußgrö-

ßen, die die depositionsbedingte Versauerung überformen. So ist z. B. auf Gneis wegen der höheren Pufferkapazität bei allen Untersuchungen eine geringere Versauerung als auf Granit festzustellen. Quellbereiche sind häufig weniger versauert als nachfolgende Bachabschnitte, da sie überwiegend Wasser aus tieferen Boden- und Gesteinsschichten enthalten (Abb. 4). Bei Übertritt vom Wald in den landwirtschaftlich genutzten und besiedelten Raum treten relativ rasch Pufferungsvorgänge auf, die die Gewässerversauerung aufheben (Abb. 5). Der Übergangsbereich ist jedoch fließend; bei hohen Abflüssen werden saure Gewässer auch weit in diese Räume hinausgetragen (vgl. Beitrag LEHMANN).

#### 5. Kalkung

Insbesondere in den skandinavischen Ländern, aber auch in USA und Kanada, wurden und werden staatlich geförderte Kalkungsmaßnahmen bei versauerten Gewässern durchgeführt. Auch bei bayerischen Gewässern wurde, insbesondere aus fischereilicher Sicht, eine Kalkung versauerter Gewässer verschiedentlich gefordert. Kalkungsmaßnahmen in Fischteichanlagen sind ohnehin üblich und in den Gebieten mit versauerten Gewässern, insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze, auch unbedingt zur Aufrechterhaltung der Fischzucht erforderlich. Zur Frage der Kalkung versauerter Gewässer gibt es einen Erfahrungsbericht von LENHART et al. (1985). Als Dosierung für direkte Kalkung werden nach schwedischen Erfahrungen je nach pH-Wert 10-30 g/m<sup>3</sup> (Kalksteinmehl; um 50 % CaO) genannt, um einen pH-Wert > 6,5 und eine Alkalinität > 0,1 meq/l zu erreichen. Für Fließgewässer würde dies u. U. eine außerordentlich große Menge bedeuten, da es notwendig ist, gerade die hohen Abflüsse, die die pessimale Situation hinsichtlich Versauerung darstellen, abzufangen. Betrachtet man z. B. das Reschwasser mit Abflußspitzen von > 28 m<sup>3</sup>/s im Hochwasserfall, so würde dies etwa 24-72 Tonnen/Tag als Spitzendosierung an Kalksteinmehl erfordern. Ganz abgesehen davon, daß es kaum möglich erscheint, die Dosierungstechnik den äußerst rasch ablaufenden Abflußspitzen anzupassen, sind o. a. enorme Mengen nicht mehr in realistischer Weise einsetzbar. Eine Kalkung nur bei Niedrig- oder Mittelwasser allein würde jedoch nicht sehr viel nützen, da nicht abgepufferte Säurestöße kurzfristige alle Neutralisierungsbemühungen zunichte machen.

Wertet man die Ergebnisse von Weißem Regen, Waldnaab, Resch- und Saußwasser so aus, daß man die Konzentrationen an  $Ca^+$  und  $HCO_3^-$  im versauerten Bereich mit denen vergleicht, wo flußabwärts die Versauerung aufgehoben ist, kommt man zu recht einheitlichen Ergebnissen bei allen drei Flüssen. Die Differenzen liegen etwa im Bereich von 1,5 mg/l  $Ca^+$  bzw. 5 mg/l  $HCO_3^-$  bzw. rd. 0.08 mequ/l Alkalinität, also etwas weniger als oben angeführt. Daraus errechnet sich die notwendige Dosierung am Beispiel des Reschwassers für den Spitzenabfluß (28 m<sup>3</sup>/s) mit 3,6 t/d  $Ca^+$  bzw. 12 t/d  $HCO_3^-$ . Zu berücksichtigen ist, daß eine vollständige Ausnutzung dieses eingebrachten Materials nicht angenommen werden kann, sondern bei dauerhafter Dosierung über Kalktanks nur von 80-90 % (LENHART et

al., 1985). Man kommt damit auf etwa die gleichen Mengen der Dosierung von Kalksteinmehl, wie für den unteren Bereich der schwedischen Dosierungsempfehlungen angeführt. Bei stärker versauerten Gewässern wie dem Steinbach wären entsprechend höhere Dosierungen erforderlich.

Für eine Flächenkalkung im Einzugsgebiet werden zur Behandlung von Fließgewässern nach den schwedischen Angaben 1-1,5 t Kalkmehl pro ha Wassereinzugsgebiet benötigt. nach LINKERS-DÖRFER und BENEKE (1987) liegt die übliche Dosierung höher und zwar bei meist 3 t/ha, also  $\text{CaCO}_3$ . Zitat: „Legt man eine Fortdauer der gegenwärtigen Säurebelastung von 5 kmol IÄ/ha, a zugrunde und berücksichtigt die neutralisierende Wirkung der laufenden Verwitterung von 0,5 kmol IÄ/ha, a, so ergibt sich rechnerisch ein Zeitraum von größenordnungsmäßig 50 Jahren, bei einem 5-jährigen Turnus der Kalkung, bis die Basen-Neutralisierungskapazität (Anmerkung: resp. Versauerung des Bodens) abgebaut ist“

Abgesehen davon, ob dieser enorme Aufwand überhaupt geleistet werden kann, ist also nur mit einer verzögerten Wirkung der Flächenkalkung zu rechnen und darüber hinaus nicht zu erwarten, daß damit gerade die Versauerungsschübe mit höheren Anteilen oberflächennah ablaufenden Wassers abgepuffert werden können. Die Flächenkalkung wird gegenwärtig im forstlichen Bereich sehr intensiv diskutiert, z. T. bereits durchgeführt. Neben der zweifelsohne gegebenen positiven und moderaten Bereitstellung von Pufferkapazität werden auch negative Einflüsse, wie Humusabbau und Nitratauswaschung befürchtet.

In Bayern wurde mehrfach eine Kalkung des Kl. Arbersees aus fischereilicher Sicht gefordert. Auch hier würde sich bei Anwendung o. a. Dosierungsempfehlungen ein Kalkbedarf von insgesamt rd. 100 t/Jahr ergeben und eine mehrfache Kalkung im Jahr, insbesondere, da der See eine Wassererneuerungszeit von nur rd. 40 Tagen hat. Es gab selbst Vorschläge einer Kombination Kalkung/Abwassereinleitung. Der Durchführung derartiger Maßnahmen konnte entsprechend der Stellungnahmen der Sachverständigen auf keinen Fall zugestimmt werden. Neben der damit verbundenen Eutrophierungsgefährdung sind solche massiven Eingriffe aus ökologischer Sicht grundsätzlich abzulehnen. Die Bayerwaldseen sind wesentliche Elemente der Naturschutzgebiete. Die seltene, an das saure Milieu angepaßte Lebewelt würde auf den verschiedenen biozönotischen Ebenen verdrängt und durch Allerweltsformen ersetzt werden. Beispielsweise würden im Kl. Arbersee wahrscheinlich bei einer derartigen Maßnahme die eigenartigen schwimmenden Inseln mit ihrer Flora und Fauna erheblichen Schaden nehmen. Der Schutz seltener aquatischer Biozöten muß unter diesen Gesichtspunkten höher bewertet werden als die unzweifelhaft positiven Auswirkungen einer Kalkung aus fischereilicher Sicht. Bei uns spielt in den meisten versauerungsgefährdeten Bächen und Seen die fischereiliche Nutzung keine wirtschaftlich bedeutende Rolle. Dagegen ist hinsichtlich der Kalkung in Fischteichanlagen nichts einzuwenden. Wie die Untersuchungen im Rahmen des Forschungsvorhabens an der BayLWF an der Fischzucht Markhof an der

oberen Fichtelnaab gezeigt haben, ist die im by-pass betriebene Kalkung bei den relativ konstanten Überleitungsmengen gut durchführbar. Allerdings führte die Abpufferung dieses Wasserteilstromes nicht zu einer ausreichenden Abpufferung des Hauptbaches bei den erhöhten Wasserführungen in der Schneeschmelze.

Es ist auch immer zu berücksichtigen, daß Kalkung nur eine Symptombekämpfung ist, und die Rückführung versauerter Gewässer auf den ihnen von Natur aus zukommenden (durchaus natürlicherweise sauren) Zustand nur durch konsequente Weiterführung der Luftreinhaltemaßnahmen zu erreichen ist.

## 6. Zusammenfassung und Folgerungen

Die Gewässerversauerung ist auch in Bayern in Gebieten mit pufferungsschwachen Böden und Gestein ausgeprägt, wobei das nord- und nordost-bayerische Grundgebirge mit den Landschaften Frankenwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und Bayerischer Wald das größte zusammenhängende sensitive Gebiet mit relativ einheitlicher geologischer Struktur darstellt. Es lassen sich hier eindeutige Deckungen zwischen den Depositionen säurebildender Luftschadstoffe, insbesondere dem Säureeintrag selbst ( $\text{H}^+$ ) und dem Eintrag von  $\text{SO}_4\text{-S}$  aufzeigen, wobei ein Gradient vom Fichtelgebirge/nördl. Oberpfälzer Wald in Richtung südlichem Oberpfälzer Wald/Bayer. Wald besteht, wobei im Bayer. Wald wiederum in den Hochlagen die Verbreitung stärker saurer Gewässer zunimmt. Es ergeben sich klare Beziehungen zwischen pH-Wert und Sulfatkonzentrationen in den Oberflächengewässern. Sulfat übernimmt in den stark sauren Gewässern zunehmend die Rolle des dominierenden Anions. Bei stark sauren Gewässern steigen auch die Konzentrationen an org. Stoffen stark an, wobei dies eher als Folge oder Begleiteffekt der Versauerung (Auswaschung von Huminstoffen, stärker wasserlöslichen Fulvosäuren) interpretiert werden kann, denn als Primärsache der Gewässerversauerung. In sauren Gewässern geht zunehmend Aluminium in Lösung, wobei auch komplexchemische Reaktionen neben der Freisetzung von  $\text{Al}^{3+}$ -Ion eine Rolle spielen dürften. Versauerte Gewässer weisen auch erhöhte Konzentrationen an gelöstem Cadmium auf, während bei anderen Metallen (Zn, Cu, Pb) stark streuende Ergebnisse erhalten wurden. Neben der pH-Wert-Absenkung sind Aluminium und die genannten Schwermetalle ökotoxikologisch von besonderer Bedeutung (vgl. Beitrag BAUER). Rasch ablaufende Säureschübe insbesondere bei Schneeschmelze und Starkregenereignissen können sehr rasch verlaufende pH-Absenkungen und Anstiege der Metallkonzentrationen mit sich bringen und damit für die Schädigungen der aquatischen Biozöten entscheidend sein. Das Auftreten dieser Säureschübe weist darauf hin, daß der Eintritt oberflächennahen Wassers bzw. Wassers, das auf kurzen Wegen ohne langen Boden- und Gesteinskontakt (Interflow, Hangzugwasser) für die Gewässerversauerung insbesondere bei den Fließgewässern von entscheidender Bedeutung ist. Kalkungsmaßnahmen, seien es unmittelbare Gewässerkalkungen oder Flächenkalkungen, sind besonders unter den Bedingungen der hohen Abflußdyna-

mik von Fließgewässern wenig effektiv bzw. nicht beherrschbar. Bei den Bayerwaldseen kann insbesondere aus der Sicht des Naturschutzes einer Kalkung nicht zugestimmt werden, da die an die besonderen Weichwasserverhältnisse angepaßte Flora und Fauna dabei wesentlich verändert würde. Unter gewissen Umständen kann eine Flächenkalkung im Einzugsgebiet positiv zu bewerten sein (z. B. Schutz von Perlmuschelbeständen), sollte aber unter streng kontrollierten Bedingungen und limnologischen Begleituntersuchungen erfolgen.

Im Rahmen eines gegenwärtig noch laufenden Monitoring-Programmes, koordiniert über die ECE, dem BMU bzw. Umweltbundesamt und in Bayern durch das Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, wird die längerfristige Entwicklung der Gewässerversauerung verfolgt. Gegenwärtig erscheint noch keine Trendänderung feststellbar; d. h. die bisherigen Maßnahmen zur Verminderung der Luftverschmutzung, insbesondere der Emissionen von Schwefelverbindungen, haben sich im Oberflächengewässer – dem letzten Glied oder Kompartiment im ökosystemaren Zusammenhang – noch nicht ausgewirkt. Insgesamt ist in diesem Geschehen mit langen Verzögerungen zu rechnen.

#### **Literatur**

BAUER, J., LEHMANN, R. und A. HAMM (1988): pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung; in: Bay. Landesanstalt f. Wasserforschung München: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. Bericht BayLWF (1988).

HAMM, A., BAUER, J., GLASSMAN, M., HOFFMANN, H. J., HOFFMANN, R. W., FISCHERSCHERL, Th. und MILLER, H. (1989):

Metallbefrachtung von Bächen in Versauerungsgebieten Nord- und Nordostbayerns und deren ökologische Bedeutung. – Jb. Vom Wasser 73, 199-225.

HÜSER, R. und REHFUESS, R. (1988):

Stoffdeposition durch Niederschläge in ost- und südbayerischen Waldbeständen. – Schriftenreihe der Forstwiss. Fak. d. Uni München und der Bayer. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt 86.

LENHART, B., WIETING, J. und STEINBERG, Ch. (1985):

Kalkung. Mittel gegen Versauerung? – Fischer und Teichwirt 36, 5-11.

LINKERSDÖRFER, S. und BENECKE, P. (1987):

Auswirkungen von sauren Depositionen auf die Grundwasserqualität in bewaldeten Gebieten – eine Literaturstudie. – Materialien 4/87, Umweltbundesamt. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

MATTHES, G. (1963):

Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser. – Abh. Hess. L. Amt Bodenforschung 35, 85 S., Wiesbaden.

MEYNEN, E. et al. (Hrsg.) (1962):

Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands, Bd. II; Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung Bonn.

#### **Anschrift des Verfassers:**

Dr. Alfred Hamm  
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung  
– Versuchsanlage Wielenbach  
Demollstraße 31  
8121 Wielenbach

**Siehe Anhang: Abbildungen S. 35-53.**



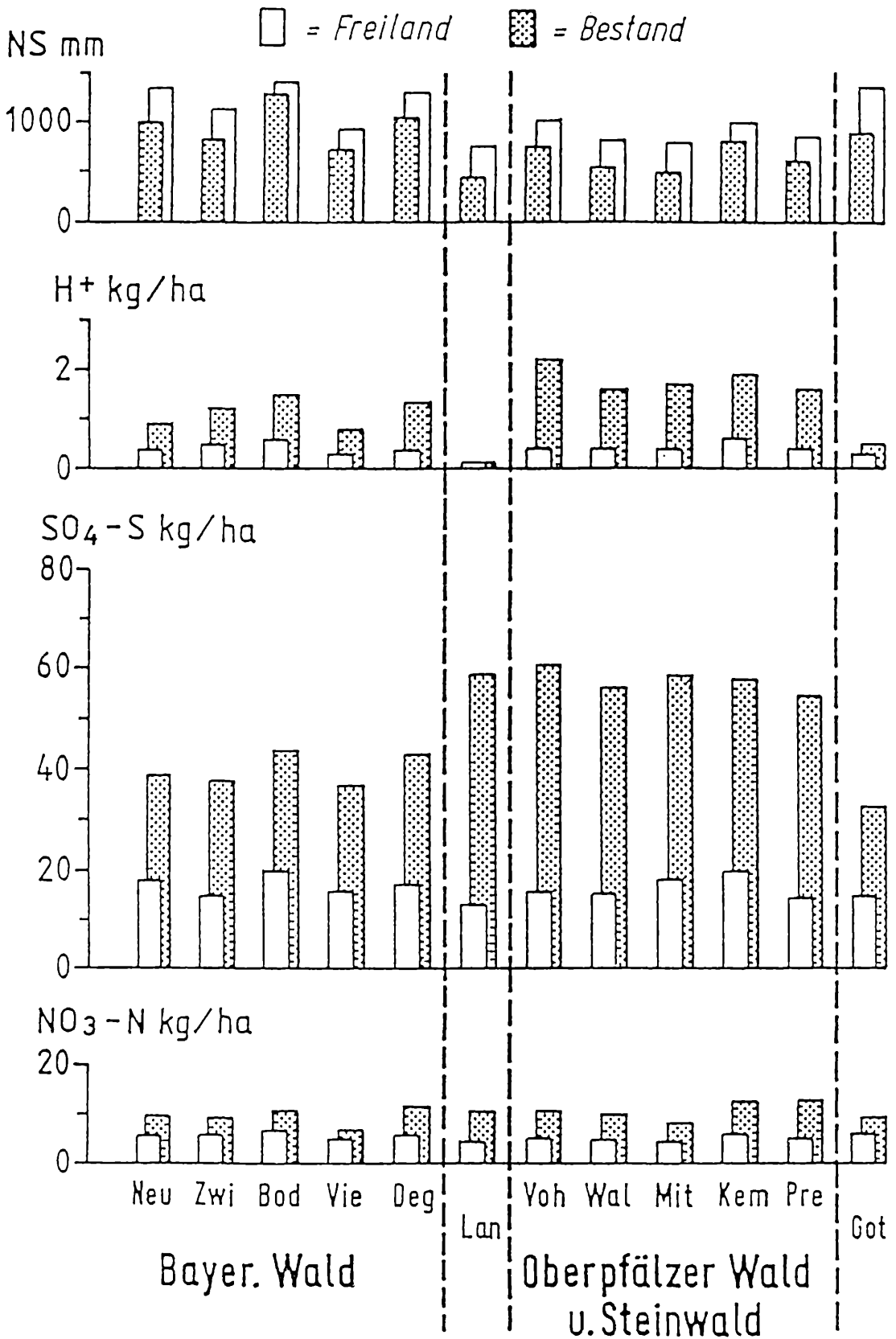


Abbildung 1

Durchschnittliche Niederschlagshöhe und Deposition von H<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub>-S und NO<sub>3</sub>-N pro Jahr (nach HÜSER, 1988).

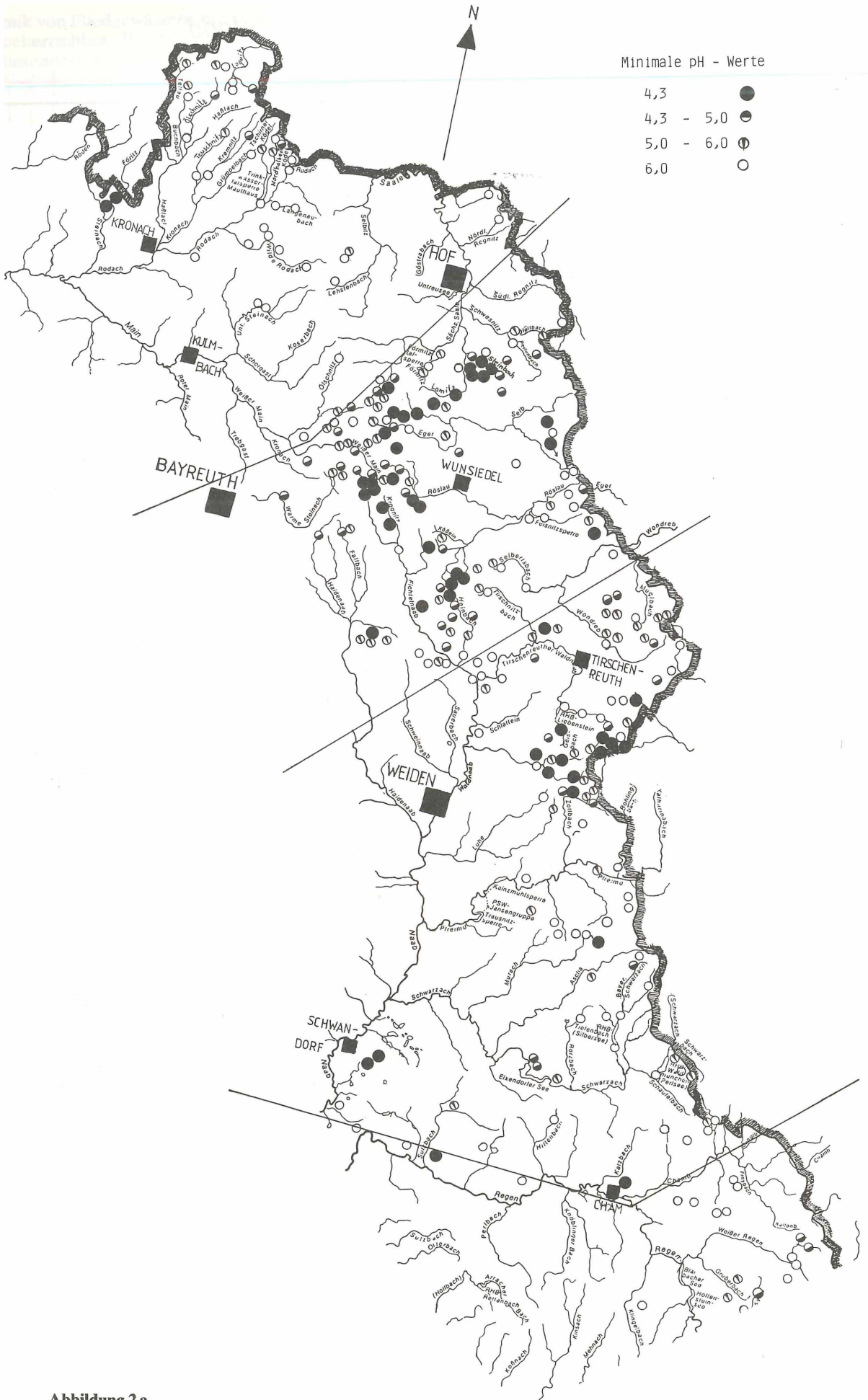
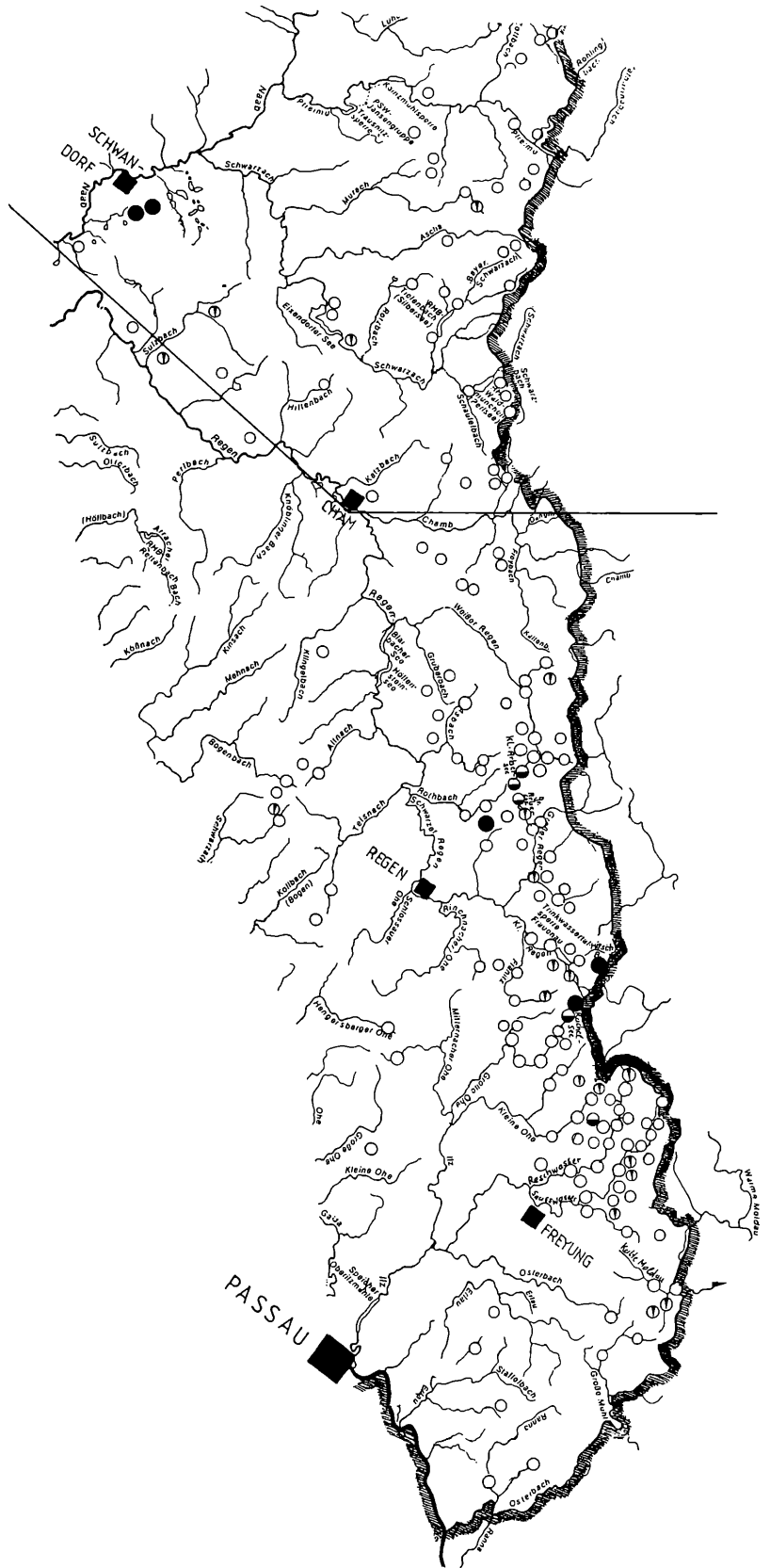


Abbildung 2 a

Minimal gemessene pH-Werte im Frankenwald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald



**Abbildung 2 b**  
**Minimal gemessene pH-Werte im Bayerischen Wald**

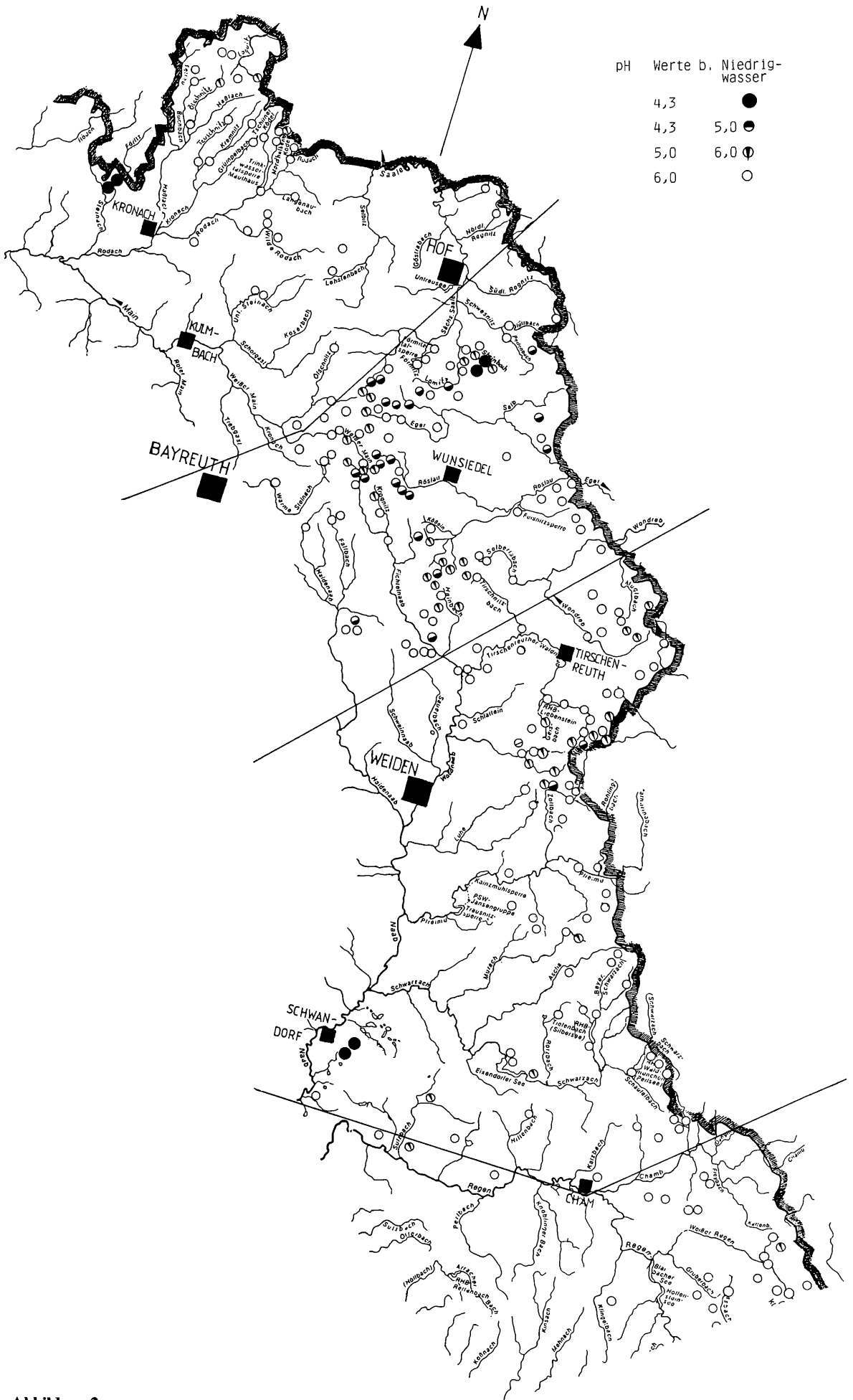
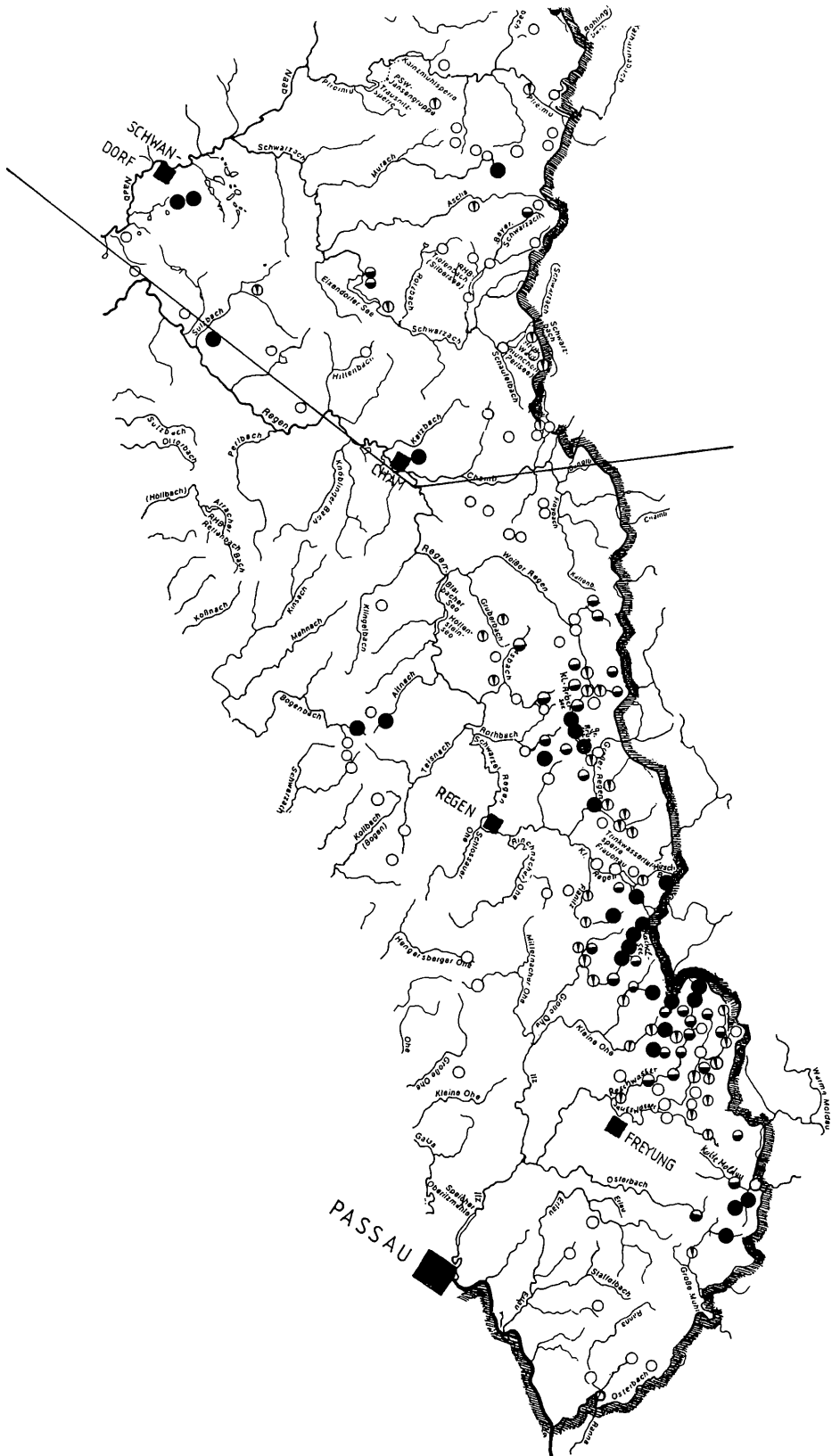


Abbildung 2c

pH-Werte in Oberflächengewässern des Frankenwaldes, Fichtelgebirges und Oberpfälzer Waldes bei Niedrigwasser





**Abbildung 2 d**  
**pH-Werte in Oberflächengewässern des Bayerischen Waldes bei Niedrigwasser**

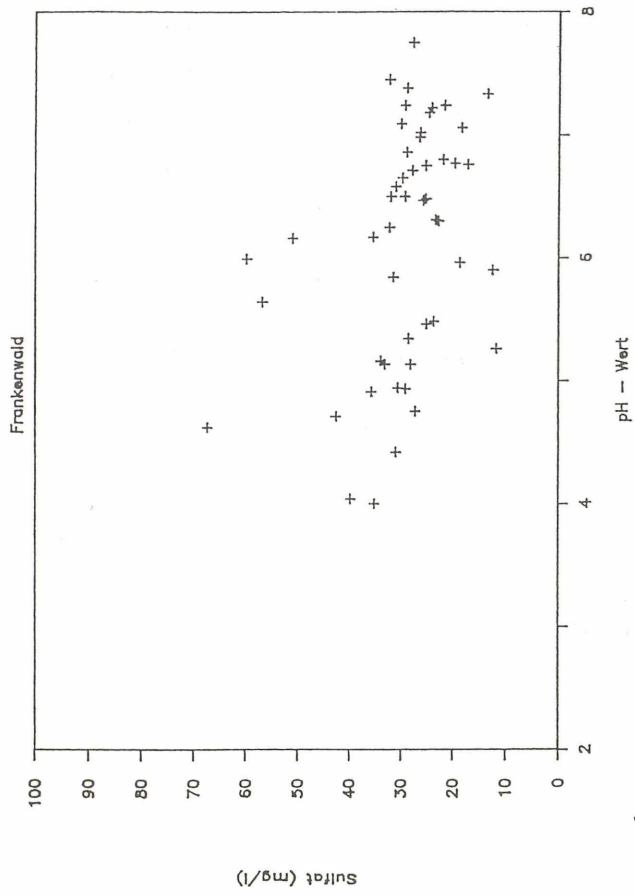


Abbildung 3 a

Korrelation pH-Wert – Sulfat

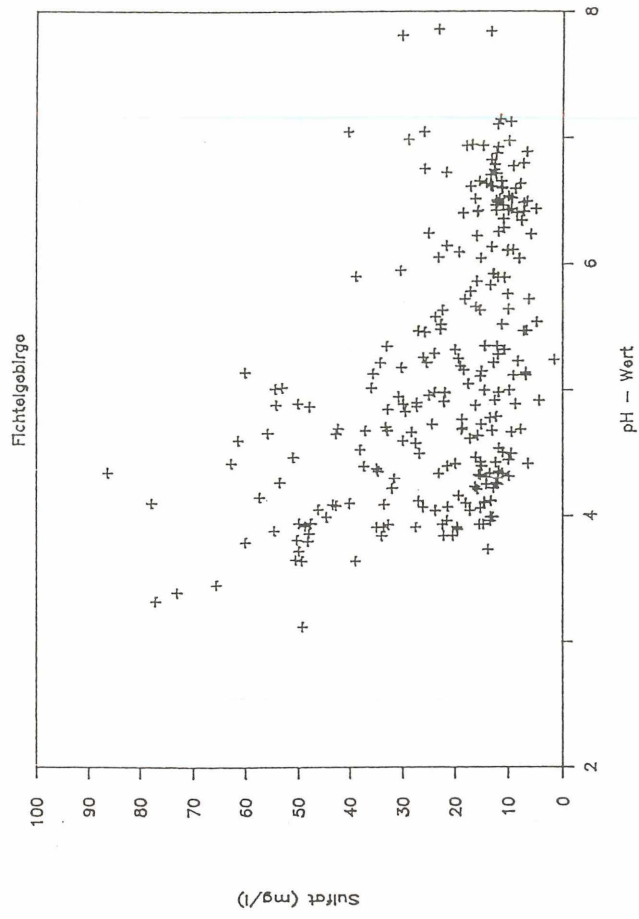


Abbildung 3 b

Korrelation pH-Wert – Sulfat

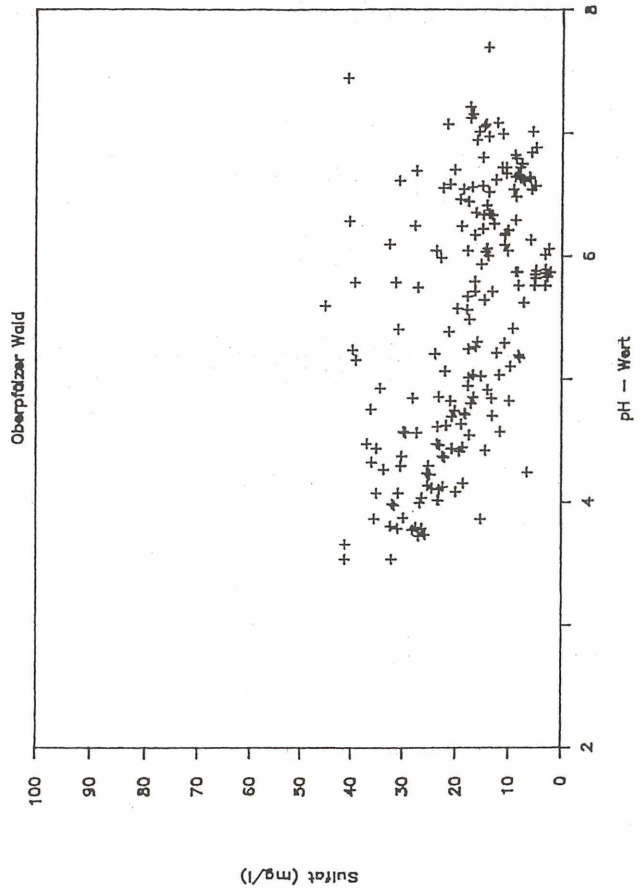


Abbildung 3 c

Korrelation pH-Wert – Sulfat

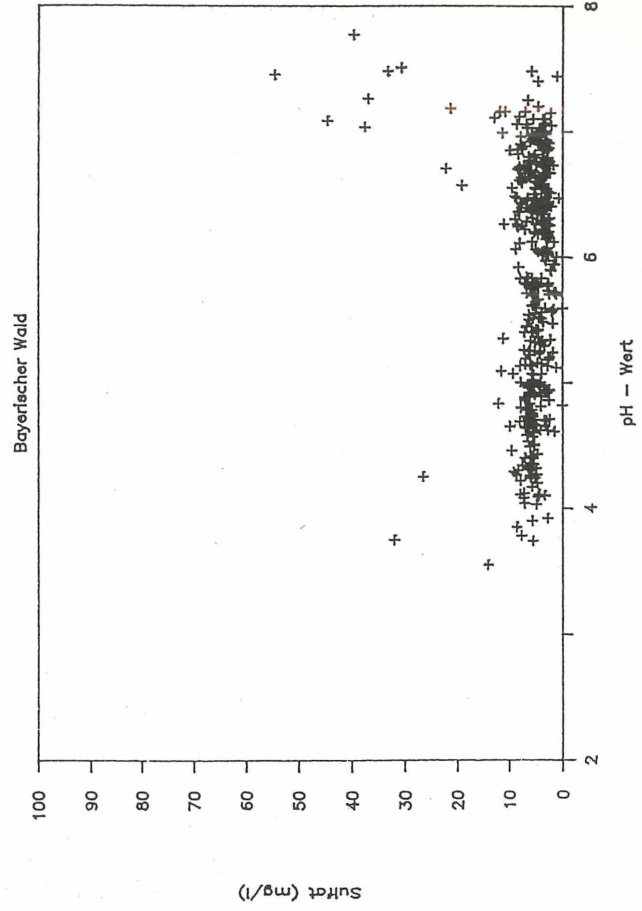


Abbildung 3 d

Korrelation pH-Wert – Sulfat

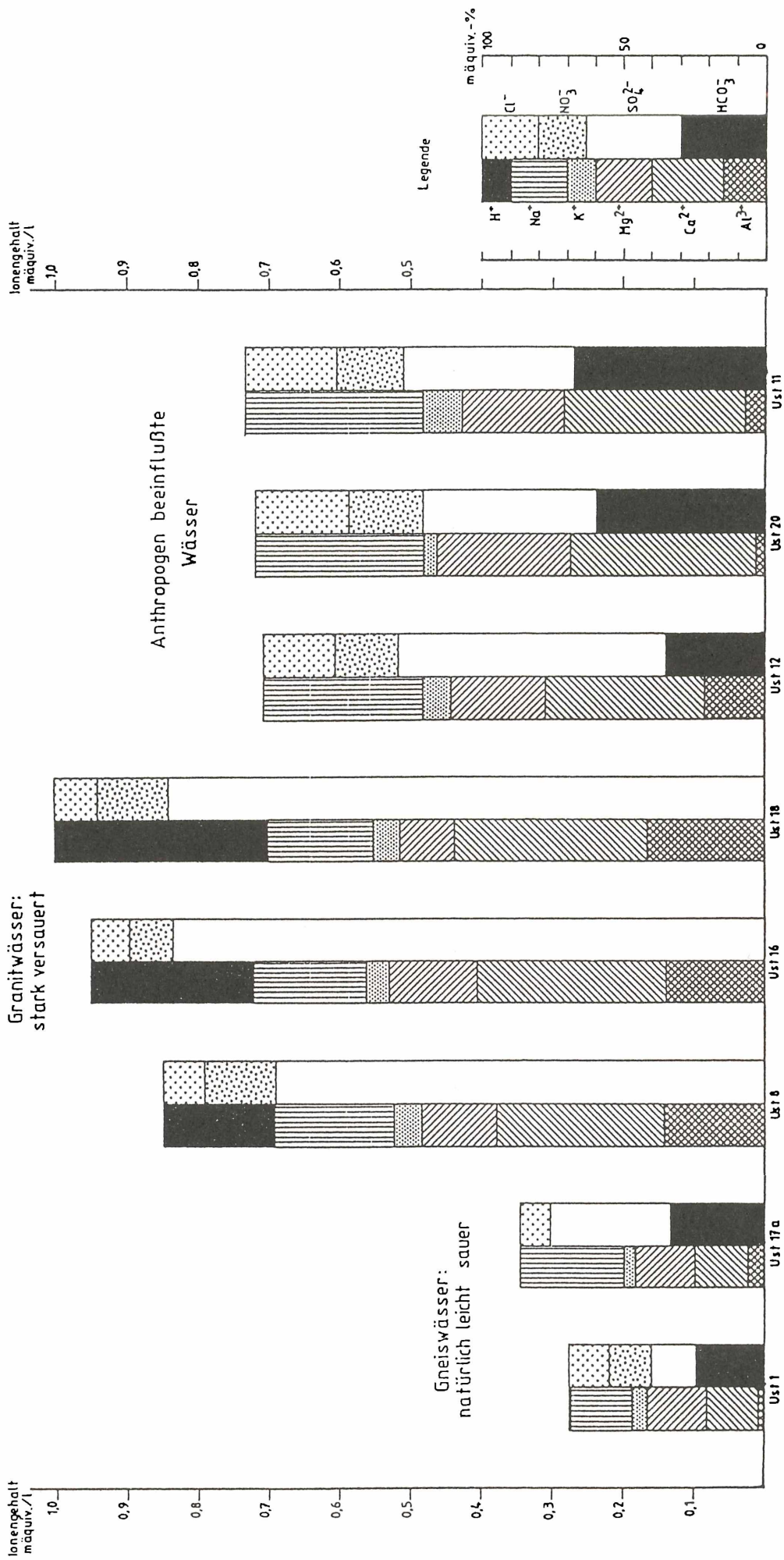


Abbildung 4

Die Ionenverteilung typischer Oberflächengewässer im Einzugsgebiet „Obere Waldnaab“ (nicht versauert, versauert, anthropogen beeinflusst) zu verschiedenen Jahreszeiten



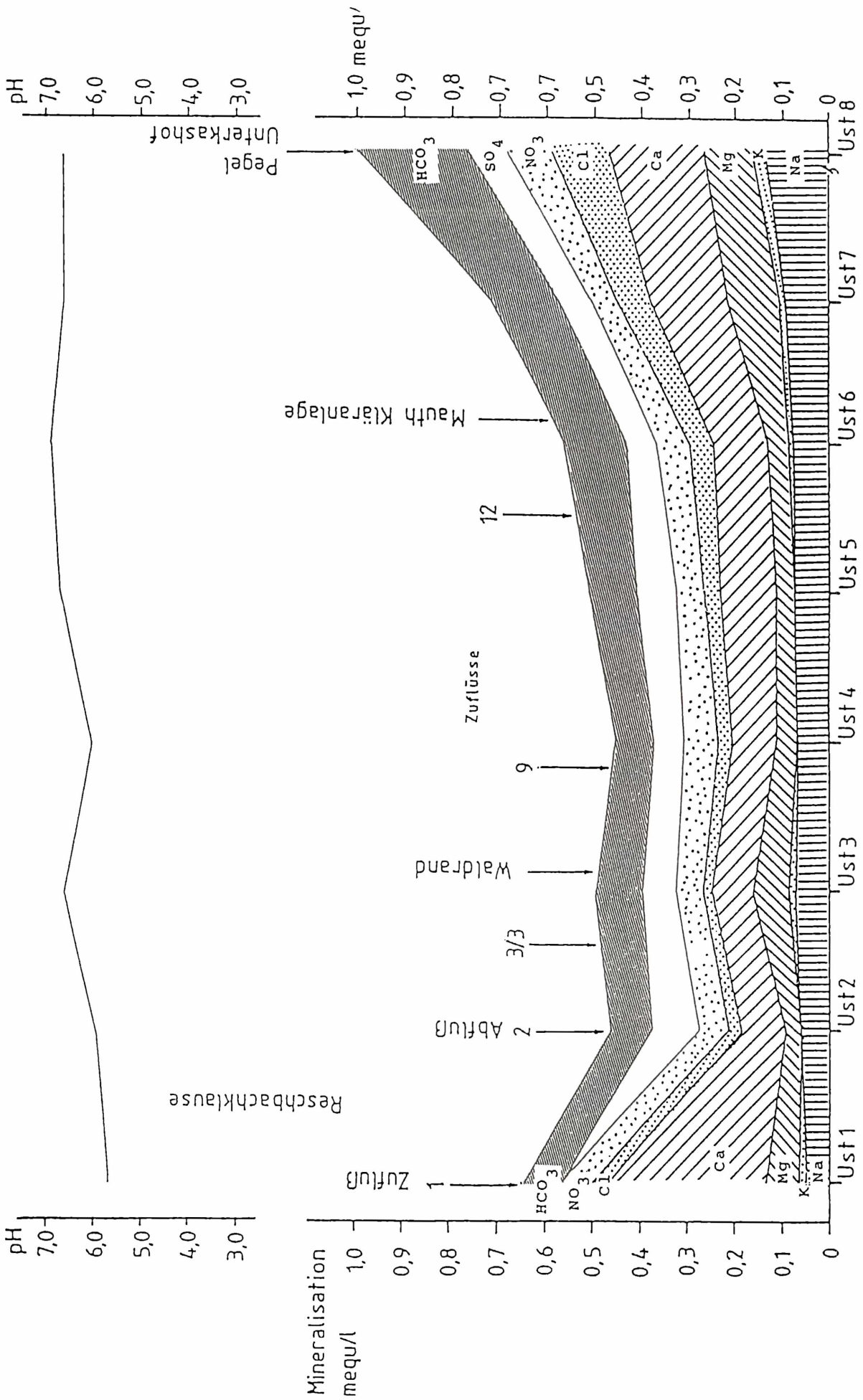


Abbildung 5  
 Ionenzusammensetzung im Gewässerlauf des Reschwassers im November 1984 (Niedrigwasserabfluss)

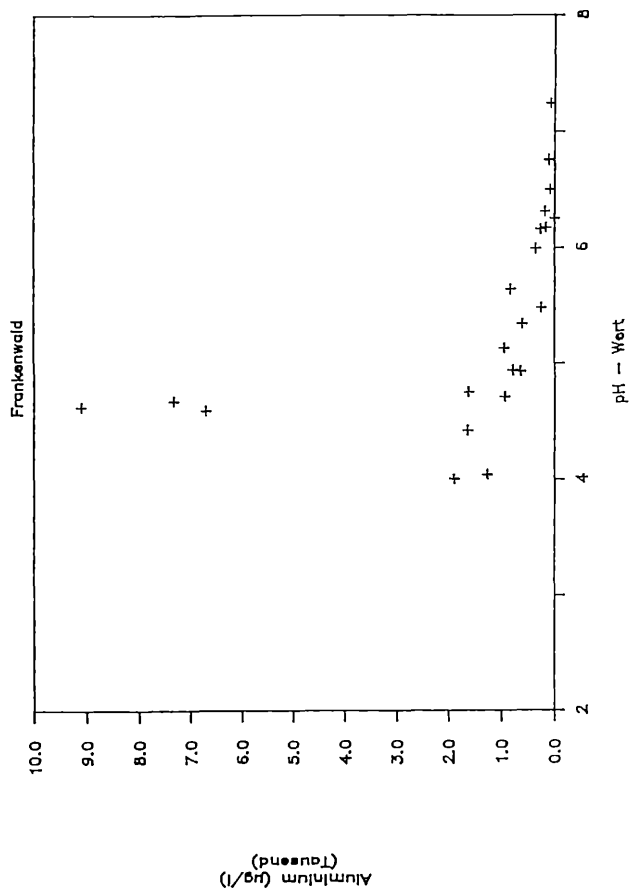


Abbildung 7 a

Korrelation pH-Wert - Aluminium

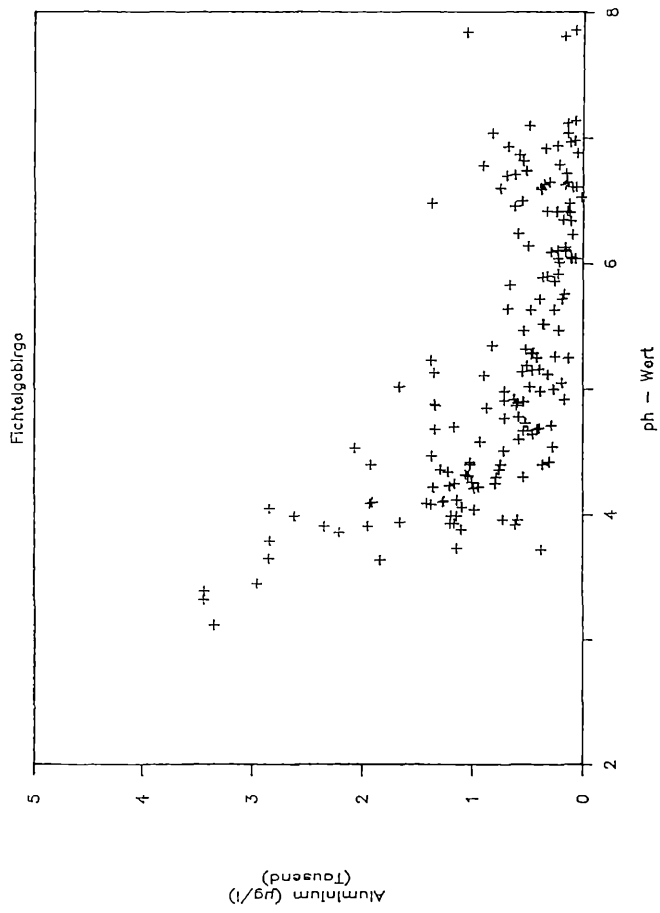


Abbildung 7 b

Korrelation pH-Wert - Aluminium

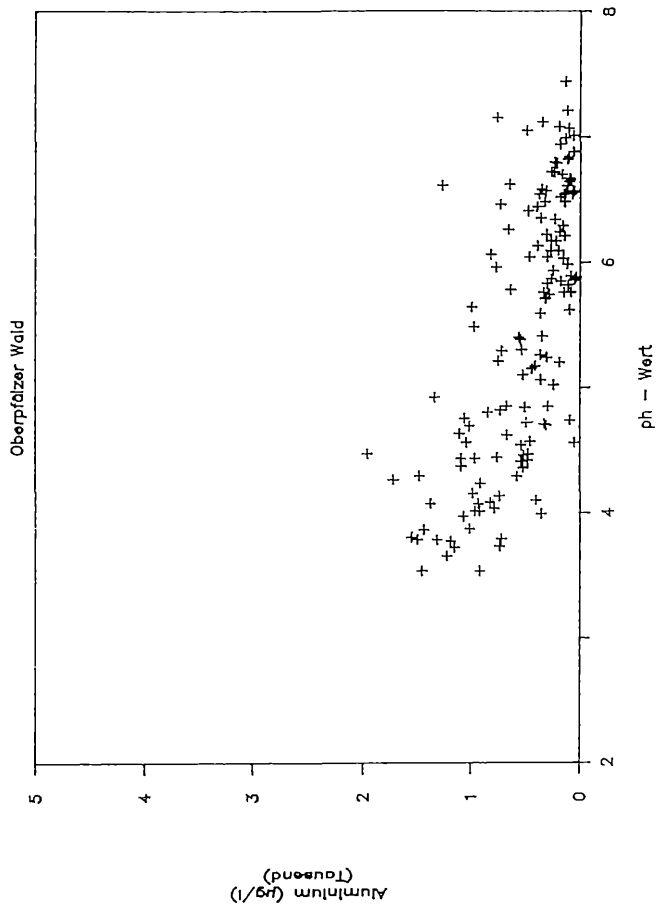


Abbildung 7 c

Korrelation pH-Wert – Aluminium

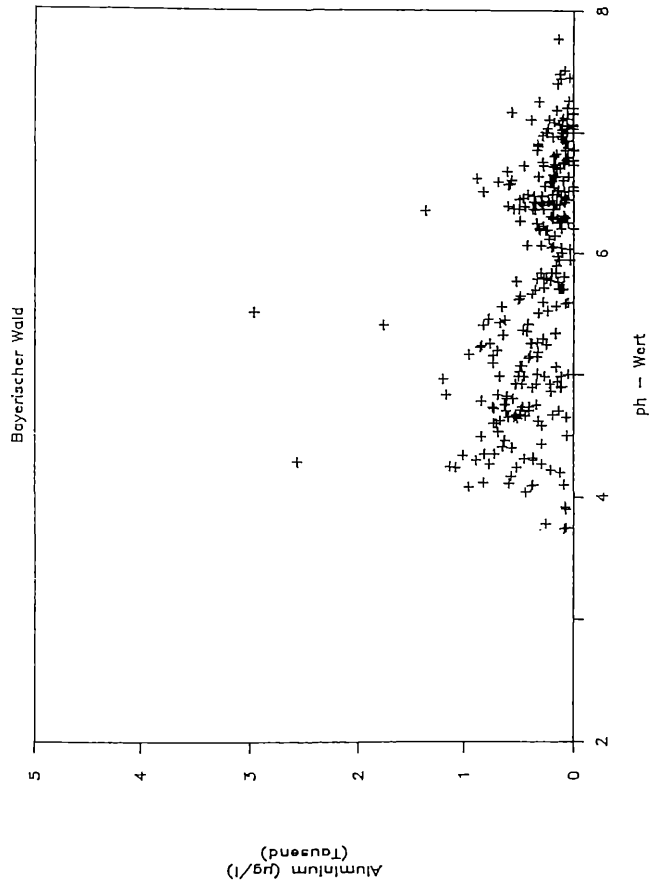


Abbildung 7 d

Korrelation pH-Wert – Aluminium

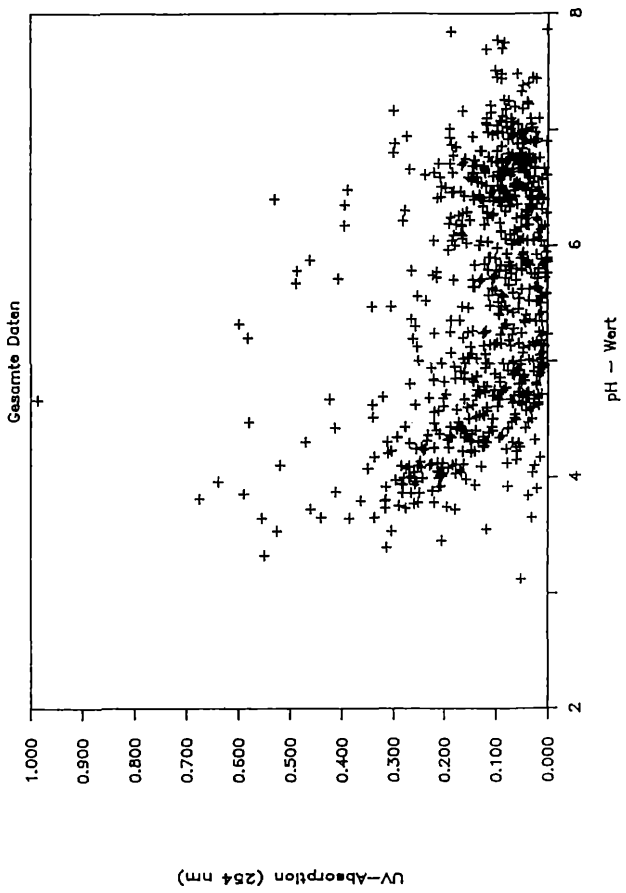


Abbildung 6 a

Korrelation pH-Wert – UV-Absorption

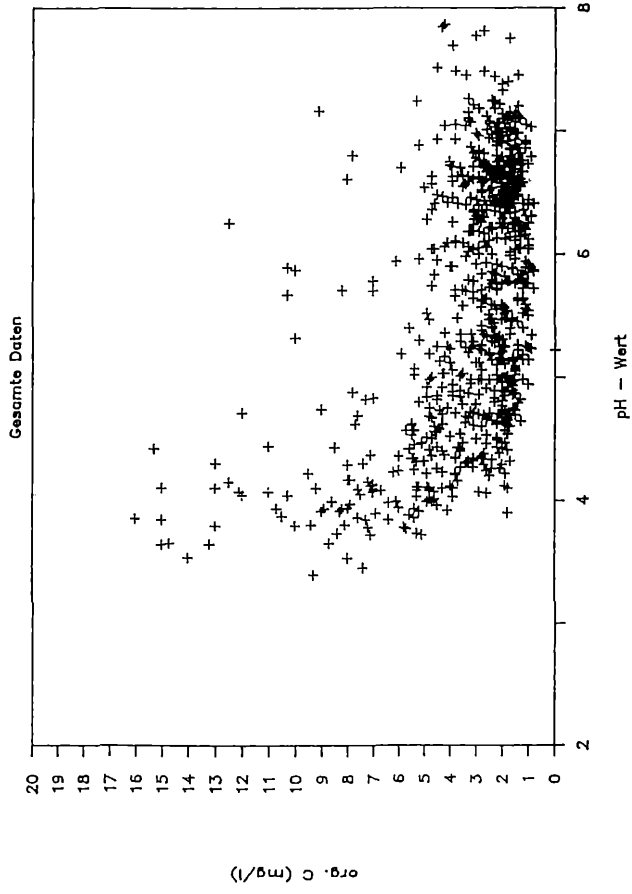


Abbildung 6 b

Korrelation pH-Wert – org. C

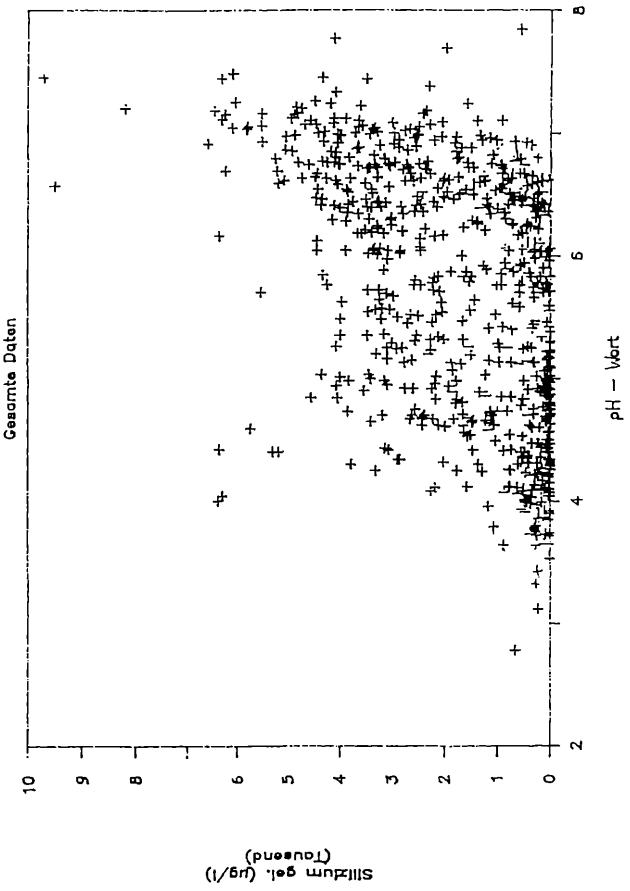


Abbildung 8 a

Korrelation pH-Wert – Silizium, gel.

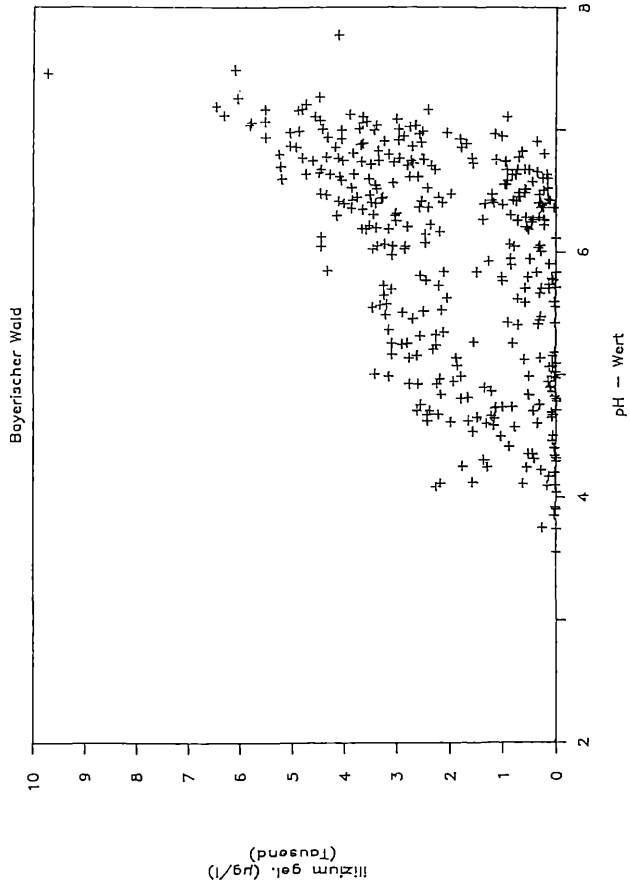


Abbildung 8 b

Korrelation pH-Wert – Silizium, gel.



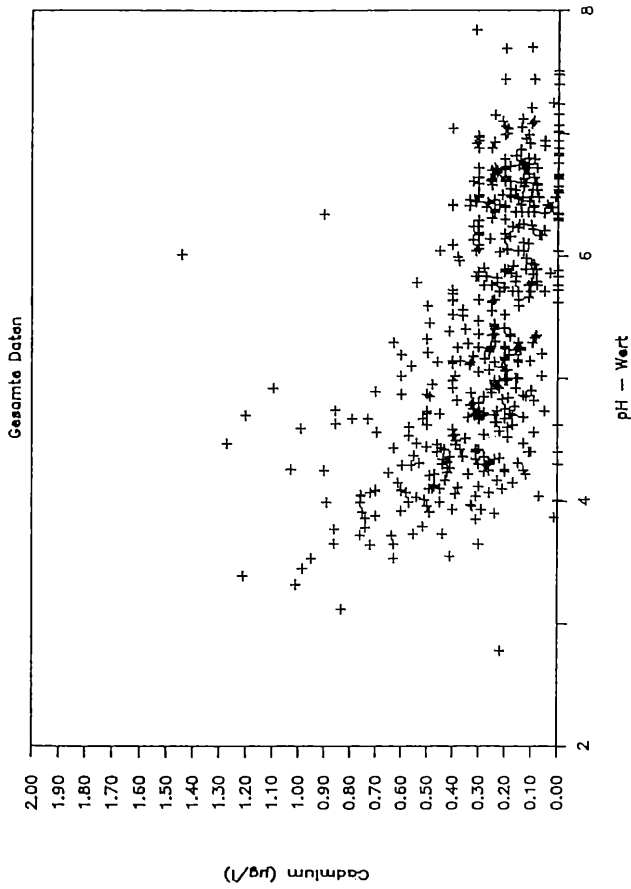


Abbildung 9 a

Korrelation pH-Wert – Cadmium

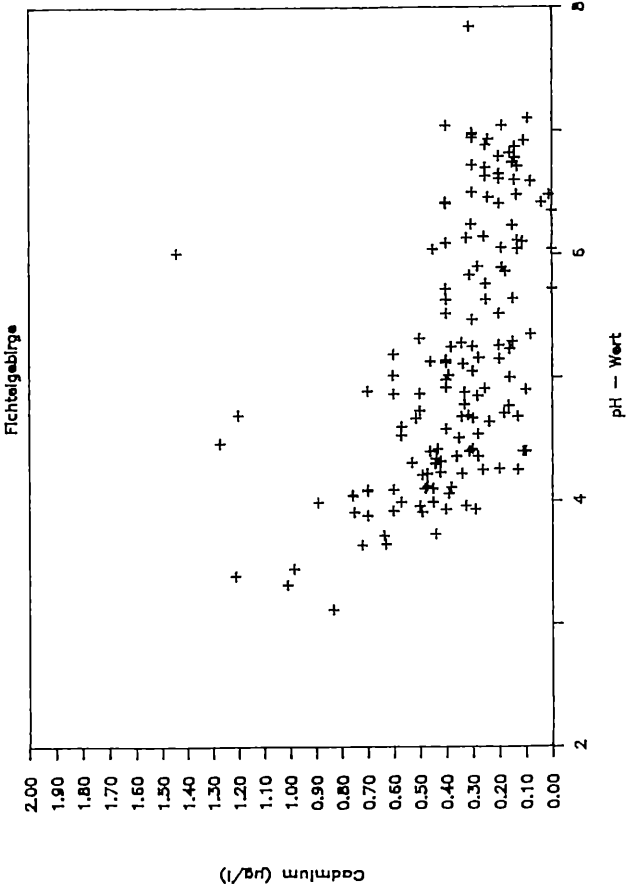


Abbildung 9 b

Korrelation pH-Wert – Cadmium

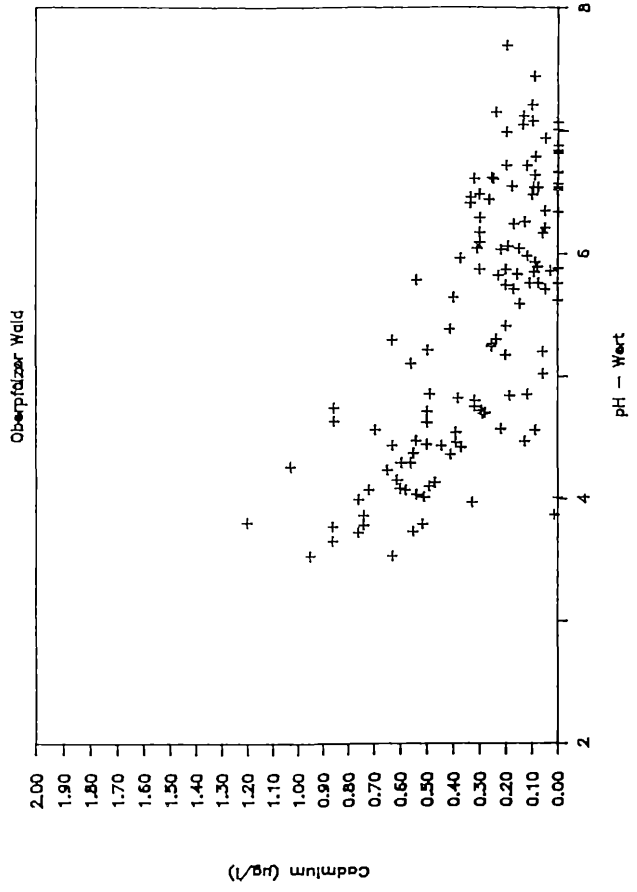


Abbildung 9 c

Korrelation pH-Wert – Cadmium

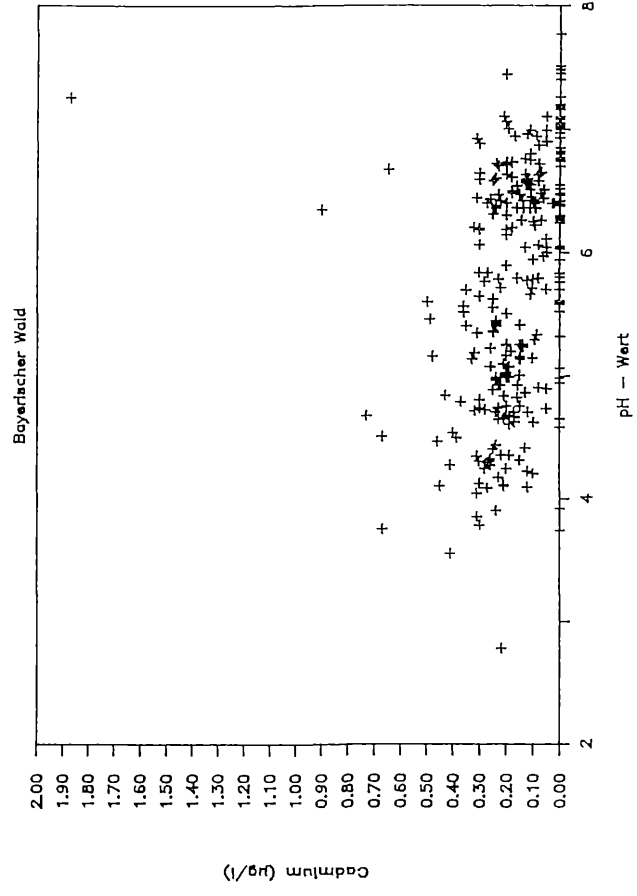


Abbildung 9 d

Korrelation pH-Wert – Cadmium

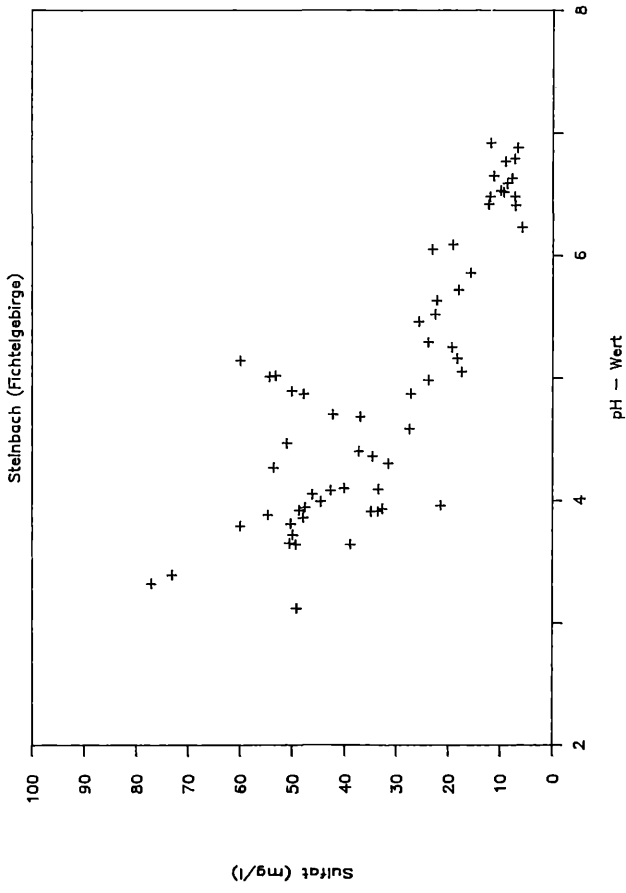


Abbildung 10 a

Korrelation pH-Wert – Sulfat

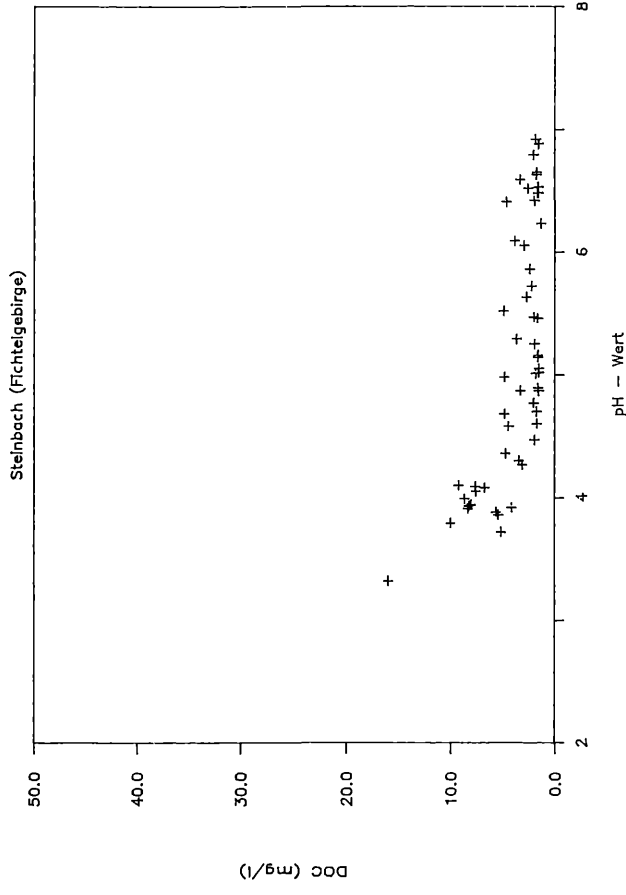
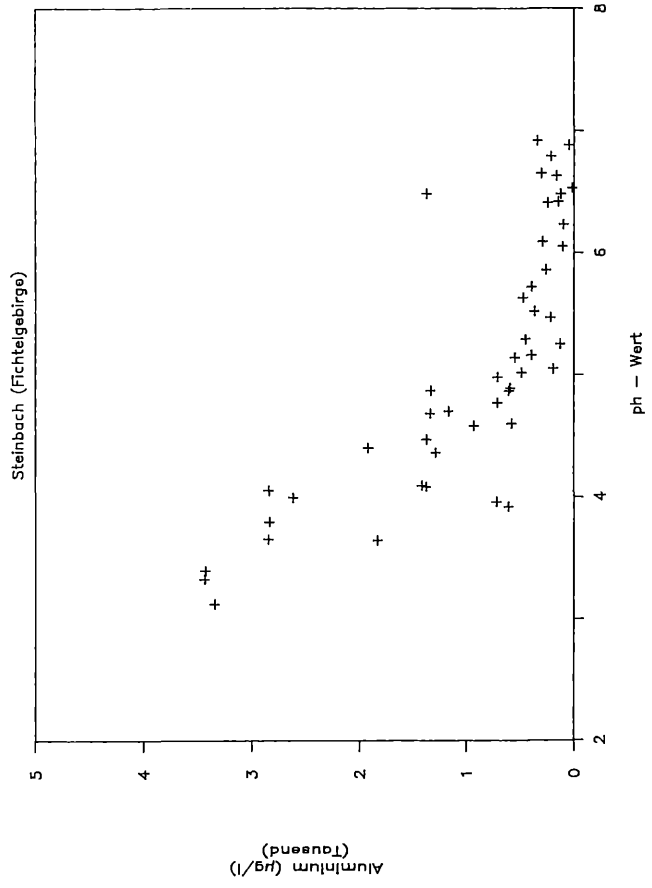


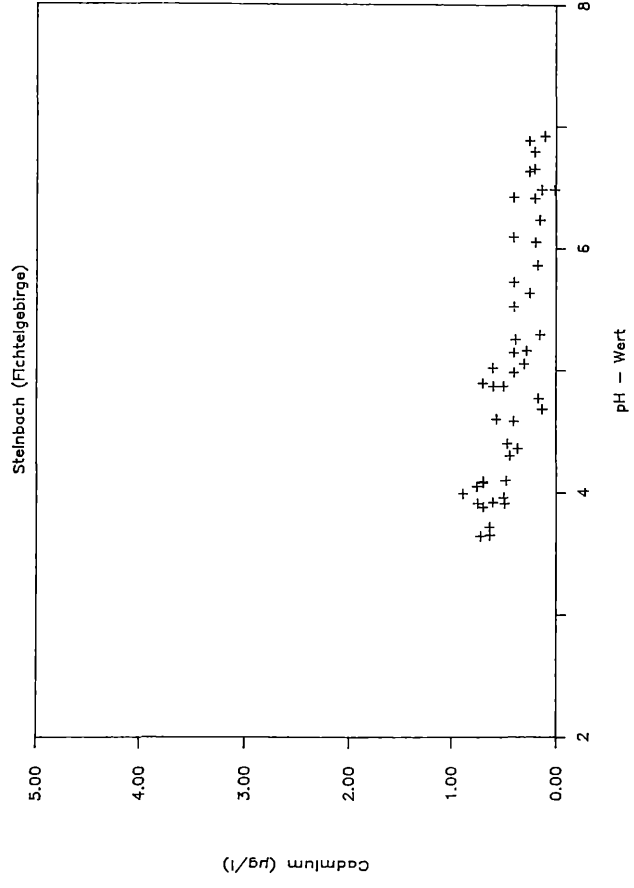
Abbildung 10 b

Korrelation pH-Wert – DOC



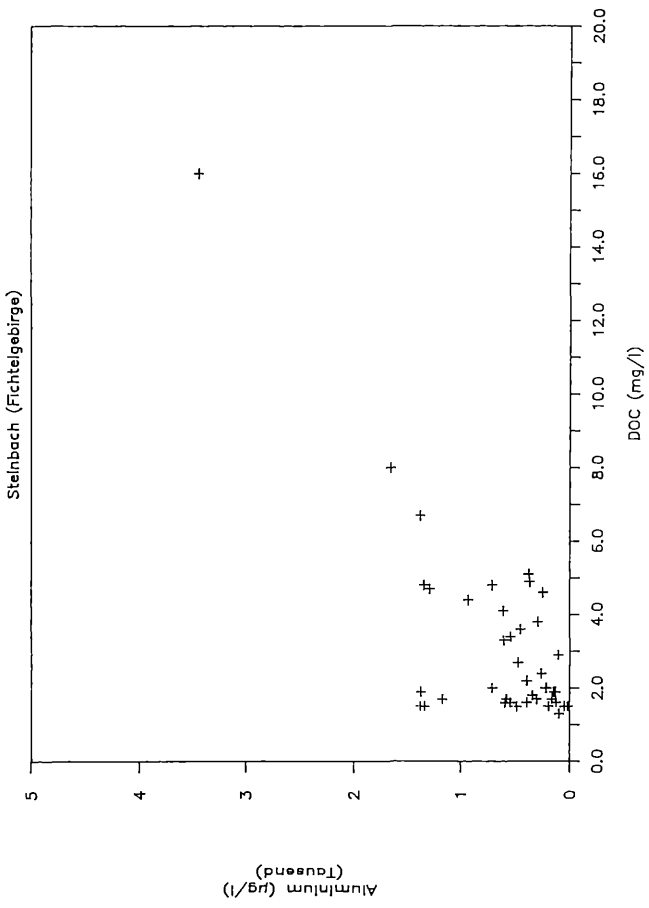
**Abbildung 10 c**

**Korrelation pH-Wert – Aluminium**



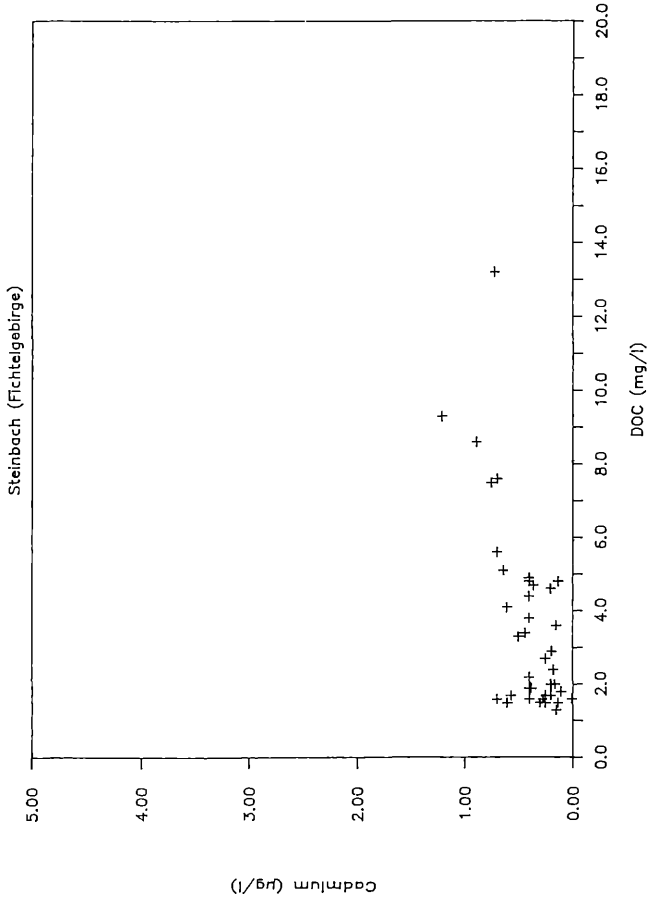
**Abbildung 10 d**

**Korrelation pH-Wert – Cadmium**



**Abbildung 10e**

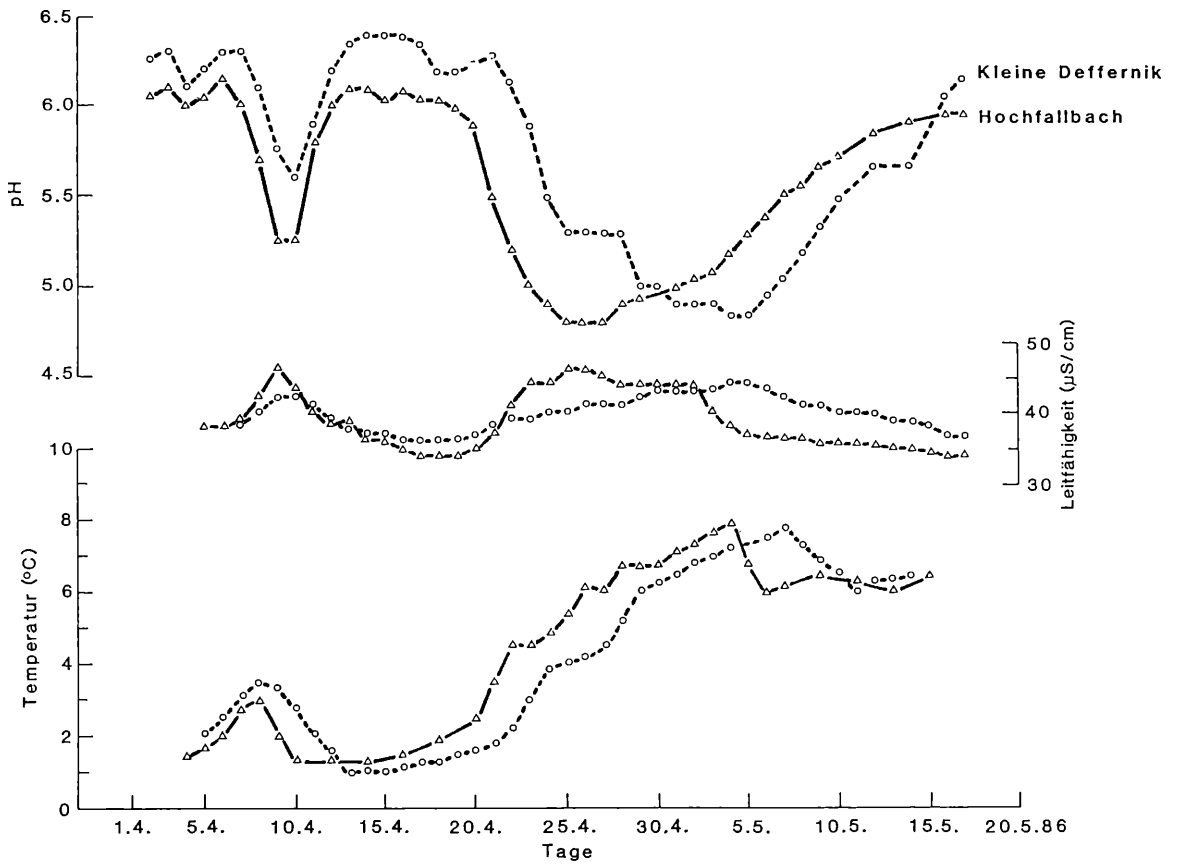
**Korrelation DOC – Aluminium**



**Abbildung 10f**

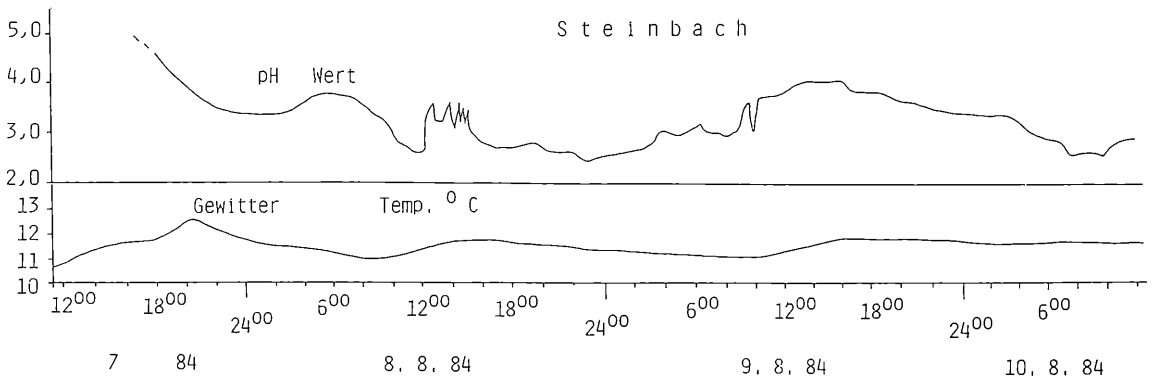
**Korrelation DOC – Cadmium**





**Abbildung 11**

**Meßstationsaufzeichnungen an zwei Bächen aus dem Bayerischen Wald zur Schneeschmelze 1986**



**Abbildung 12**

**Meßstationsaufzeichnungen vom Steinbach vom 7.8.-10.8.1984**

— Ende —

# Diatomeen in versauerten Fließgewässern

Christian Steinberg, Rainer Putz & Claudia Schreiner

## 1. Einleitung

Kieselalgen (Diatomeen) haben sich in vielen paläolimnologischen Studien als hervorragende Bioindikatoren für die Gewässerversauerung erwiesen, mit denen man in datierten Sedimentkernen sowohl die Chronologie als auch das Ausmaß dieser Umweltschädigung rekonstruieren kann (BATTARBEE et al. 1986): Dies gilt für alle Regionen der nördlichen Hemisphäre, die hinsichtlich der Versauerung empfindlich sind. Um einige Beispiele zu nennen: Schweden (RENNBERG & HELLBERG 1982); Norwegen (BERGE 1985; DAVIS et al. 1982); Finnland (MERILÄINEN 1967; TOLONEN & JAAKKOLA 1983; SIMOLA & LIEHU 1985; HUTTUNEN & MERILÄINEN 1986); Niederlande (VAN DAM et al. 1981); Mitteleuropa (ARZET 1987; STEINBERG et al. 1984, 1987); Großbritannien (FLOWER & BATTARBEE 1983; BATTARBEE et al. 1985; JONES et al. 1986); Nordamerika (DEL PRETE & SCHOFIELD 1981; DAVIS et al. 1982; DICKMAN et al. 1984; CHARLES & WHITEHEAD 1986; CHARLES & NORTON 1986).

In klarem Gegensatz zu der wissenschaftlichen (und auch politischen) Akzeptanz der über Diatomeen abgeleiteten Versauerungsgeschichten von Weichwasser-Seen steht die Zahl der Arbeiten, die sich mit diesen Bioindikatoren in versauerten Fließgewässern befassen. International publiziert sind unseres Wissens nach bislang nur zwei Arbeiten: BESCH et al. (1972) und BERGE (1982)<sup>1)</sup>, wobei sich die erste Arbeit mit Bioindikation durch Diatomeen in durch Bergbau versauerten Fließgewässern befaßt, während die zweite versucht, den pH-Wert des Freiwassers durch benthische Diatomeen-Assoziationen auszudrücken. BERGEs Arbeit zeigt zwar auf, daß analog zu den paläolimnologischen Studien auch in Fließgewässern der pH-Wert des Freiwassers durch die epilithischen Kieselalgen-Gesellschaften ausgedrückt werden kann.

Damit eignen sich Diatomeen prinzipiell als Bioindikatoren der Versauerung in Fließgewässern. Da sie schnellwüchsiger als das Makrozoobenthon sind, dürften sie die saisonalen Veränderungen des Säuregehaltes in Fließgewässern besser wiedergeben als die tierischen Bioindikatoren – allerdings bei einem höheren Bearbeitungsaufwand. Würden die epilithischen Kieselalgen jedoch nur den aktuellen pH-Wert des Freiwassers reflektieren, ließen sich die Säureschübe und das Versauerungsgeschehen leichter durch automatisch registrierende Meßgeräte erfassen. In diesem Falle wären die Aufwuchs-Kieselalgen als Versauerungs-Bioindikatoren für die praktische Überwachung wertlos. Arbeiten zu Diatomeen in versauerten Fließgewässern brächten dann nur neue Bausteine zu floristischen Bestandsaufnahmen.

Die Arbeiten von BESCH et al. (1982) und BERGE (1982) zeigen allerdings bereits, daß die Bioindikation durch Diatomeen mehr beinhaltet: BESCH et al. fanden, daß die Algen unterschiedlich Schwermetall- und Aluminium-resistent sind. BERGE (1982) versuchte, über *Index Alpha* [einem empirischen Ausdruck für die Zusammensetzung der Diatomeenassoziationen, der von NYGAARD (1956) für paläolimnologische Studien entwickelt wurde] die Freiwasser-pH-Werte zu berechnen und stellte fest, daß die abgeleiteten pH-Werte zumeist niedriger als die gemessenen waren.

BERGE (1982) interpretiert diese „Mißweisung“ durch die Diatomeen nicht weiter. Aus heutiger Sicht können wir sagen, daß sich hierdurch bereits andeutet, daß die Bioindikation der Versauerung umfassender als pH-Wert-Messungen sein muß. Mit anderen Worten:

Auf die Ausprägung der Kieselalgen-Assoziationen auf dem Boden von versauerten Fließgewässern müssen weitere mit der Versauerung gekoppelte Faktoren wirken. Die Bearbeitung von benthischen Kieselalgen könnte damit ein sinnvolles Instrument bei der Gewässerüberwachung hinsichtlich der Versauerung sein.

Im Rahmen zweier Diplomarbeiten (PUTZ 1988) und SCHREINER (1989) gingen wir der Frage nach, welche Faktoren auf die epilithischen Kieselalgen-Assoziationen in versauerten Fließgewässern prägend wirken.

Oder: Was indizieren die Aufwuchskieselalgen tatsächlich?

## 2. Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen im Hinteren Bayerischen Wald (Große Ohe), im Fichtelgebirge (Steinbach bei Martinlamitz) und im Frankenwald (Nordhalbener Ködel). Es handelt sich also um drei versauerungssensible Gebiete mit unterschiedlichen geologischen Verhältnissen.

### 2.1 Fichtelgebirge und Frankenwald

Fichtelgebirge und Frankenwald sind Teile des Thüringisch-Fränkischen Mittelgebirges. Dabei wird der nordwestliche Teil dieses Gebirges vom Frankenwald gebildet, während sich das Fichtelgebirge südöstlich daran anschließt. Beide sind durch die Münchberger Hochfläche voneinander getrennt.

1) Die an sich gute Bearbeitung von Aufwuchsdiatomeen in Fließgewässern des Odenwaldes von HOFFMANN (1987) erschien als Diplomarbeit und muß deshalb leider als schwer zugänglich gelten. Ferner stellen BAUER et al. (1987) Ergebnisse von Mikrobenthos-Untersuchungen (Algenaufwuchs auf künstlichen Substraten) in der Oberen Waldnaab vor, gehen aber in der Diskussion nicht weiter auf diese Untersuchungen ein.

Das Gebiet mit Steinbach und Goldbach befindet sich im nordöstlichen Teil des Fichtelgebirges. Es wird im Norden durch die Ortschaft Martinlamitz begrenzt. Die südöstliche Grenze bildet der Große Kornberg (826 m ü. N. N.).

Das zweite Untersuchungsgebiet beinhaltet die Zuflüsse der Mauthaustalsperre und liegt im nordwestlichen Frankenwald. Es erstreckt sich westlich der Ortschaft Nordhalben (586 m ü. N. N.) von der Mauthaustalsperre bis an die Grenze zur ehemals Deutschen Demokratischen Republik.

Fichtelgebirge wie Frankenwald sind aus basenarmen Gesteinen aufgebaut. Das Fichtelgebirge wird geologisch stark von Granitvorkommen geprägt. Hauptbestandteile der Fichtelgebirgsgranite sind Feldspat, Quarz und Glimmer. Daneben wurden auch noch Schiefervorkommen nachgewiesen, die sich vorwiegend durch Quarzphyllite auszeichnen.

Bei den im Frankenwald häufig auftretenden Gesteinsformationen handelt es sich im wesentlichen um Quarzite, Sandsteine und Alaunschiefer, wobei die Schiefer überwiegen. Alaunschiefer sind braunschwarze bis schwarze Tonschiefer und enthalten Schwefelkies (Pyrit,  $\text{FeS}_2$ ) sowie Magnetkies (FeS), die bei der Verwitterung Schwefelsäure freisetzen (ZIMMERMANN 1910). Dies führt zu einer Erhöhung der Wasserstoffionen- und Sulfatkonzentration in den davon betroffenen Oberflächengewässern. Im Boden führen die Protonen zu einer Auflösung des Alauns, was sich in erhöhten Konzentrationen von gelösten und teilhydrolysierten Aluminium-Verbindungen im Wasser äußert.

Diese beiden untersuchten Gebiete zählen zum kühlen und feuchten (bis sehr feuchten) Klimabereich mit mäßig kalten Wintern und nur mäßig warmen Sommern (VOGEL & BRUNNACKER 1955). Die mittleren jährlichen Niederschlagssummen liegen im Bereich von 750 bis 1200 mm (KNOCH 1952). Durch Messungen an der Meßstation Schwarzenbach (Förmitztalsperre 585 m ü. N. N.) gilt für das Untersuchungs-jahr 1988, daß der März mit 171 mm der niederschlagsreichste Monat des Jahres war. Ab April folgte eine verhältnismäßig trockene Periode (Minimum: 27 mm im Mai), die mit starken Regenfällen (137 mm) erst im Dezember zu Ende geht. Diese Charakteristik gilt allgemein auch für das Untersuchungsgebiet im Frankenwald.

Beide Gebiete zeichnen sich hauptsächlich durch silikatreiche Böden mit geringen Basen- und Nährstoffgehalten aus. Es handelt sich dabei um mittel- bis tiefgründige, podsolierte Sandböden sowie flachgründige Schieferböden. Daneben können aber auch noch Braunerden geringer Sättigung nachgewiesen werden (VOGEL & BRUNNACKER 1955).

## 2.2 Große Ohe (Hinterer Bayerischer Wald)

Im äußersten Südosten der Bundesrepublik befindet sich der sog. „Innere oder Hintere Bayerische Wald“. Hierbei handelt es sich strenggenommen um den Westabfall des Böhmerwaldes zur Donauniederung hin. In diesem Bereich entwässert die Große Ohe ein ca. 20 km<sup>2</sup> großes Gebiet, das größtenteils zu dem im Jahre 1970 gegründeten

Nationalpark Bayerischer Wald gehört. Die Große Ohe ist einer der größeren Quellflüsse der Ilz, die in Passau in die Donau mündet.

Die nachfolgenden Angaben zu Geologie, Böden, Klima und Vegetation stammen im wesentlichen aus ELLING et al. (1976). Die vorherrschenden Gesteinstypen sind silikatischer Natur, in der Hauptsache Granite und Gneise, sowie deren Verwitterungsprodukte. Carbonatgesteine fehlen völlig.

Die Böden sind verhältnismäßig einheitlich und mehr von Höhenlage, Geländegestalt und Wasserführung geprägt als vom Ausgangsgestein. Im einzelnen finden sich hauptsächlich drei Bodentypen:

1. Fels- und Blockböden
2. Sand- und Lehm Böden
3. Mineralische und organische Naßböden (Moore).

Sand- und Lehm Böden sind der meistverbreitete Typ. Sie nehmen fast 75 % der gesamten Nationalparkfläche ein und sind besonders in den Tal- und unteren Hanglagen anzutreffen. Auf die Hochlagen und die oberen Hanglagen beschränkt sind die Fels- und Blockböden. Der dritte Bodentyp nimmt fast ein Viertel des Untersuchungsgebiets ein und kommt im Prinzip in allen Höhenlagen vor. Am häufigsten ist er jedoch in den Tallagen anzutreffen.

Die Bodenarten werden überwiegend von Braunerden bis hin zu Podsolen mit allen Übergangsstufen gestellt.

Das Klima des Hinteren Bayerischen Waldes ist als feucht-kühl mit ozeanischen, aber auch bereits starken kontinentalen Einflüssen zu bezeichnen. Die Winter sind kalt und schneereich. Schneehöhen bis zu 3 Metern sind keine Seltenheit. In den Hochlagen liegt der Schnee oft von Mitte Oktober bis in den Juni hinein. Bedingt durch die großen Höhenunterschiede weisen die Jahresmitteltemperaturen beträchtliche Spannbreiten auf. Sie reichen von 3° C in den Gipfellen bis 6,5° C in den Tallagen. Dort kann es zu ausgeprägten Kaltluftstauungen kommen, die sehr häufig Spätfröste verursachen. Allein der Monat August gilt als frostsicher. Die Jahressumme der Niederschläge schwankt zwischen 1300 und 1800 mm, wobei der Nebelniederschlag außer acht gelassen wurde, in den Hochlagen und zwischen 1100 und 1300 mm in den Tallagen.

Das Untersuchungsgebiet ist fast vollständig bewaldet. In den Hochlagen trifft man den charakteristischen Bergfichtenwald an. Darunter, in Höhen zwischen etwa 1100 und 750 m breitet sich der Bergmischwald mit seinen Hauptbaumarten Fichte, Tanne und Buche aus. In den Tallagen findet man häufig den frostresistenten Aufichtenwald. Die gewässerbegleitende Vegetation wird von einer typischen Hochstaudengesellschaft geprägt mit geländespezifischen Sauergras-, Farn-, Pestwurz- und Waldgeißbartbeständen – um nur die auffälligsten zu nennen.

## 2.3 Kurzbeschreibung der Probestellen

Die Lage der Probestellen ist den nebenstehenden Karten (Abb. 1 bis 3) zu entnehmen. Nachfolgend werden nur die Stellen, die wesentliche Ergebnisse zur Beantwortung der oben angeführten Frage lieferten, ausführlicher beschrieben.

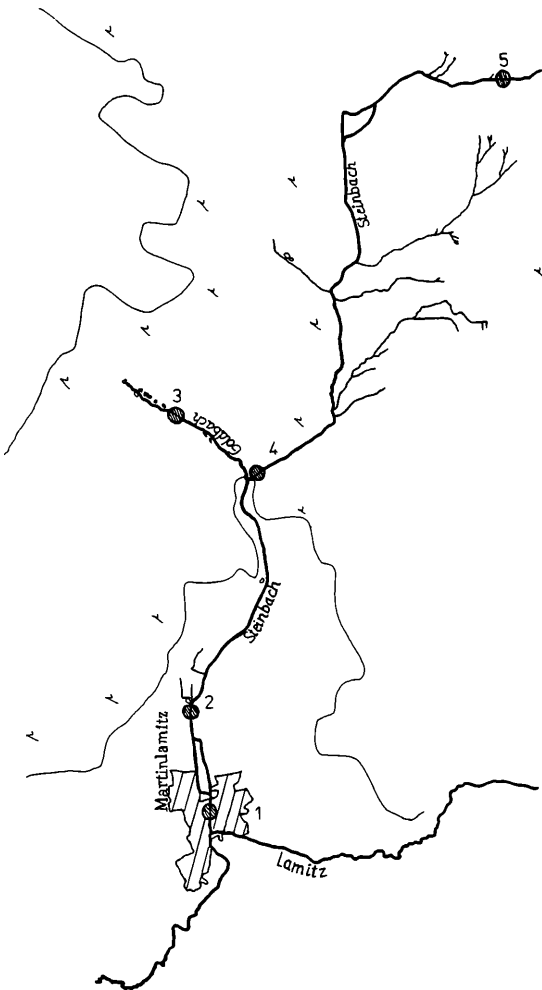


Abbildung 1

Lage der Probestellen im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)

### 2.3.1 Fichtelgebirge und Frankenwald

Im Fichtelgebirge wurden der Steinbach und sein Nebengewässer, der Goldbach, an insgesamt fünf Stellen untersucht (SCHREINER 1989). Die nördlichen Zuflüsse der Mauthaustalsperre besaßen sechs Probestellen. Neben der summarischen Darstellung aller Probestellen aus diesen Gebieten wird auf drei Stellen im Frankenwald näher eingegangen.

#### Steinbach

Das Quellgebiet des Steinbachs befindet sich im Spitalwald, drei Kilometer südlich von Pilgramsreuth in einer dichten Fichtenschonung. Auf dem Fließweg nimmt der Steinbach einige Nebenbäche auf, darunter einen aus einem nördlich gelegenen Schiefergebiet, den Goldbach. Das Vorkommen der Napfschnecke *Ancylus fluviatilis* (BAUER et al. 1987) signalisiert, daß der pH-Wert im Goldbach nie unter pH 6,0 fällt, auch nicht episodisch, da die Schnecke durch ihr Kalkgehäuse keine niedrigeren pH-Werte toleriert.

#### Nordhalbener Ködel

In der Ergebnisdarstellung wird detailliert nur auf die obere Region der Nordhalbener Ködel eingegangen, die Probestellen 9-11 der Frankenwald/Fichtelgebirgs-Untersuchung.

#### Probestellen 9-11

Der Grumbach (Stelle 11) bildet gemeinsam mit dem Rosenbaumbach (Stelle 10) die Nordhalbener Ködel (Stellen 9-7). Beide Quellbäche entspringen auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. Während im Bett des Grumbaches größere Felsbrocken liegen, die für eine unregelmäßige Strömung sorgen, ist das des Rosenbaumbaches mit Schieferplatten ausgekleidet. Der Grumbach ist an der Probenstelle von Fichten eingesäumt, der Rosenbaumbach mit Petasites.

Von diesen beiden Quellbächen zeichnet sich der Grumbach durch relativ hohe Aluminium-Konzentrationen und niedrigen pH-Werten aus. Der Rosenbaumbach dagegen, der die thüringische Ortschaft Grumbach entwässert, besitzt vergleichsweise hohe Alkalinitätswerte, was zu einer weitgehenden Neutralisierung der Nordhalbener Ködel führt, die nach Zusammenfluß mit dem Grumbach entsteht. Die gelösten Aluminium-

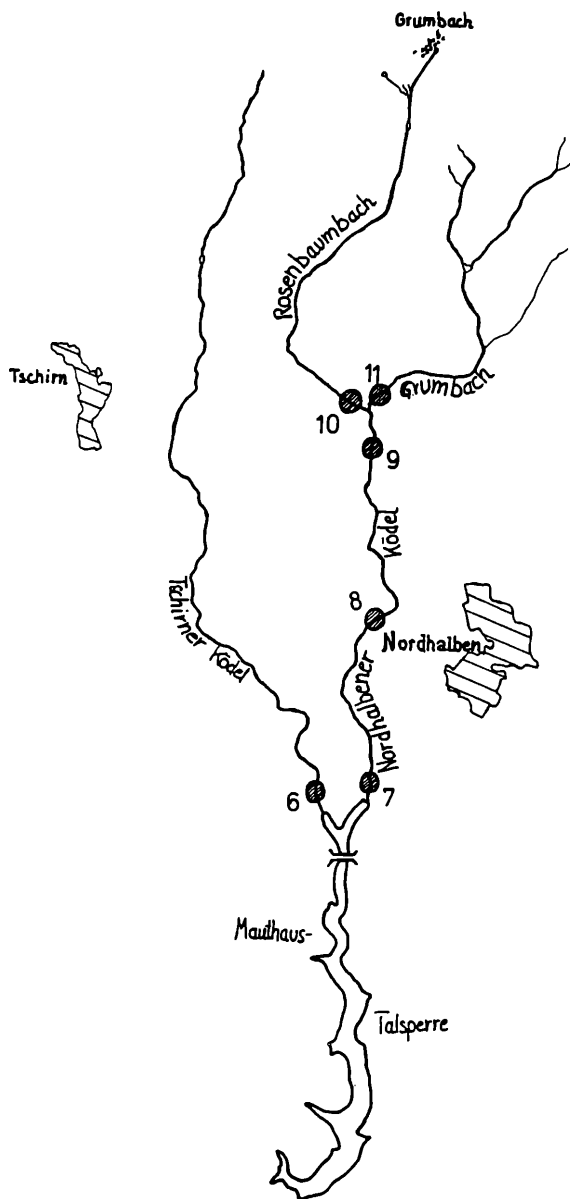
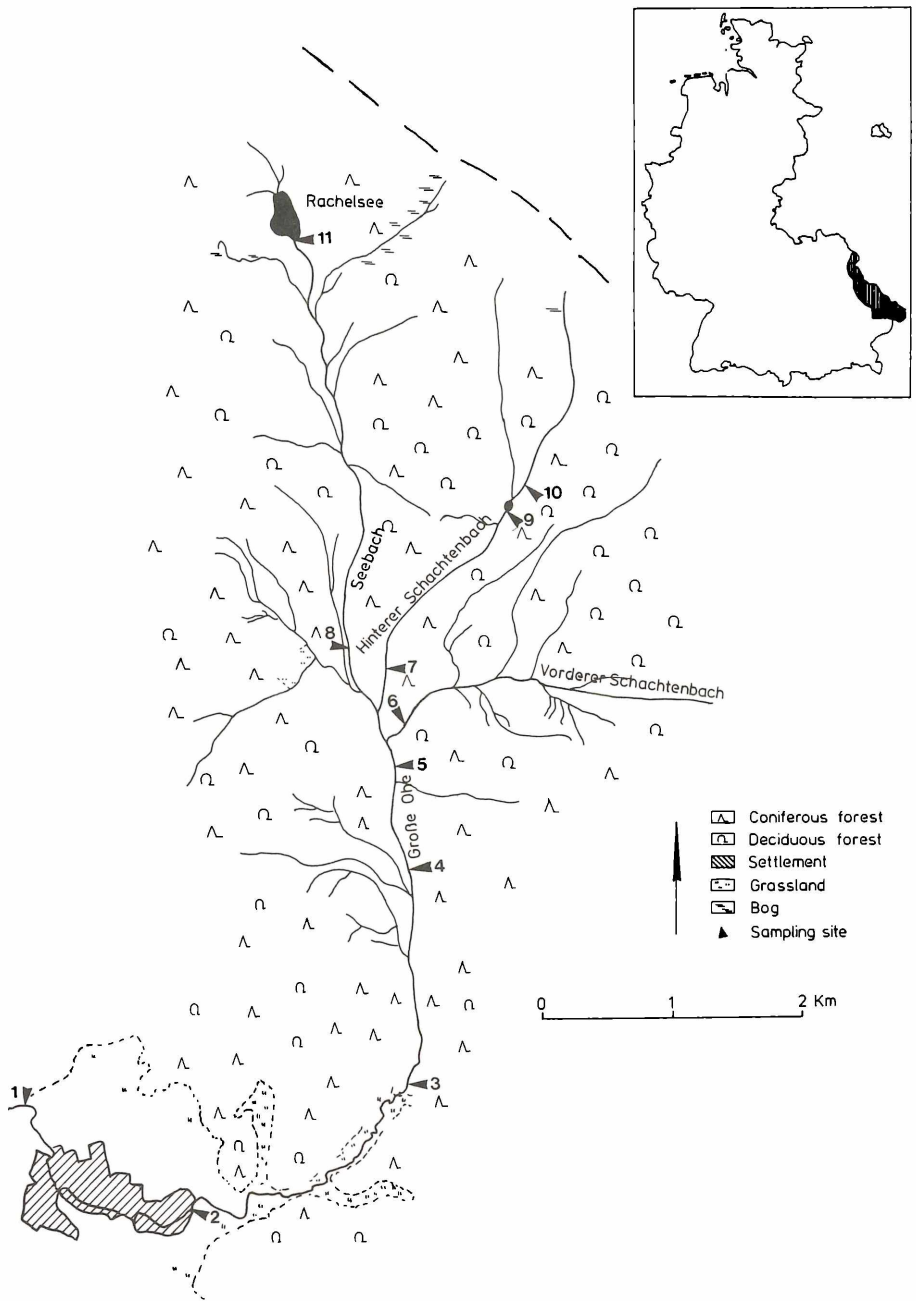


Abbildung 2

Lage der Probestellen im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)



**Abbildung 3**  
**Lage der Probestellen im Gebiet der Großen Ohe (Bayr. Wald)**

Verbindungen fallen aus und bilden einen weißlichen Überzug auf den Steinen der oberen Nordhalbener Ködel.

Die gesamte Nordhalbener Ködel ist mit flachen, glatten Schieferplatten ausgekleidet, was zu einer Vergleichmäßigung der Fließgeschwindigkeit führt.

### 2.3.2 Bayerischer Wald

Im Bayerischen Wald wurde das Gewässersystem der Großen Ohe an 11 Stellen untersucht (PUTZ 1988). Sie umfassen den Auslauf des Rachelsees hinunter bis zur ersten Ortschaft (Riedelhütte). Auch die Große Ohe nimmt auf ihrem Fließweg weniger saure Nebenbäche wie den Vorderen Schachtenbach auf.

#### *Probestelle 11: Seebach beim Rachelsee*

Diese Probestelle liegt nur wenige Meter unterhalb des 1071 m hoch gelegenen Rachelsees am Seebach. Im dichten, ganzjährig schattenspendenden Bergfichtenwald bahnt sich der Seebach im steilen Gelände seinen Lauf zwischen größeren Felsblöcken und ausgeprägten Treibholzanisammlungen.

#### *Probestelle 6: Vorderer Schachtenbach*

Die Ufer sind wegen einer Straße nicht vollständig bewaldet, so daß der Bach mittags und am frühen Nachmittag im vollen Sonnenlicht liegt. Das Bachbett besteht aus kleineren und mittleren, z. T. stark gerundeten Felsstücken.

#### *Probestelle 1: Große Ohe bei Riedelhütte*

Nach etwa 13 km Fließweg erreicht die Große



Ohe das Ortsende von Riedelhütte. Der Fluß ist an dieser Stelle durch den Holztriftverbau des vergangenen Jahrhunderts nur ca. 4 m breit, jedoch im gesamten Querschnitt bei Mittelwasser etwa 1m tief. Das Gefälle ist gering. Das Bachbett besteht aus kleineren, leicht gerundeten Granitbrocken. Auffallend ist besonders im Herbst bei Niedrigwasserstand die deutlich huminbraune Färbung des Wassers – ein Hinweis auf den Einfluß des großen Moores, das etwa 4 km flußaufwärts durchflossen wird.

### 3. Material und Methoden

#### 3.1 Biologische Methoden

Zur Vergleichbarkeit der Ergebnisse aus den drei Gebieten wurden nur die epilithischen Diatomeen untersucht. Der Florenvergleich von steinigem und hölzernen Substraten im Rachelsee-Ablauf (Abb. 16 a und 16 b) zeigt, daß die Diatomeen auf Steinen von acidobionten Formen dominiert werden, während der Anteil dieser Gruppe auf Holz deutlich zurückgeht. Holz mildert durch die Verwitterung offenkundig den Säurestreß im Fließgewässer.

Alle Stellen wurden in monatlichem Abstand beprobt, und zwar die an der Großen Ohe von Mai bis Oktober 1987, die an Steinbach und Nordhalbener Ködel von Mai bis Dezember 1988.

Mit einer weichen Zahnbürste wurde der Aufwuchs von der gesamten wasserüberströmten Stein-, seltener auch Holzoberfläche vorsichtig über einer Schale abgebürstet. Anschließend wurde das Substrat mit einer Spritzflasche abgespült und der Aufwuchs zusammen mit etwa 40 ml Wasser in ein Plastikschnappgläschen überführt. Zur Fixierung des Materials dienten einige Tropfen Formalin. Je nach Bewuchsdichte wurden 2-4 Steine an den einzelnen Probestellen abgebürstet. Es wurde generell darauf geachtet, daß Substrate aus Bereichen mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten abgesammelt wurden.

Die Aufbereitung der Proben erfolgte in der bei ARZET (1987) beschriebenen Art.

Zur Bestimmung der Diatomeen wurden folgende Standard-Werke benutzt: KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988), HUSTEDT (1927-1965, 1937-1939), FOGED (1974, 1977), GERMAIN (1981) und die Ikonographie des PIRLA-Projekts (1986). Pro Präparat wurden mindestens 400 Kieselschalen gezählt. Die relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten wurden auf 0,1% genau ermittelt, so daß sich bei der Summe der relativen Häufigkeiten pro Probe Abweichungen von maximal 1 % ergaben. Parallelzählungen ergaben sehr gute reproduzierbare Ergebnisse (PUTZ 1988).

Die Arten wurden anschließend zu den von HUSTEDT (1937-1939) aufgestellten und später vielfach bestätigten (u. a. ARZET 1987, NYGAARD 1956, RENBERG & HELLBERG 1982, VAN DAM et al. 1981) Säure-Präferenzgruppen (s. u.) zusammengefaßt. pH-Wert-Berechnungen erfolgten über die empirische Beziehung, dem Index B, von RENBERG & HELLBERG (1982), die von ARZET (1987) auf mitteleuropäische Verhältnisse geeicht worden war.

Diese Beziehungen lauten:

$$\text{Index B} = [\% \text{circ} + 5 \% \text{acf} + 40 \% \text{acb}] [\% \text{circ} + 3,5 \% \text{alk}]^{-1},$$

$$\text{pH} = 6,23 - 0,78 \log \text{Index B.}$$

In dieser Gleichung bedeuten:

acb = acidobiont, Verbreitungsoptimum  $\text{pH} \leq 5,5$

acf = acidophil, Verbreitungsoptimum  $\text{pH} \geq 5,5$

circ = circumneutral, Verbreitungsoptimum um oder knapp unter dem Neutralpunkt

alk = alkaliphil, Verbreitungsoptimum knapp oberhalb des Neutralpunktes.

#### 3.2 Chemische Methoden

Die Bestimmungen wichtiger wasserchemischer Kenngrößen erfolgten nach den untenstehenden Verfahren (PUTZ 1988, FRANK 1989).

Parameter	Analysenverfahren
pH-Wert	elektrochemisch nach der Probenahme
Alkalinität <sup>2)</sup>	Gran-Titration im Labor
Fe	Atomabsorption/Emission im Labor
Mn	Atomabsorption/Emission im Labor
Al	Atomabsorption/Emission im Labor
DOC	UV-Oxidation, IR-Detektion im Labor.

#### 4. Ergebnisse und Diskussion

Die in der nachstehenden Tabelle aufgeführten Kieselalgen wurden auf Steinen in den drei Untersuchungsgebieten gefunden. Die Artenliste wird zu Referenzzwecken möglichst ausführlich wiedergegeben.

In allen drei Untersuchungsgebieten sind die wichtigsten Taxa nahezu identisch. Bei der Einordnung seltener Taxa ergeben sich geringe Unterschiede, die auf das Ergebnis keinen Einfluß haben. Die unterschiedliche Säure-Präferenzgruppen-Einteilung beruht auf regionalen Unterschieden hinsichtlich des Verhaltens der fraglichen Taxa gegenüber dem pH-Wert. Möglicherweise zeigt sich hierin bei diesen Formen eine breite ökologische Spannweite mit regional unterschiedlich reagierenden Sippen.

Vergleicht man nun die im Freiwasser der Bäche gemessenen pH-Werte mit denen, die sich aus den epilithischen Kieselalgen-Assoziationen ergeben, so fällt auf, daß die Kieselalgen-pH-Werte fast durchweg niedriger als die elektrochemisch gemessenen liegen. Dies ist exemplarisch für die Probestellen Rosenbaumbach (Abb. 4), Grumbach (Abb. 5) und die Nordhalbener Ködel nach dem Zusammenfluß der beiden Quellbäche (Abb. 6) verdeutlicht. Diese Abweichungen sind im Grumbach mit bis zu 3 pH-Wert-Einheiten am stärksten. Lediglich im Dezember weisen die Freiwasser-pH-Werte im Rosenbaumbach und in der Ködel niedrigere Werte auf als über die Diatomeen ablesbar ist. Die Ursache ist eine unmittelbar vor der Probenahme vorangegangene Schneeschmelze, auf die sich die Diatomeen noch nicht eingestellt haben.

Auffallend ist beim Grumbach ferner, daß sich minimale pH-Werte bei den epilithischen Kieselalgen, d. h., daß sich die stärker säuretoleranten Formen maximal durchsetzen, erst mit einer deut-

2) Definition siehe weiter unten.

Tabelle 1

## Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

	-----Gewässersystem-----			
	Gr. Ohe	Steinb.	Nrdh.	Ködel
Acidobiont (acb, pH 5,5)				
Anomoeoneis serians (Bréb. ex Kütz.) Cleve	+	-	-	
Eunotia exigua (Bréb.) Rabenh.	++	++	++	
Navicula subtilissima Cleve	+	+	+	
Pinnularia subcapitata var. hilseana (Janisch) O. Müller	++	++	++	
Acidophil (acf, pH 5,5-7,0)				
Achnanthes austriaca var. helvetica Hust.	++	++	+	
Achnanthes austriaca var. parallela Krass.	+			
Achnanthes subatomoides (Hustedt) Lange-Bertalot (= A. detha Hohn & Hellerman)	-	+	+	
Achnanthes marginulata Grunow	++	+	++	
Anomoeoneis brachysira (Bréb.) Grunow	+	+	+	
Cymbella perpusilla Cleve	-	+	+	
Eunotia bigibba Kütz.	+	-	-	
[Eunotia bilunaris (Ehrb.) Krammer & Lange-Bertalot		++	+] ]	
Eunotia diodon Ehrb.	-	+	-	
Eunotia faba (Ehrb.) Grunow	+			
Eunotia fallax Cleve	+	-	-	
Eunotia glacialis Meister		+	+	
Eunotia incisa Gregory ex W. Smith (= E. veneris (Kütz.) O.Müller)	+	+	+	
Eunotia kocheliensis O.Müller	-	+	+	
Eunotia meisteri Hust.	+	+		
Eunotia naeglyi Migula (=E. alpina (Nägeli) Hust.)		+	-	
Eunotia paludosa Grunow	-	+	+	
Eunotia pectinalis incl. var. minor (Kütz.) Rabenh.	++	++	+	
Eunotia praerupta Ehrb.	+	+	+	
Eunotia rhomboidea Hust.	+	++	+	
Eunotia robusta var. tetraodon (Ehrb.) Ralfs	-	+	+	
Eunotia septentrionalis Østrup	+	+	-	
Eunotia sudetica O. Müller	++	-	+	
Eunotia tenella (Grunow) Hust.	+	++	+	
Eunotia tridentula Ehrb. (= E. polydentula Brun)	+	+	+	
Eunotia trinacria Krass.	-	++		
Eunotia triodon Ehrb.	+	-	-	
Frustulia rhomboides (Ehrb.) De Toni	+	+	+	
Frustulia rhomboides var. saxonica (Rabenh.) De Toni	+			
Frustulia rhomboides var. amphipleuroides (Grun.) De Toni		+	+	
Frustulia rhomboides var. crassinervia (Bréb.) Ross		+	+	
Frustulia rhomboides var. viridula (Bréb.) Cleve	-	+	+	
Melosira distans var. nivalis (W. Smith) Kirchner	++	-	-	
Navicula angusta Grun.		+	+	
Navicula arvensis Hust.	+	-	-	
Navicula bryophila Boye Petersen	+	+	+	
Navicula contenta Grun. in Van Heurck		+	+	
Navicula festiva Krass.		+		
Navicula heimansii Van Dam & Kooyman	-	+		
Navicula järnefeldtii Hust.	+	-	-	
Navicula mediocris Krass.	+	+	+	
Navicula roteana Hust.	+	-	-	
Navicula soehrensii Krass.	-	++	+	
Navicula soehrensii var. hassiaca Krass.	+			
Navicula subatomoides Hust. (=Achnanthes subatomoides)	+	-		
Neidium affine var. longiceps (Gregory) Cleve	-	+		
Neidium alpinum Hust.	+	+	-	
[Neidium hercynicum A. Mayer		+	+] ]	
[Pinnularia appendiculata (Agardh) Cleve		++	+] ]	

**Tabelle 1** (1. Fortsetzung)

**Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen**

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenb.	-	+	+
<i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cleve	+	+	
<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grun.) Cleve	+	-	-
<i>Pinnularia gibba</i> Ehr.	+	+	+
<i>Pinnularia interrupta</i> W. Smith (= <i>P. biceps</i> ) Gregory	+	+	
<i>Pinnularia maior</i> (Kütz.) Rabenh.		+	-
[ <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrb.) Cleve	-	+	++]
<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	++	++	+
<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyng.) Kütz.	+		
Circumneutral (circ, pH um 7.0)			
<i>Achnanthes biasolettiana</i> Grun.	-		++
<i>Achnanthes flexella</i> var. <i>alpestris</i> (Kütz.) Brun.	+	-	
<i>Achnanthes levanderi</i> Hust.	-	+	-
<i>Achnanthes minutissima</i> Kütz.	++	++	++
<i>Achnanthes pusilla</i> (Grun.) De Toni	-	+	+
<i>Achnanthes saxonica</i> Krass.	++	+	+
<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grun.) Ross	-	+	++
<i>Caloneis bacillum</i> (Grun.) Cleve	+	+	-
<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrb.) Kütz.		+	+
<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenh.		+	++
<i>Cymbella naviculiformis</i> (Auersw.) Cleve		+	+
[ <i>Cymbella silesiaca</i> Bleisch in Rabenh.		+	+] ]
<i>Cymbella sinuata</i> Gregory	-	+	-
<i>Diatoma elongatum</i> Agardh	+	-	-
<i>Diatome hiemale</i> (Lyngbye) Heiberg	++	+	+
<i>Eunotia arcus</i> Ehrb.	+		
[ <i>Eunotia lunaris</i> (= <i>E. bilunaris</i> )	+] ]		
<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	++	++	+
<i>Fragilaria virescens</i> var. <i>exigua</i> Grun.		++	+
<i>Frustulia weinholdii</i> Hust.		+	-
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrb.		+	+
[ <i>Gomphonema gracile</i> Ehrb.		+	+] ]
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Kütz.	++	++	++
<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh			
incl. var. <i>constricta</i> Agardh	++	+	++
<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs		+	-
<i>Navicula fossalis</i> var. <i>fossalis</i> Krass.		+	+
[ <i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i> (Grun.) Lange-Bertalot			+] ]
<i>Navicula molestiformis</i> Hust.		-	+
<i>Navicula pseudocutiformis</i> Hust.	-	+	+
<i>Navicula pupula</i> Kütz.	+	+	
<i>Navicula pupula</i> var. <i>mutata</i> (Krassk.) Hust.		+	-
<i>Navicula radiosa</i> Kütz.	-	+	+
<i>Navicula subrotundata</i> Hust.	+	-	
<i>Neidium biscalatum</i> (Lagerst.) Cleve	+	+	+
[ <i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot		+	+] ]
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch		+	+
<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch		+	
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	-	+	-
<i>Nitzschia palea</i> (Kütz.) W. Smith	+	++	+
<i>Nitzschia pusilla</i> Grun.	-	+	
[ <i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve	+] ]		
[ <i>Pinnularia gibba</i> Ehrb.		+	+] ]
[ <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrb.) Cleve	+] ]		
<i>Pinnularia obscura</i> Krass.	-	+	-
<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory	+	+	+
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrb.	+	+	+
<i>Stauroneis anceps</i> Ehrb.	+	+	-
<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrb.	+	-	+
<i>Surirella linearis</i> W. Smith	++	+	+
<i>Synedra rumpens</i> Kütz.	++	+	+

Tabelle 1 (2. Fortsetzung)

Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

Alkaliphil (alk, pH>7,0)

Achnanthes lanceolata (Bréb.) Grun.	+	+	+
Achnanthes lanceolata var. rostrata Grun.	+	-	
Amphora libyca Ehrb.		+	-
Amphora pediculus (Kütz.) Grun.		-	+
Asterionella formosa Hassall	-	+	
Caloneis silicula (Grun.) Mills	+		-
Ceratoneis arcus Kütz.	+	-	+
Cocconeis placentula Ehrb.		+	+
Cymbella mesiana Choinoky		+	
Cymbella microcephala Grun.	-	+	
Diploneis ovata (Hilse) Cleve	+	-	
Diploneis pseudovalis Hust.	-	+	
Fragilaria brevistriata Grun.	+	+	
Fragilaria capucina Desmazières	+	++	++
Fragilaria construens (Ehrb.) Grun.	+	+	+
Fragilaria construens var. venter (Ehrb.) Grun.	+	++	+
Fragilaria construens var. binodis (Ehrb.) Grun.	-	+	
Fragilaria intermedia Grun.	+	+	
Fragilaria oldenburgiana Hust.	+	-	-
Fragilaria pinnata Ehrb.	+	+	+
Fragilaria ulna (Nitzsch) Ehrb.		+	++
Fragilaria ulna var. acus (Kütz.) Lange-Bertalot		+	+
[Frustulia vulgaris (Thwaites) De Toni		+	+] ]
Gomphonema acuminatum Ehrb.		+	+
Gomphonema angustatum (Kütz.) Rabenh.		-	+
Gomphonema minutum (C. Agardh) Agardh		+	+
Gomphonema truncatum Ehrb.	-	+	+
Navicula atomus (Kütz.) Grun.	+	+	-
Navicula accomoda Hust.		+	+
Navicula capitata var. capitata Ehrb.		+	
Navicula cari Ehrb.	-	+	-
Navicula cryptocephala Kütz.	+	+	+
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot		+	-
Navicula goeppertiana (Bleisch) H.L. Smith		+	+
[Navicula gregaria Donkin		+	+] ]
[Navicula minima Grun. in van Heurck		+	+] ]
Navicula rhynchocephala Kütz.	+	+	+
Navicula rotunda Hust.	+	-	
Navicula seminulum Grun.		+	-
[Navicula tenelloides Hust.		+	-] ]
Navicula tripunctata (O.F. Müller) Bory		+	-
Nitzschia dissipata (Kütz.) Grun.		+	+
Nitzschia frustulum (Kütz.) Grun.		+	-
Nitzschia hantzschiana Rabenh.		+	+
Nitzschia microcephala Grun.		+	
Nitzschia paleacea Grun.		+	-
Nitzschia perminuta Grun.	-	+	+
Nitzschia recta Hantzsch	+	-	
Nitzschia cf supralithorea Lange-Bertalot		+	
Stauroneis smithii Grun.		+	
Surirella angusta Kütz.		+	

Indifferent (keiner Gruppe zugehörig oder ökologische Daten für Klassifikation zu spärlich)

[Achnanthes detha			
(= A. subatomoides)	+] ]		
Achnanthes gibberula Grun.	+	+	-
Achnanthes lapidosa Krass.	-		+
Amphora ovalis Kütz.	+	-	
Cymbella cymbiformis Agardh		+	
Cymbella falaisensis (Grun.) Krammer & Lange-Bertalot	-	+	
Cymbella cf paucistriata Cleve-Euler	+		
[Cymbella silesiaca Bleisch in Rabenh.	+] ]		
Diatoma anceps (Ehrb.) Kirchner	-	+	+
Fragilaria capucina var. vaucheriae (Kütz.) Lange-Bertalot	-	+	+
[Frustulia vulgaris (Thwait.) De Toni	+] ]		

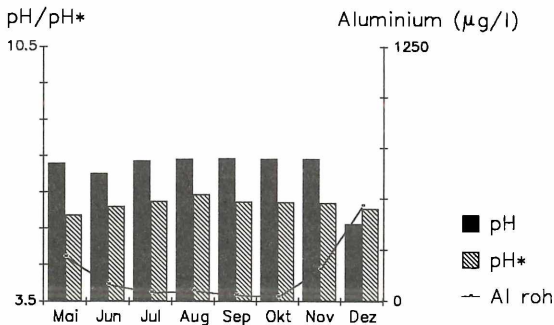
Tabelle 1 (3. Fortsetzung)

Diatomeen in versauerten Fließgewässern, aufgeteilt nach Säure-Präferenz-Gruppen

- nicht gefunden, + Einzelfunde, ++ mehr als 5 %, cf = Bestimmung unsicher

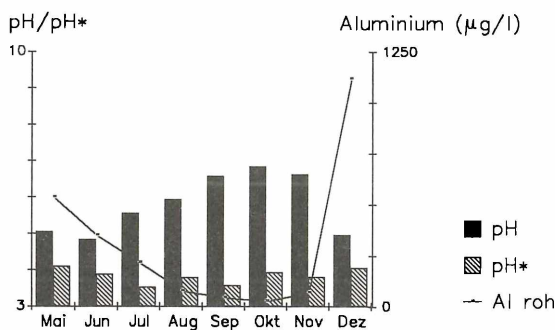
Gomphonema affine Kütz.	+	+	
[Gomphonema gracile Ehr.	+]		
Gomphonema insigne Gregory	+		-
Gomphonema olivaceum (Hornem.) Bréb.		-	+
Gyrosigma acuminatum (Kütz.) Rabenh.	-	+	
Navicula abiscoensis Hust.	+	-	
Navicula agrestis Hust.		+	
Navicula cf bahusiensis Grun.		-	
Navicula bremensis Hust.		+	
Navicula cohnii (Hilse) Lange-Bertalot		+	-
Navicula decussis var. decussis Østrup		-	+
Navicula detenta Hust.		+	
Navicula digitulus Hust.	+		
Navicula eliginensis (Gregory) Ralfs	+		
Navicula gallica var. laevisissima Hust.	+		
[Navicula gallica var. perpusilla Hust.	+]		
[Navicula gregaria Donkin	+]		
Navicula krasskei Krass.	+		
Navicula laevisissima Kütz.	+	+	
Navicula lapidosa Krass.	+	-	
Navicula medioconvexa Hust.	+	+	
[Navicula minima Grun.	+]		
Navicula naumannii Hust.	+	-	
Navicula cf preaterita Hust.		+	
Navicula pseudobryophila Hust.	+		
Navicula pseudokotschii Hust.	+	-	
Navicula cf pseudoventralis Hust.	-	+	
Navicula pupula var. pupula Kütz.	+		
Navicula pupula var. aqueductae Kütz.	+	-	
Navicula similis Krass.	-	+	
Navicula soehrensensis var. soehrensensis Krass.	+		
Navicula cf submuralis Hust.	+		
[Navicula tenelloides Hust.	+]		
Navicula tridentula Krass.	+	-	
Neidium dubium (Ehrb.) Cleve	-	+	
[Neidium hercynicum	+]		
Neidium productum (W. Smith) Cleve	+		
[Nitzschia cf acidoclinata	+]		
Nitzschia bremensis Hust.	-	+	
Nitzschia capitellata Hust.		+	-
Nitzschia communis Rabenh.		-	+
Nitzschia commutata Grun.	-	+	
Nitzschia gandersheimiensis Krass.	+	-	
Nitzschia lacuum Lange-Bertalot		+	
Nitzschia pura Hust.		+	-
Nitzschia subacicularis Hust.		+	+
Nitzschia sublinearis Hust.		+	
Nitzschia terrestris (Petersen) Hust.		+	
Nitzschia umbonata (Ehrb.) Lange-Bertalot		+	
Pinnularia legumen (Ehrb.) Ehrb.		+	
Pinnularia lundii Hust.	-	+	
Pinnularia stomatophora Grun.	+		
Rhoicophenia abbreviata (Kütz.) Grun.	+		
Stauroneis gracillima Hust.	+		
Stauroneis cf kriegerii Patrick	+		
Stauroneis legumen (Ehrb.) Kütz.	+		
Stauroneis cf pseudoobtusoides Germain	+		
Stauroneis obtusa Lagerstedt	+	-	
Stauroneis thermicola (Petersen) Lund		+	
Stenopterobia delicatissima (Lewis) Bréb. ex van Heurck	-	+	
Surirella elegans Ehrb.	+		
Surirella minuta Bréb.		+	-
Surirella roba Leclercq		+	+





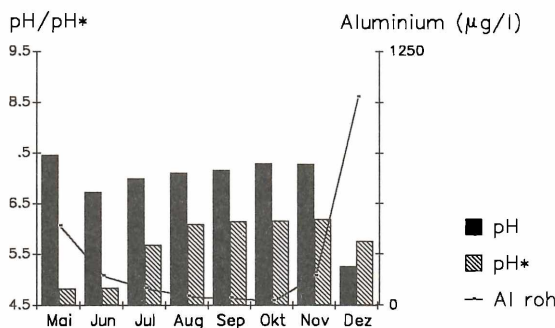
**Abbildung 4**

Vergleich der im Freiwasser gemessenen mit den aus der Diatomeen-Assoziation abgeleiteten **pH-Werte (=pH\*) im Rosenbaumbach** (Frankenwald).



**Abbildung 5**

Vergleich der im Freiwasser gemessenen mit den aus der Diatomeen-Assoziation abgeleiteten **pH-Werte (=pH\*) im Grumbach** (Frankenwald)



**Abbildung 6**

Vergleich der im Freiwasser gemessenen mit den aus der Diatomeen-Assoziation abgeleiteten **pH-Werte (=pH\*) in der Nordhalbener Ködel** nach dem Zusammenfluß von Rosenbaumbach und Grumbach (Frankenwald)

lichen Zeitverzögerung nach dem minimalen Freiwasser-pH-Wert einstellen. Im Grumbach waren die minimalen Freiwasser-pH-Werte bereits im Juni 88 anzutreffen, während bei den Aufwuchs-Kieselalgen die größten Anteile von acidobionten Arten von Juli bis September auftraten. Für diese Diskrepanz gibt es folgende Deutungsmöglichkeiten:

1. Der Index B ist auf Fließgewässer nicht anwendbar.

Abb. 7, in der die über Index B abgeleiteten pH-Werte gegen die aktuell gemessenen aufgetragen sind, beweist allerdings das Gegenteil, wenn auch die Beziehung statistisch schlechter als für Seen ist (ARZET 1987).

- Die epilithischen Diatomeen zeigen die Protonengehalte mit einer zeitlichen Verzögerung an und/oder
- die Diatomeen indizieren außer den Protonen weitere versauernde Substanzen.

Trägt man die Daten (pH und pH\*) für Frankenwald und Fichtelgebirge getrennt auf, zeigt sich, daß sich die Beziehung für die Frankenwalddaten gegenüber der Gesamtdarstellung (Abb. 8) verschlechtert, während sie für die des Fichtelgebirges besser wird (Abb. 9). Auf die Ausprägung der benthischen Diatomeen-Assoziationen wirken in den beiden Fließgewässern neben den Protonen des Freiwassers offensichtlich weitere, regional unterschiedliche chemische Komponenten. Um die wirksamen Komponenten herauszufinden, wurde der log Index B, quasi als Ersatz für pH-Wert des Freiwassers, gegen

- den negativen log ( $[H^+] + 3[Al^{3+}]$ ) (Abb. 10, 13: pH\*),
- den negativen log ( $[H^+] + 3[Al^{3+}] + 2[Fe^{2+}] + 2[Mn^{2+}]$ ) (Abb. 11, 14: pH\*\*) und
- die Alkalinität (Abb. 12, 15) aufgetragen.

Unter Alkalinität ist die Summe aller Basen zu verstehen, die mit einer starken Säure bis zu einem definierten Äquivalenzpunkt titriert werden kann. Sie wird bestimmt durch jede Substanz, die mit dem Wasserstoffion reagiert. In Gewässern mit pH-Werten  $< 8,2$  und  $> 5,5$  läßt sich die Alkalinität vereinfacht ausdrücken als:

$$Alk = [HCO_3^-] - [H^+].$$

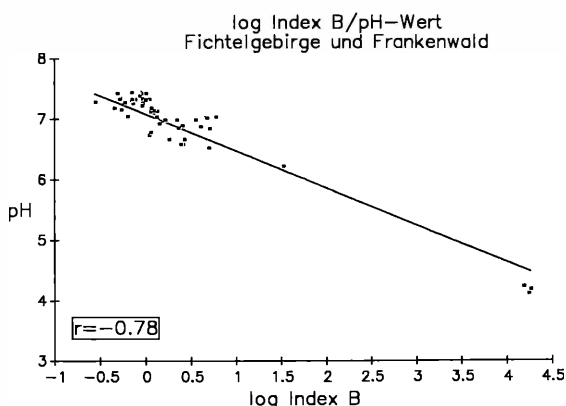
Positive Alkalinitätswerte besagen, daß das Wasser Pufferkapazität gegenüber Säuren besitzt. Negative Werte stehen für freie Säure im Wasser. Liegt der pH-Wert allerdings unter 5,5, dann kommen neben den Protonen auch andere, proteolytische Kationen hinzu, beispielsweise Aluminium und die Übergangsmetalle (Me):

$$Alk = [HCO_3^-] - [H^+] - n[Me^{n+}].$$

Die chemische Wirkung der proteolytischen Kationen wird weiter unten beschrieben.

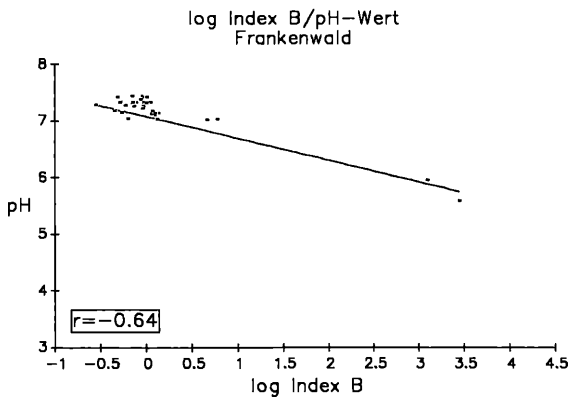
Die beiden ersten Regressionen in der Prüfung, welche Faktoren auf die Kieselalgen-Zusammensetzung wirken, beinhalten somit eine Teil-Alkalinität.

Für den Frankenwald ergibt sich für die Summe von Protonen und Aluminium die beste Beziehung zur jeweiligen Kieselalgen-Assoziation, für das Fichtelgebirge die beste zur Alkalinität.



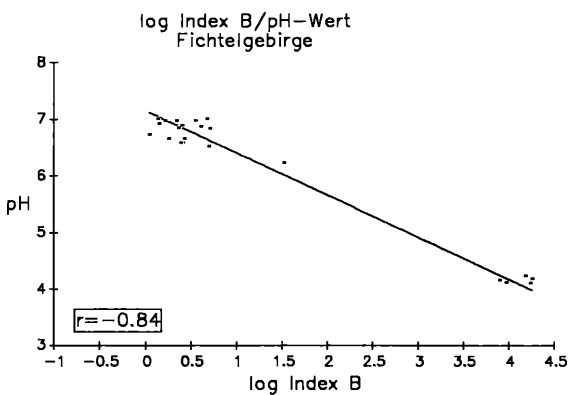
**Abbildung 7**

**Beziehung zwischen Index B-pH-Werten und Freiwasser-pH-Werten**



**Abbildung 8**

**Beziehung zwischen Index B- und Freiwasser-pH-Werten im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**



**Abbildung 9**

**Beziehung zwischen Index B- und Freiwasser-pH-Werten im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**

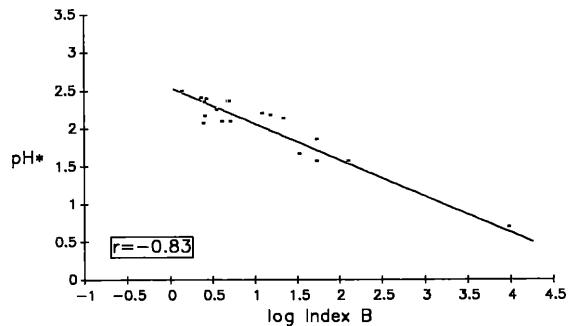
Für die untersuchten Bäche im Frankenwald heißt dies, daß die bereits (nach dem Zusammenfluß der beiden Quellbäche) mit dem bloßen Auge wahrnehmbare Aluminiumbelastung die Kieselalgen-Assoziation maßgeblich mit ausprägt. Die aktuellen Aluminium-Werte des Freiwassers, wie sie in die Abbildungen 4 bis 6 eingetragen sind, geben die Verhältnisse im Kontaktbereich Untergrund-Wasser nicht adäquat wieder. Die Metallkonzentrationen im Steinbach (Fichtelgebirge) liegen deutlich höher als in der Nordhalbener Ködel. Auf die epilithischen Kieselalgen wirken auch Eisen und Mangan als Kationensäuren, da die Beziehung in Abb. 14 nur geringfügig schlechter als die der gesamten Alkalinität (Abb. 15) ist.

Um die eingangs gestellte Frage nach einer möglichen Bioindikation der Versauerung von Fließgewässern durch benthische Kieselalgen mit dem Wissen der Untersuchungen aus den Gebieten des Steinbachs und der Nordhalbener Ködel zu beantworten, sei festgehalten:

*Kieselalgen im Benthon von Fließgewässern zeigen die Versauerung sehr wohl an, und zwar geben sie alle biotisch wirksamen versauernden Substanzen wieder. Ihre Indikation ist damit umfassender als Messungen des Freiwasser-pH-Wertes.*

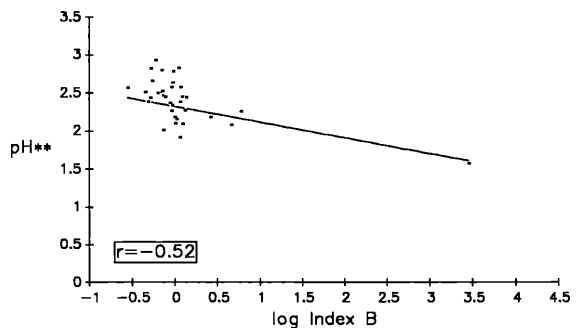
Ob eine zeitliche Verzögerung der Bioindikation vorliegt, wie oben angedeutet, läßt sich klarer an den Ergebnissen von drei markanten Stellen aus

dem Gebiet der Großen Ohe beantworten. Die Florenanalyse für den Rachelsee-Auslauf, den weniger sauren Vorderen Schachtenbach sowie die Große Ohe unterhalb der kleinen Ortschaft Riedelhütte geben die Abbildungen 16 bis 18 wieder. Auf die Floren-Unterschiede bei Aufwuchs auf Holz und auf Steinen wurde schon hingewiesen. Bereits bei der Florenanalyse fallen die unterschiedlich sauren (versauerten) Habitate im System der Großen Ohe auf: Im Rachelsee-Auslauf (Stelle 11) machen die acidobionten und acidophilen Diatomeen sowohl auf Stein- als auch auf Holzsubstraten (Abb. 16) zusammen stets mehr als 90 % aus, während sie im Vorderen Schachtenbach maximal 40 % der Diatomeenzahlen erreichen.



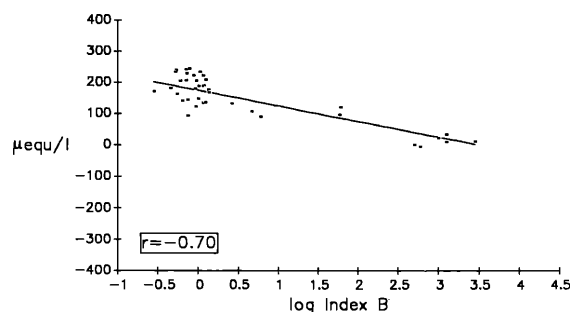
**Abbildung 10**

**Beziehung zwischen Index B und  $-\log([H^+] + 3[Al^{3+}])$  ( $=pH^*$ ) im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**



**Abbildung 11**

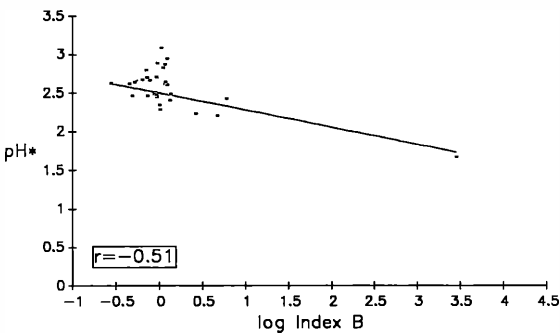
**Beziehung zwischen Index B und  $-\log([H^+] + 3[Al^{3+}] + 2[Fe^{2+}] + [2Mn^{2+}])$  ( $=pH^{**}$ ) im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**



**Abbildung 12**

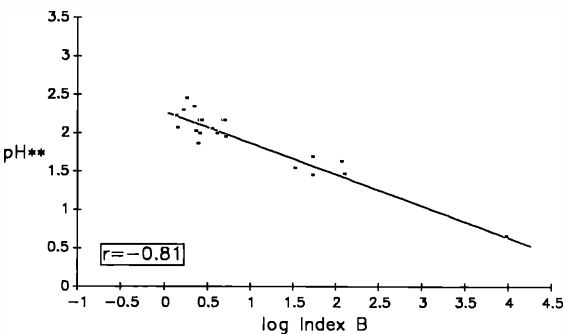
**Beziehung zwischen Index B und Alkalinität im Gebiet der Nordhalbener Ködel (Frankenwald)**

Für die Meßstation Taferlruck (Stelle 5, Abb. 3) liegen automatische Aufzeichnungen vor (Abb. 19), die verdeutlichen, daß Säurestöße nur während der Schneeschmelze im Mai aufgetreten sind. Die Diatomeen an den drei ausgewählten Stellen besitzen den größten Anteil acidobionter plus acidophiler Formen jedoch ein bis drei Monate später. Mit anderen Worten: Die Kieselalgen benötigen eine längere Zeit, um sich auf die Säurebelastung der Schneeschmelze einzustellen. Rechnet man die Kieselalgen-Analyse über den Index B in pH-Werte ( $\text{pH}^*$ ) um (Abb. 20), wird diese zeitliche Verzögerung noch auffälliger. In der Großen Ohe (Abb. 20 a) zum Beispiel, zeichnen die Diatomeen den Freiwasser-pH-Anstieg von Mai bis Juli offenkundig erst in den Monaten von Juli bis September nach. Verzögerungseffekte bei der Bioindikation nach einer Belastung sind



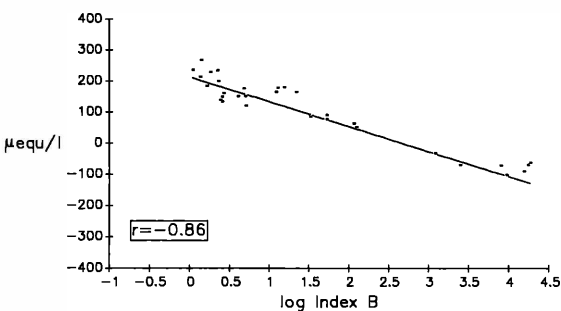
**Abbildung 13**

**Beziehung zwischen Index B und  $-\log([\text{H}^+] + 3[\text{Al}^{3+}])$  ( $=\text{pH}^*$ ) im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**



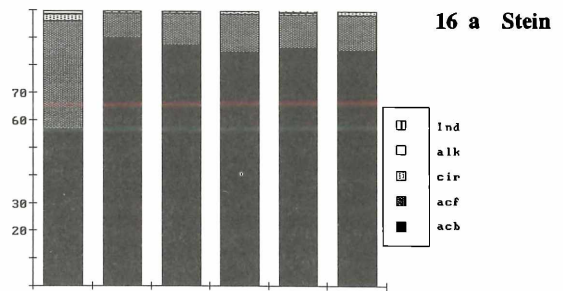
**Abbildung 14**

**Beziehung zwischen Index B und  $-\log([\text{H}^+] + 3[\text{Al}^{3+}] + 2[\text{Fe}^{2+}] + 2[\text{Mn}^{2+}])$  ( $=\text{pH}^{**}$ ) im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**



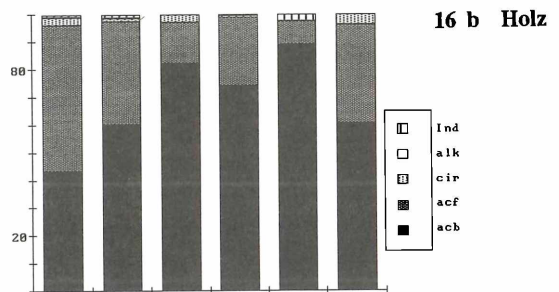
**Abbildung 15**

**Beziehung zwischen Index B und Alkalinität im Gebiet des Steinbachs (Fichtelgebirge)**



**Abbildung 16 a**

**Zusammensetzung der Kieselalgenflora am Rachelseeauslauf auf steinigen Substraten.** acb = acidobiont, acf = acidophil, cir = circumneutral, alk = alkaliphil, ind = indifferent



**Abbildung 16 b**

**Zusammensetzung der Kieselalgenflora am Rachelseeauslauf auf Holzsubstraten.** Abkürzungen s. Abb. 16 a

bereits für Metallverschmutzungen beschrieben worden, beispielsweise von EICHENBERGER et al. (1981) oder von GENTER et al. (1988), allerdings noch nicht im Zusammenhang mit der Versauerung.

Da die Verzögerung anscheinend an den einzelnen Stellen unterschiedlich abläuft, wurde an der Gesamtheit der Daten aus dem Bachsystem der Großen Ohe versucht, diese Zeitverschiebung durch Verschiebungen der Daten herauszufinden. Geprüft wurde einerseits, wie sich die statistischen Größen zwischen den Freiwasser-pH-Werten zu denen des Index B verändern, wenn der zeitliche Ablauf beibehalten wird, wie er vorgefunden wurde (Abb. 21 a), oder andererseits so getan wird, als wenn der aktuelle pH-Wert erst einen Monat ( $\text{pH}^+$ ) bis drei Monate ( $\text{pH}^{+++}$ ) später wirkt (Abb. 21 b bis d). Es läßt sich leicht erkennen, daß die statistische Beziehung umso besser wird, je weiter die Daten verschoben werden. Am besten ist die Beziehung für die drei-monatige Verschiebung, bei einer vier-monatigen verschlechtert sie sich wieder deutlich.

Es erscheint als unplausibel, allein Konkurrenzphänomene bei der Wiederbesiedlung der Steine im Bachbett nach der Schneeschmelze für die Verzögerung verantwortlich zu machen, zumal die Ergebnisse aus Fichtelgebirge und Frankensteinwald die Bedeutung von Kationensäuren (Al, Fe, Mn etc.) für die Ausprägung der epilithischen Kieselalgen-Assoziationen belegen. Auch in der Großen Ohe und ihren Nebenbächen treten Aluminium- und Eisen-Verbindungen in höheren



Konzentrationen auf. Während im Rachelsee-Ablauf nur Aluminium quantitativ eine Rolle spielt – und hier die Konzentrationen (überwiegend gelöster Verbindungen, da der See als Absetzbecken für partikuläre Verbindungen vorgeschaltet ist) nicht unter 0,6 mg/l fallen! –, tritt in der Großen Ohe unterhalb von Riedelhütte noch Eisen in derselben Größenordnung wie das Aluminium hinzu (vgl. Abb. 22).

Um nun den Einfluß von Aluminium auf die epilithischen Kieselalgen-Assoziationen zu testen, wurden dieselben Manipulationen hinsichtlich des zeitlichen Effekts durchgeführt wie beim Freiwasser-pH-Wert (Abb. 23 a bis d)<sup>3)</sup>. Analog zu den Freiwasser-pH-Werten verbessern sich die Beziehungen, je stärker die Aluminium-Werte zeitlich verschoben werden. Das Optimum liegt auch hier erneut bei einer Verschiebung von drei Monaten, darüber hinaus verschlechtert sich die Beziehung wieder auffallend.

Folgender Mechanismus, der auf die Ausprägung der epilithischen Diatomeen in versauerten Fließgewässern wirkt, ist denkbar:

1. Auf die Kieselalgen wirken sowohl die freie Säure (über den pH-Wert erfassbar) als auch Kationensäuren. Zu den letzteren gehören – wie er-

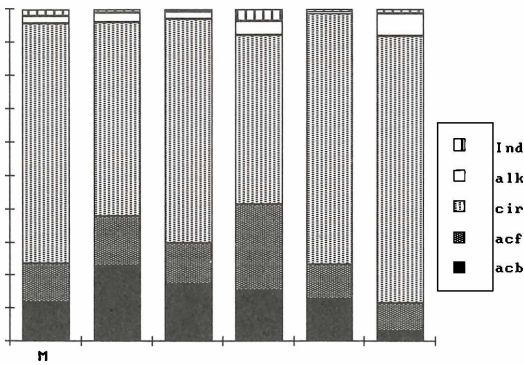


Abbildung 17

Zusammensetzung der epilithischen Kieselalgenflora im Vorderen Schachtenbach. Abkürzungen s. Abb. 16 a

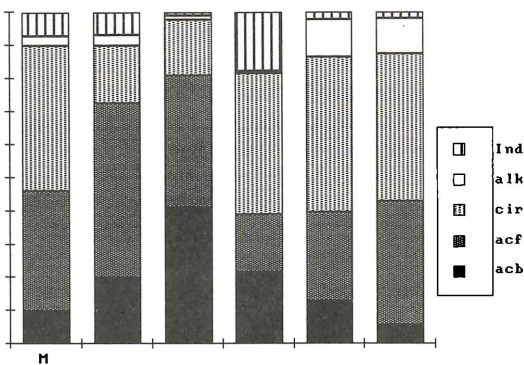


Abbildung 18

Zusammensetzung der epilithischen Kieselalgenflora in der Großen Ohe unterhalb von Riedelhütte (Probenstelle 1 in Abb. 3). Abkürzungen s. Abb. 16 a

3) Die Regressionskurven wurden in den Grafiken nicht als Geraden berechnet, da die Aluminium-Konzentrationen nicht logarithmisch dargestellt wurden. Eine logarithmische Transformation verändert die folgenden Aussagen jedoch nicht!

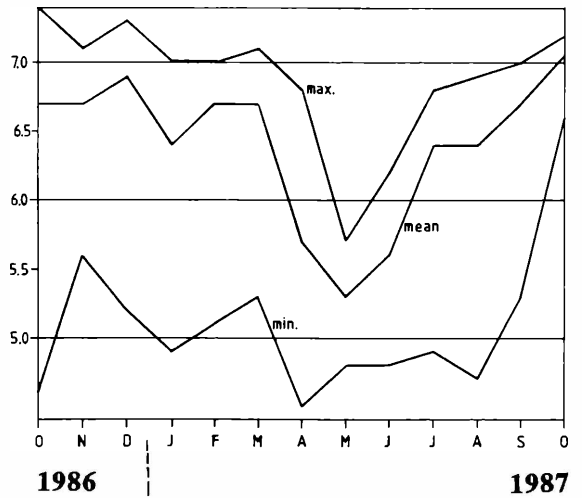
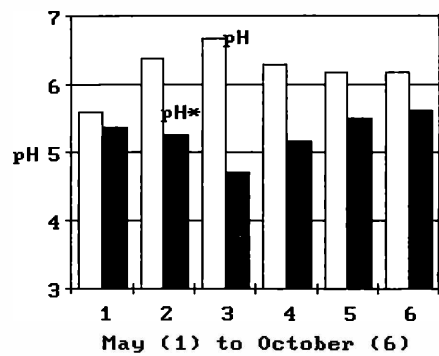
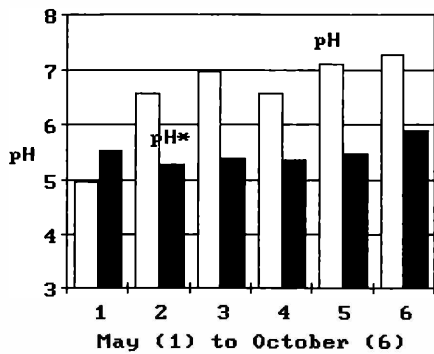


Abbildung 19

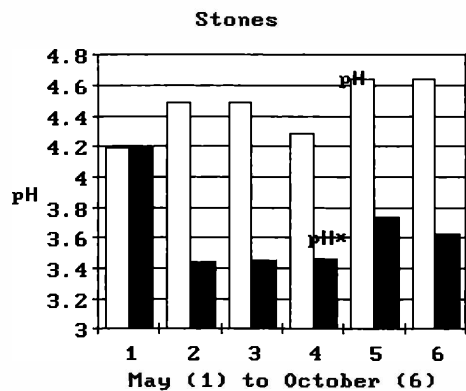
Kontinuierliche pH-Wert-Aufzeichnungen an der Meßstation Taferluck (Stelle 5 in Abb. 3)



a



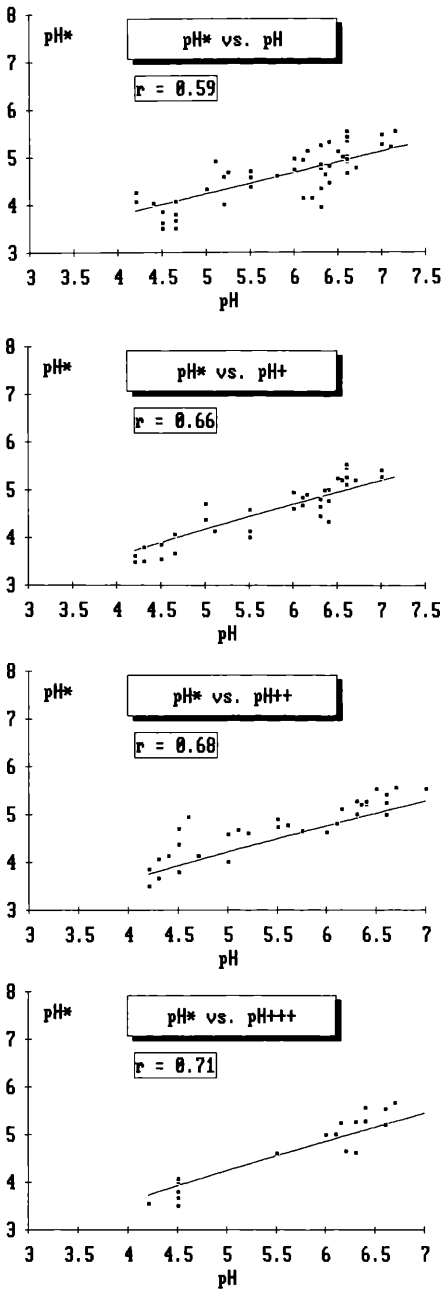
b



c

Abbildung 20

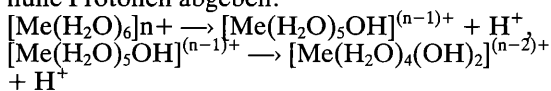
Diskrepanzen zwischen pH-Werten des Freiwassers und den über Diatomeen indizierten pH-Werten (=pH\*). a: Große Ohe bei Riedelhütte, b: Vorderer Schachtenbach, c: Rachelsee-Ablauf.



**Abbildung 21**

**Beziehungen zwischen den Kieselalgen-pH-Werten (=pH\*) und den Freiwasser-pH-Werten in der originalen zeitlichen Abfolge (Abb. 21 a) sowie um einen Monat (pH+, Abb. 21 b) bis drei Monate (pH+++, Abb. 21 d) verschoben**

wähnt – die hydratisierten Ionen von Aluminium und der Übergangsmetalle. Die Kationensäuren können, wenn sie in ein – auch nur geringfügig – alkalischeres Milieu kommen, aus ihrer Hydrathülle Protonen abgeben:



Mit jeder Abgabe von Protonen wird das ehemals gut lösliche hydratisierte Metall-Ion schwerer löslich, da es zum Hydroxid übergeht. Dieser Vorgang der Protonenabgabe aus der Hydrathülle kann, abhängig vom pH-Wert, solange wiederholt werden, bis alle Protonen abgegeben worden sind und das Metall dann vollständig als schwer lösliches Hydroxid vorliegt.

**a** Durch photosynthetische Aktivität der Aufwuchsalgen ist die Grenzschicht zwischen Steinen und Freiwasser in einem Gewässer stets ein wenig alkalischer als das Wasser selbst, wodurch die Kationensäuren zur Abgabe von Protonen veranlaßt werden. Die zuvor gelösten Metall-Verbindungen akkumulieren als Teilhydrolysat in der Schicht des biologischen Aufwuchses (Biofilmes) und können auch weiterhin dieses Milieu versauern, und zwar solange, bis die Metalle vollständig hydrolysiert vorliegen und keine Protonen mehr abgeben können. Dieses Wirken im Biofilm entzieht sich natürlich der üblichen Messung des Freiwasser-pH-Wertes.

**b** Der Vorgang läuft nicht schlagartig ab, sondern vollzieht sich über mehrere Wochen oder gar Monate. Die benötigte Zeit ist abhängig

a) von der Konzentration an gelösten Kationensäuren

b) vom pH-Wert

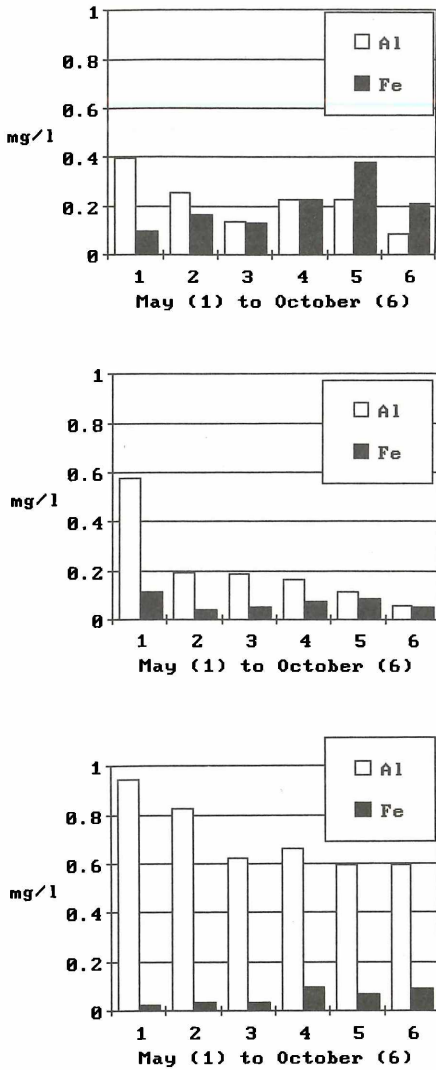
c) von der biologischen Aktivität, die ihrerseits neben den Säureparametern von der Lichteinstrahlung, der Abflußgeschwindigkeit, der Temperatur und der Nährstofflage bestimmt wird (vergleiche dazu KEITHAN et al. 1988).

**c** Auffälligerweise läßt sich die wichtigste acidobionte Diatomee, *Eunotia exigua*, von den acidophilen durch ihre Aluminium-Toleranz [allgemeiner wohl auch Metall-Toleranz (BESCH et al. 1972)] differenzieren. Wie dies physiologisch begründbar ist, kann nicht belegt werden. Möglich, wenn auch bislang nur spekulativ, erscheint allerdings, daß diese Alge einen biologischen Schutz in Form von Exkreten gegen Aluminium aufbauen kann.

**d** 2. Nach einem starken Hochwasser, das den Aufwuchs mechanisch beseitigt hatte, erfolgt eine Wiederbesiedlung in bachabwärts entweder aus weniger sauren Nebenbächen (Goldbach im Steinbachgebiet, Rosenbaumbach im Ködelgebiet, Vorderer Schachtenbach bei der Großen Ohe) oder von stärker als Steine neutralisierenden Substraten wie zum Beispiel Holz (Vergleich Holz- und Steinsubstrat im Rachelsee-Ablauf). Denkbar ist ebenfalls, daß eine Wiederbesiedlung aus dem Interstitial erfolgt, das von der mechanischen Zerstörung durch Hochwässer nicht erfaßt wird und deshalb Tieren und Pflanzen als Refugium dient (BRETSCHKO & LEICHTFRIED 1988). In dem von BRETSCHKO und Mitarbeitern untersuchten Lunzer Seebach (nördliche Kalkalpen, Niederösterreich) besiedelten Algen das Lückensystem im Bachbett sogar bis in rund 20 cm Tiefe. Für versauerte Bäche fehlen entsprechende Untersuchungen bis jetzt.

## 5. Zusammenfassung und Schlußfolgerung

1. Epilithische Diatomeen indizieren die Versauerung auch in Fließgewässern.
2. Diese Bioindikation umfaßt neben der freien Säure, die über den pH-Wert erfaßt wird, auch die „verborgenen“ Säuren wie die Kationensäuren, die erst bei Alkalisierung des Milieus Protonen aus der Hydrathülle abgeben. Derartige Vorgänge laufen, hervorgerufen durch die Photosynthese der Algen, in der Aufwuchsschicht ab.
3. Die Kieselalgen zeigen somit die Summe der biologisch wirksamen Säuren innerhalb des Versauerungsgeschehens an.

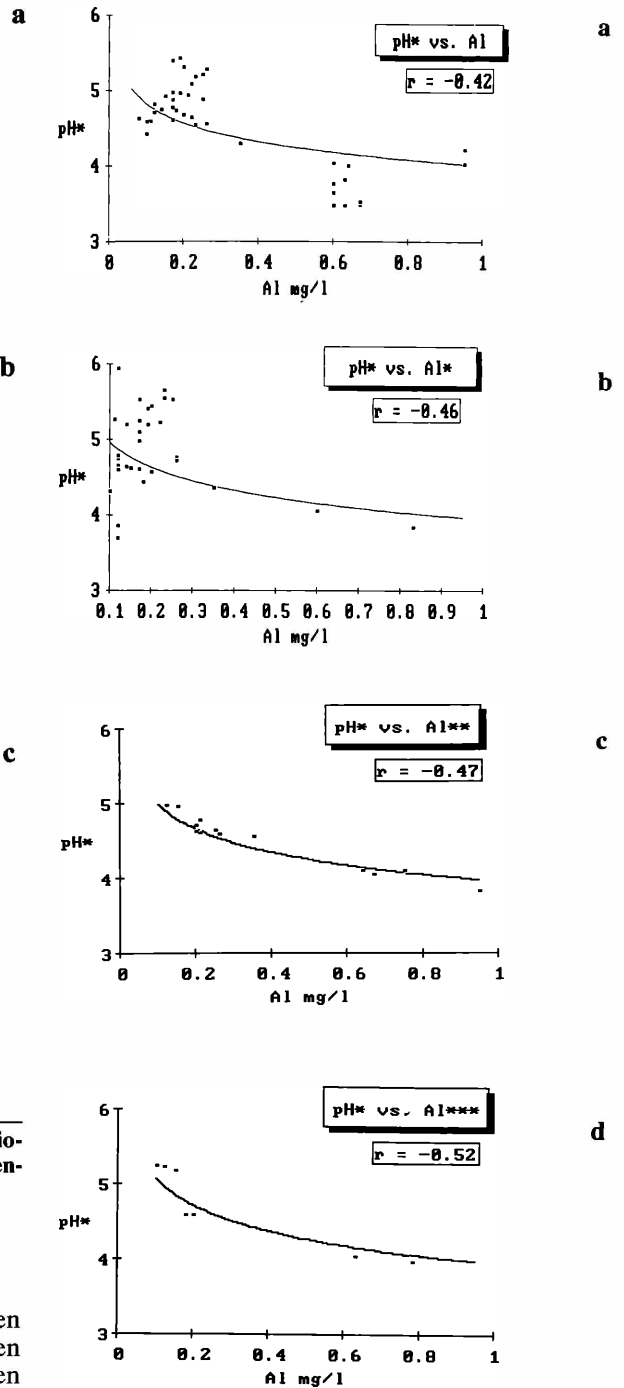


**Abbildung 22**

Gesamt-Aluminium- und Gesamt-Eisen-Konzentrationen in der Großen Ohe (a), dem Vorderen Schachtenbach (b) und dem Rachelsee-Ablauf (c).

4. Das Wirken der Kationensäuren, verbunden mit Konkurrenzphänomenen zwischen den Arten der Aufwuchsdiatomeen, führt zu einer zeitlichen Verzögerung der Bioindikation. Diese Verzögerung kann bis zu einigen Monaten ausmachen. Erst dann wird die Malussituation der Säurebelastung durch die Diatomeen abgebildet.

Daraus folgt, daß es zur Feststellung der maximalen Belastung eines Fließgewässers mit biologisch wirksamen Säuren ausreicht, in monatlichen Abständen nach der Schneeschmelze längstens ein Vierteljahr lang die Aufwuchsdiatomeen an den interessierenden Probestellen nach der beschriebenen Methode zu untersuchen. Ein chemisches Adäquat müßte neben der kontinuierlichen pH-Wert-Aufzeichnung zusätzlich in dichten Abständen die Kationensäuren über die chemische Fraktionierung der wichtigsten Metallspezies erfassen – oder eine kontinuierliche Registrierung der Alkalinitätswerte beinhalten. Beide Verfahren sind zukünftig denkbar. Gegenwärtig dürfte aber die biologische Indikation schneller und sicherer zum Ziel führen.



**Abbildung 23**

Beziehungen zwischen den Kieselalgen-pH-Werten (=pH\*) und den Gesamt-Aluminium-Konzentrationen des Freiwassers in der originalen zeitlichen Abfolge (Abb. 23 a) sowie um einen Monat (Al+, Abb. 23 b) bis drei Monate (Al+++, Abb. 23 d) verschoben

### Danksagung

Die Arbeiten wurden finanziell durch das Bayer. Staatsministerium des Innern im Rahmen der Entwicklungsvorhaben „Untersuchungen zur Versauerung der Seen im Bayer. Wald“ (Rainer PUTZ) und „Waldsterben und Wasserwirtschaft“ (Claudia SCHREINER) unterstützt. Diese Unterstützung wird dankbar anerkannt.



## Literatur

ARZET, K. (1987):

Diatomeen als pH-Indikatoren in subrezentem Sedimenten von Weichwasserseen. Diss. Abt. Limnol. Innsbruck 24, 1-266.

BATTARBEE, R. W., FLOWER, R. J., STEVENSON, A. C. & RIPPEY, B. (1985):

Lake acidification in Galloway: a palaeoecological test of competing hypotheses. *Nature* 314: 350-352.

BATTARBEE, R. W., SMOL, J. P. & MERILÄINEN, J. (1986):

Diatoms as indicators of pH: A historical review. In: J.P. SMOL, R. W. BATTARBEE, R.B. DAVIS & J. MERILÄINEN (eds.): *Diatoms and Lake Acidity*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 5-16.

BAUER, J., SCHMITT, P., LEHMANN, R. & FISCHER-SCHERL, T. (1987):

Untersuchungen zur Gewässerversauerung im Modellgebiet Obere Waldnaab (Oberpfälzer Wald, Nord-Ostbayern). *Ber. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 11/1987, 139-170.

BERGE, F. (1982):

Diatoms as indicators of temporal pH trends in some lakes and rivers in southern Norway. *Nova Hedwigia Beiheft* 73, 249-265.

BERGE, F. (1985):

Relationships of diatom taxa to pH and other environmental factors in Norwegian soft-water lakes. Ph Thesis, University of Maine, Orono, Maine, U.S.A., 1-180.

BESCH, W. K., RICHARD, M. & CANTIN, R. (1972):

Diatoms as indicators of mining pollution in the North-West Miramichi River system, New Brunswick, Canada. *Intern. Revue ges. Hydrobiol.* 57, 39-74.

BRETSCHKO, G. & LEICHTFRIED, M. (1988):

Distribution of organic matter and fauna in a second order, alpine stream (Ritrodat-Lund study area, Austria). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23, 1333-1339.

CHARLES, D. F. & WHITEHEAD, D. R. (1986):

The PIRLA project: Paleoecological investigations of recent lake acidification. *Hydrobiologia* 143, 13-20.

CHARLES, D. F. & NORTON, S. A. (1986):

Paleolimnological evidence for trends in atmospheric deposition of acids and metals. In: *Acid Deposition: Long-term Trends*, chapter 9, pp. 335-506, National Academy Press, Washington D.C.

DAM, H. VAN, SUURMOND, G. & TER BRAAK, C. J. F. (1981):

Impact of acidification on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. *Hydrobiologia* 83, 425-459.

DAVIS, R. B., NORTON, S. A., HESS, C. T. & BRAKKE, D. (1982):

Paleolimnological reconstruction of the effects of atmospheric deposition of acids and heavy metals on the chemistry and biology of lakes in New England and Norway. *Hydrobiologia* 103, 113-123.

DEL PRETE, A. & SCHOFIELD, C. (1981):

The utility of diatom analyses of lake sediments for evaluating acid precipitation effects on dilute lakes. *Arch. Hydrobiol.* 91, 332-340.

DICKMAN, M. D., DIXIT, S., FORTESCUE, J., BARLOW, R. & TERASMAE, L. (1984):

Diatoms as indicators of the rate of lake acidification. *Water Air Soil Pollut.* 21, 375-386.

EICHENBERGER, E., SCHLATTER, F., WEILENMANN, H. & WUHRMANN, K. (1981):

Toxic and eutrophicating effects of Co, Cu and Zn on algal benthic communities in rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21, 1131-1134.

ELLING, W., BAUER, E., KLEMM, G. & KOCH, H. (1976):

Klima und Boden. Nationalpark Bayerischer Wald, Heft 1.

FLOWER, R. J. & BATTARBEE, R. W. (1983):

Diatom evidence for the recent acidification of Scottish lochs. *Nature* 305, 130-133.

FOGED, N. (1974):

Freshwater Diatoms in Iceland. *Bibliotheca Phycologica* 15, 118 pp.

FOGED, N. (1977):

Freshwater Diatoms in Ireland. *Bibliotheca Phycologica* 34, 221 pp.

FRANK, U. (1989):

Wasserchemische Untersuchungen an versauerten Fließgewässern des Fichtelgebirges und Frankenwaldes. Diplomarbeit Freie Universität Berlin.

GENTER, R. B., CHERRY, D. S., SMITH, E. P. & CAIRNS, J., Jr. (1988):

Attached algal abundance altered by individual and combined treatment of zinc and pH. *Environ. Toxicol. Chem.* 7, 723-733.

GERMAIN, H. (1981):

Flore des Diatomées. *Eaux douces et saumâtres du massif Armoricaïn et des contrées voisines d'Europe occidentale*. Boubée, Paris.

HOFMANN, G. (1987):

Diatomeengesellschaften saurer Gewässer des Odenwaldes und ihre Veränderungen durch anthropogene Faktoren. Diploma Thesis University of Frankfurt.

HUSTEDT, F. (1927-1965):

Die Kieselalgen Deutschlands, Österreichs und der Schweiz I, II and III. In: RABENHORST's Kryptogamen-Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Band 7, Teile 1, 2, 3; Goest & Portig, Leipzig. Reprint 1977, Koeltz, Königstein: 920, 845 and 816 pp.

HUSTEDT, F. (1937-1939):

Ökologische und systematische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 15, 131-177, 187-295, 393-506; Suppl. 16, 1-155, 274-394.

HUTTUNEN, P. & MERILÄINEN, J. (1986):

Applications of multivariate techniques to infer limnological conditions from diatom assemblages. In: J.P. SMOL, R. W. BATTARBEE, R. B. DAVIS & J. MERILÄINEN (eds.) (1986): *Diatoms and Lake Acidity*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, 201-212.

JONES, V. J., STEVENSON, A. C. & BATTARBEE, R. W. (1986):

Lake acidification and the land-use hypothesis: a mid-post glacial analogue. *Nature* 322, 157-158.

KEITHAN, E. D., LOWE, R. L. & DEYOE, H. R. (1988):

Benthic diatom distribution in a Pennsylvania stream: Role of pH and nutrients. *J. Phycol.* 24, 581-585.

KNOCH, K. (1952):

Klima-Atlas von Bayern. Deutscher Wetterdienst, Bad Kissingen.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986):

Bacillariophyceae (Naviculaceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/1 (Hrsg.: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Moltenhauer), G. Fischer, Stuttgart, 876 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988):

Bacillariophyceae (Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/2 (Hrsg.: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Moltenhauer), G. Fischer, Stuttgart, 596 pp.

MERILÄINEN, J. (1967):

The diatom flora and hydrogen-ion-concentration of the water. *Ann. Bot. Fenn.* 4, 51-58.

- NYGAARD, G. (1956):  
Ancient and recent flora of diatoms and chrysophyceae in Lake Gribso. Studies on the humic acid lake Gribso. – Fol. Limnol. Scand. 8, 32-94.
- PIRLA (= Paleoecological Investigation of Recent Lake Acidification) (1986):  
Diatom Iconograph, Indiana University.
- PUTZ, R. (1988):  
Aufwuchskieselalgen als Indikatoren für die Versauerung von Fließgewässern. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Universität Freiburg, 183 S.
- RENBERG, I. & HELLBERG, T. (1982):  
The pH-history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediment. *Ambio* 11, 30-33.
- SCHREINER, C. (1989):  
Untersuchung benthischer Diatomeenassoziationen in versauerten Fließgewässern des Fichtelgebirges und Frankenwaldes. Diplomarbeit an der Fakultät für Biologie der Universität München, 129 S. + 20 S. Anhang.
- SIMOLA, H. & LIEHU, A. (1985):  
The recent pH-history of some finish headwater and seepage lakes, studied by means of diatom analysis of 210 Pb dated sediment cores. *Aqua Fennica* 15, 257-262.
- STEINBERG, C., ARZET, K. & KRAUSE-DELLIN, D. (1984):  
Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland im Lichte paläolimnologischer Studien. *Naturwissenschaften* 71, 631-633.
- STEINBERG, C., ARZET, K., KRAUSE-DELLIN, D., FRENZEL, B. & SANIDES, S. (1987):  
Long-core study on natural and anthropogenic acidification of Huzenbachersee, Black Forest, Federal Republic of Germany. *Global Biochem. Cycles* 1, 89-95.
- TOLONEN, K. & JAAKKOLA, T. (1983):  
History of lake acidification and air pollution studied on sediments in south Finland. *Ann. Bot. Fenn.* 20, 57-78.
- VOGEL, F. & BRUNNACKER, K. (1955):  
Bodenkundliche Übersichtskarte von Bayern. Bayerisches Geologisches Landesamt, München.
- ZIMMERMANN, E. (1910):  
Erläuterungen zur Geologischen Karte von Preußen und benachbarten Bundesstaaten – Blatt Lehesten. Königlich Preußische Geologische Landesanstalt, Berlin.

**Anschrift der Verfasser:**

Privatdozent Dr. C. Steinberg  
Fraunhofer-Institut  
für Umweltchemie und Ökotoxikologie  
Abteilung für Angewandte Ökologie  
5948 Schmallenberg-Grafschaft

# Makrozoobenthon und Gewässerversauerung – dargestellt an Fließgewässern des nord- und nordostbayerischen Grundgebirges

Johannes Bauer

## 1. Einleitung

Innerhalb der Zoozönosen von organisch nicht belasteten Fließgewässern sind die makrobenthischen Wirbellosen die quantitativ bedeutsamsten Organismen. Bei Untersuchungen sind sie zudem leicht zu erbeuten. Relativ einfach, ohne größeren technischen und personellen Aufwand, lassen sich daher an makrobenthischen Zönosen biologische Auswirkungen der Gewässerversauerung untersuchen. Im Rahmen des von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung durchgeführten Forschungsvorhabens zur Gewässerversauerung (BAUER et al., 1988) lag der Schwerpunkt der biologischen Untersuchungen daher auf dem Makrozoobenthon, das an insgesamt 83 Gewässerstellen von Bächen und Flüssen des nord- und nordostbayerischen Grundgebirges in den Jahren 1983-1986 erfaßt wurde. Einen weiteren Schwerpunkt der biologischen Untersuchungen im Forschungsvorhaben bildeten feld- und laborexperimentelle Untersuchungen zur Säure- und Metalltoleranz des Bachflohkrebes *Gammarus fossarum*. *Gammarus fossarum* ist wegen seiner Säureempfindlichkeit (z. B. BREHM & MEIJERING, 1982; MEINEL et al., 1985), seines oft häufigen Vorkommens in nicht versauerten Weichwasser-Mittelgebirgsbächen sowie seiner leichten Hälterbarkeit ein guter Testorganismus für derartige Untersuchungen.

## 2. Methoden

Zur Erfassung der Makrozoobenthonorganismen wurde die Kicksammeltechnik angewendet. Dazu wurden vor einem Driftnetz (Abb. 1) mit einer Grundkante von 50 cm die größeren Steine von einer Bachgrundfläche von ca. 0,25 cm<sup>2</sup> aufgelegt und ins Netz (Maschenweite 400 µm) gegeben. Das Feinsubstrat dieser Fläche wurde anschließend mit den Füßen 2 Minuten intensiv aufgewirbelt. Das im Netz angesammelte Driftmaterial sowie die Steine wurden in eine größere Fotoschale gegeben, die Organismen ausgelesen und zur mikroskopischen Determinierung im Labor alkoholfixiert. Während für die Erhebungen im gesamten Untersuchungsgebiet lediglich das Organismenvorkommen notiert wurde, wurden für die Erhebungen in den Modelleinzugsgebieten die Organismen ausgezählt, also quantitativ gearbeitet.

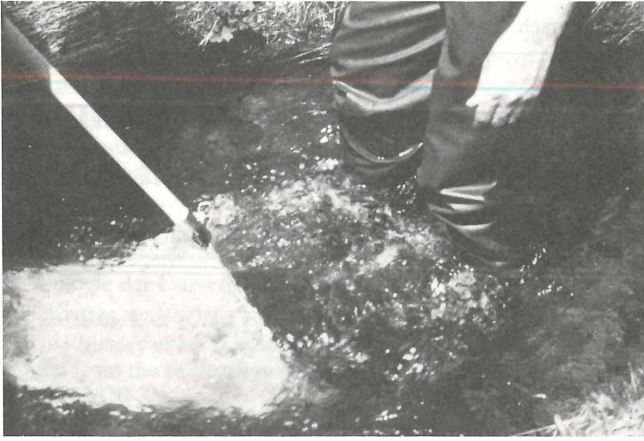
Bei den feld- und laborexperimentellen Untersuchungen von *Gammarus fossarum* wurden die Versuchstiere aus dem unbelasteten, neutralen Mühlbach, einem Zufluß zum Reschwasser im Bayerischen Wald, entnommen. Bei den feldex-

perimentellen Untersuchungen wurden die Versuchsgefäße (Abb. 2) mit je 25 Tieren unterschiedlicher Größe sowie Futterpflanzen bestückt und mit Netzgazedeckel (Maschenweite 1 mm) versehen. Jeweils drei Versuchsgefäße wurden im Kontrollgewässer Mühlbach (R 15), im Reschbach Pegel Unterkashof (R 8), im Reschquellbach (R 1), im Schwarzbach (R 9) sowie im Saußwasser (Sa 27) im September 1986 und Juni 1987 für jeweils 7 Tage im Uferbereich exponiert. Bei Versuchsbeginn und Versuchsende wurden jeweils pH-Messungen vorgenommen. Bei den laborexperimentellen Untersuchungen wurden ein Tag vor Versuchsbeginn die mit 500 ml Versuchswasser gefüllten Versuchsgefäße (Abb. 3) mit je 15 zuvor in einer Hälterungsrinne gehälterten Tieren besetzt. Die Versuche wurden durch Zugabe von 0,01 n H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> und der jeweiligen Metallsalzlösung gestartet und spätestens nach 7 Tagen abgebrochen. Der pH-Wert wurde mehrere Male am Tage in regelmäßigen Abständen überprüft und bei Abweichung vom Sollwert neu eingestellt. Eine Fütterung der Versuchstiere unterblieb. In jeder Serie wurde mit jeweils 2 x 15 Tieren gearbeitet.

## 3. Ergebnisse

Die Lebensgemeinschaften versauerter Gewässer sind von tiefgreifenden Umstrukturierungen betroffen. Kennzeichnend sind Artenverarmungen auf allen Trophieebenen, Bestandsverschiebungen zugunsten säuretoleranter Organismen sowie einseitige Entwicklungen einzelner Taxa u. a. Für die benthischen Makroinvertebraten sollen diese Zusammenhänge im folgenden näher beleuchtet werden.

In Abb. 4 ist der Zusammenhang zwischen dem Versauerungsgrad einer Gewässerstelle und deren Taxazahl wiedergegeben. Wie aus der Abbildung hervorgeht, wurden in den am stärksten versauerten Bächen des Fichtelgebirges, Oberpfälzer Waldes und Bayerischen Waldes, in denen pessimale pH-Werte unter 4,3 ermittelt wurden, Taxazahlen unter 25 festgestellt. In vergleichbaren, nicht versauerten, naturnahen Gewässern dieser Mittelgebirge liegen die Taxazahlen dagegen zwischen 38 und 52. Taxazahlen um 30 liegen bei Bächen mit pessimalen pH-Werten über pH 4,0 vor. Aus dem Rahmen fallen die Bäche des Frankenwaldes (schwarze Symbole), die trotz ihres nur geringen Versauerungsgrades sehr artenarm, teilweise sogar verödet sind. Neben der Versauerung ist diese Verarmung durch einseitige



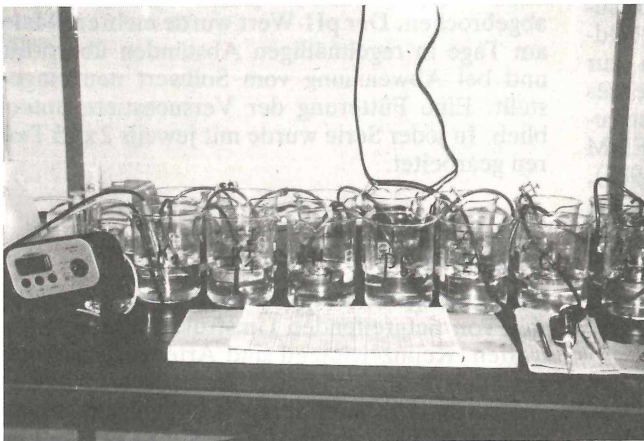
**Abbildung 1**

**Kicksampling von Benthonorganismen mit Driftnetz**



**Abbildung 2**

**Expositionsgefäß für *Gammarus fossarum***



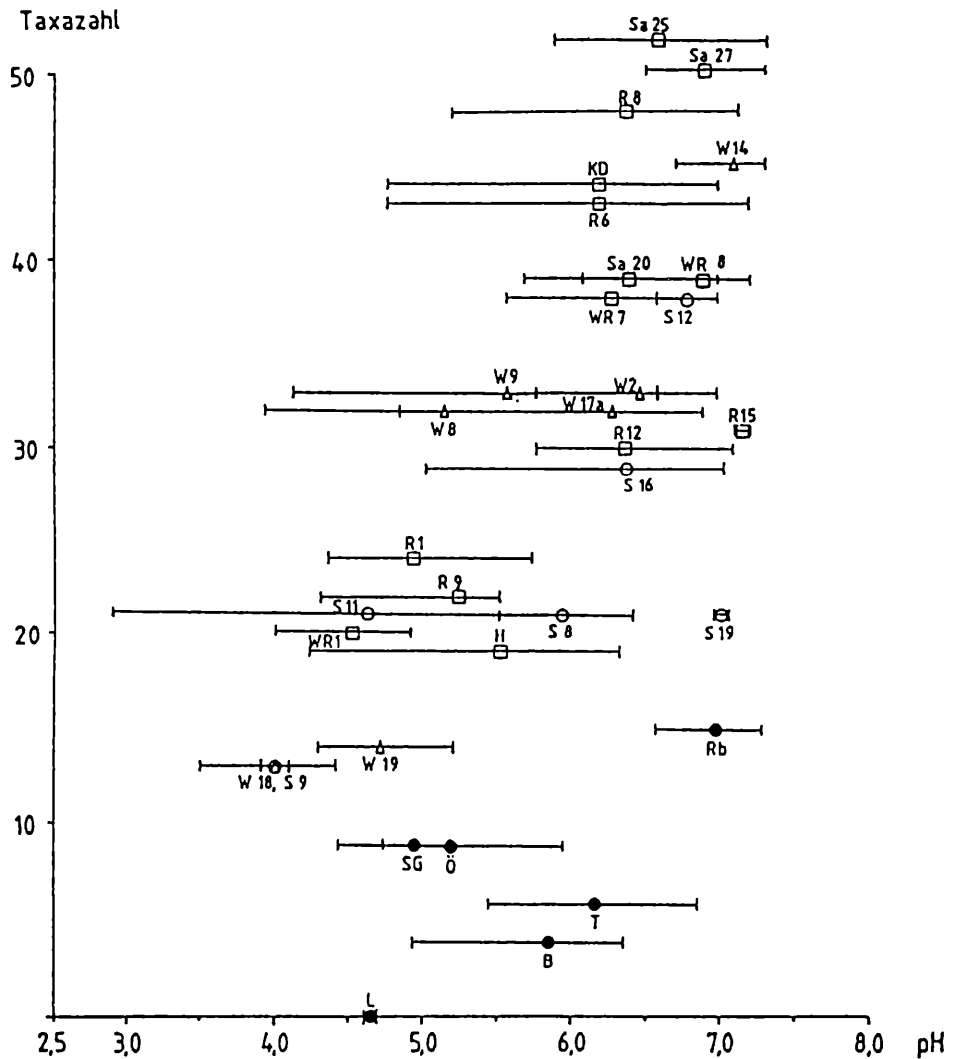
**Abbildung 3**

**Versuchsordnung für den Metalltoleranztest mit *Gammarus fossarum***

Substratverhältnisse in den untersuchten Schieferbächen (schlammig-sandige Substrate sind selten, keine wurzelnden Makrophyten) und tiergeographische Faktoren bedingt. So sind die vergleichsweise tief gelegenen Frankenwaldbäche im Vergleich zu den Bächen der anderen untersuchten Mittelgebirgsregionen von den Gebirgsbacharten nur schwach besiedelt und die Flachlandarten fehlen wegen der erwähnten ungünstigen Substratverhältnisse weitgehend. Für die Verödung einiger Frankenwaldbäche gibt es jedoch noch eine weitere Ursache, auf die weiter unten eingegangen wird.

Die Taxazahlminderungen in den versauerten Bächen sind bedingt durch den Ausfall bestimmter Makroinvertebraten-Gruppen und -Arten, was Abb. 5 zeigt. In der Abbildung sind neben den minimalen aktuellen pH-Werten ( $\text{pH}_a$ ), bei de-

nen die Organismen gefunden wurden, die gemessenen minimalen pH-Werte des Fundgewässers ( $\text{pH}_{\min}$ ) wiedergegeben. Da biologische Bestandsaufnahmen nur selten dann durchgeführt wurden, wenn der pessimale pH-Wert des Gewässers (zu dieser Zeit meist Hochwasserführung!) ermittelt wurde, zeigen sich bei vielen Taxa Abweichungen zwischen diesen Werten. Dennoch ist deutlich zu erkennen, daß in stark versauerten Gewässern ( $\text{pH}_{\min} < 4,3$ ) taxazahlmäßig Plecopteren- und Trichopterenlarven dominieren, während Gastropoden, Bivalvii, Amphipoden und Ephemeropterenlarven dort fehlen. Erst in den kritisch versauerten Gewässern ( $\text{pH}_{\min} 4,3-5,0$ ) zeigen sich vereinzelt Bivalvii, Amphipoden und Ephemeropterenlarven, während in den schwach ( $\text{pH}_{\min} > 5,0-6,0$ ) und nicht versauerten Gewässern ( $\text{pH}_{\min} > 6,0$ ) unter den neu hinzuge-



**Abbildung 4**

**Zusammenhang zwischen der Taxazahl der Makroinvertebraten und dem pH-Wert der Untersuchungsgewässer.**  
Die Symbole geben den pH-Mittelwert und die waagrecht Balken die Schankungsbreite der pH-Werte in den einzelnen Gewässern an.

**Zeichenerklärung**

Bäche des Bayerischen Waldes

- R 1 Reschquellbach (oberhalb Klause)
- R 6 Reschbach bei Mauth
- R 8 Reschbach Pegel Unterkashof
- R 12 Steinbach
- R 15 Mühlbach
- Sa 20 Teufelsbach
- Sa 25 Saußwasser bei Annatalmühle
- Sa 27 Saußwasser Mündung Windischbach
- WR 1 Seebach vor Mündung Kleiner Arbersee
- WR 7 Weißer Regen Pegel Lohberghütte
- WR 8 Weißer Regen unterhalb Ortschaft Lam
- H Hochfallbach
- KD Kleine Deffernik

Bäche des Oberpfälzer Waldes

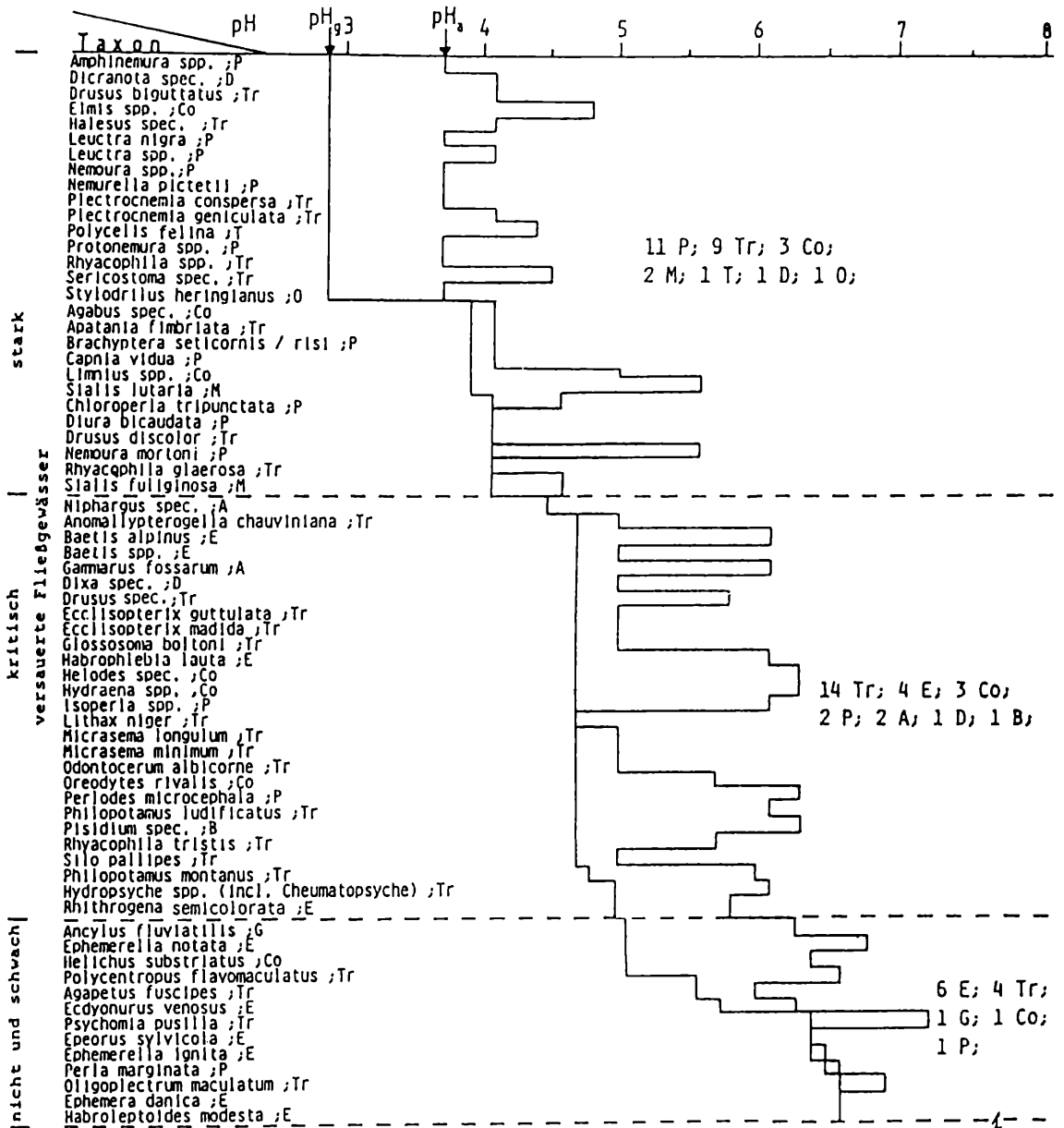
- W 2 Waldnaab Quellnähe
- W 8 Waldnaab Waldrand
- W 9 Waldnaab vor Ortschaft Naab
- W 14 Waldnaab Pegel Iglesreuth
- W 17a Lichtenberger Dach
- W 18 Totengräber Bach
- W 19 Wiesenbach (Waldnaabzulauf)

Bäche des Fichtelgebirges

- S 8 Sandbach
- S 9 Haubach
- S 11 Steinbach oberhalb Wasserentn. Hof
- S 12 Goldbach
- S 16 Steinbach vor Martinlamitz

Bäche des Frankenwaldes

- L Loquitz
- B Bärenbach
- T Trogenbach
- SG Seligenstädter Grundbach
- Ö Ölschnitz
- Rb Rosenbaumbach



**Abbildung 5**

**Abfolge der Makroinvertebraten entsprechend dem abnehmenden Versauerungsgrad der Untersuchungsgewässer**

**Zeichenerklärung:**  $pH_g$ : gemessener minimaler pH-Wert der Fundstelle

$pH_a$ : aktueller minimaler pH-Wert beim entsprechenden Organismenfund

A: Amphipoda; B: Bivalvia; Co: Coleoptera; D: Diptera; E: Ephemeroptera; G: Gastropoda; M: Megaloptera; O: Oligochaeta; P: Plecoptera; T: Tricladida; Tr: Trichoptera.

tretenen Arten die Ephemeropterenlarven dominieren und sich mit *Ancylus fluviatilis* erstmals eine Gastropodenart zeigt. Auch einige größere, stark gefährdete bzw. vom Aussterben bedrohte Makroinvertebraten-Arten, wie die beiden bei uns heimischen Krebsarten, Edelkrebs und Steinkrebs, sowie die Flußperlmuschel, sind als säuresensibel einzustufen. Nach Erhebungen von BOHL (1987), der in Bayern 140 Bestandsgewässer dieser Krebsarten hinsichtlich der für diese Organismen relevanten Umweltparameter untersuchte, sind reproduzierende Bestände beider Krebsarten in Gewässer bei pH-Werten zwischen 5,7 und 6,6 zu finden. Einzeltiere werden noch bei pH-Werten bis 4,5 gefunden. Gezielte Untersuchungen zum Einfluß der Gewässerversauerung

auf die Flußperlmuschel gibt es derzeit (November 1989) noch nicht. Wie jedoch aus Untersuchungsdaten von BAUER und THOMAS (1980), BAUER und EICKE (1986) bzw. BAUER und ZWÖLFER (1979) hervorgeht, sind die Perlmuschelbestände auf Bäche beschränkt, die pH-Werte über 6,0 aufweisen bzw. die stets eine säuresensible Begleitflora und -fauna (*Myriophyllum alterniflorum*, *Ancylus fluviatilis*, *Astacus astacus*, *Perla*, Fische) beinhalten. Überdies ist zumindest eine indirekte Wirkung der Gewässerversauerung auf die Flußperlmuschel dort zu erwarten, wo durch versauerungsbedingtem Fehlen parasitierfähiger Stadien der Bachforelle eine Reproduktion der Muschel nicht mehr möglich ist.



Neben den über das gesamte Untersuchungsgebiet verstreuten Untersuchungsstellen wurden in den Modelleinzugsgebieten Steinbach/Fichtelgebirge, Obere Waldnaab/Oberpfälzer Wald, Sauß-/Reschwasser die faunistischen Untersuchungen intensiviert. Entsprechend der Makrozoobenthofauna und den pH-Wert-Verhältnissen lassen sich die Gewässer der Modelleinzugsgebiete folgenden drei Typen zuordnen (Tab. 1). Beim verbreitetsten Gewässertyp, der durch den Steinbach, den Seebach/Weißer Regen und das Reschwasser repräsentiert ist, fehlen die säuresensiblen Organismen im versauerten, quellnahen Bereich. Hier ist eine artenarme, säuretolerante Invertebratenfauna zu finden, in der Plecopteren- und Trichopterenlarven dominieren. Im Steinbach können dabei die Plecopterenlarven – wie im Juni 1985 – 85 % der Gesamtabundanz ausmachen. Erst in quellfernen, wegen abpuffernder Einflüsse aus Siedlungen und Landwirtschaft nicht mehr versauerten Abschnitten setzt sich die Invertebratenfauna aus säuresensiblen Formen (z. B. *Baetis*, *Rhithrogena*, *Ancyclus fluviatilis*, *Hydropsyche*) und Abwasserbelastung tolerierenden Formen (z. B. *Tubificiden*, *Erpobdella octoculata*, *Chironomiden*) in zumeist höherer Artenzahl und Individuendichte zusammen. Beim selteneren zweiten Gewässertyp, der durch die Waldnaab repräsentiert ist, ist der obere,

quellnahe, schwach saure Bereich von einer Mischzönose aus säuresensiblen und säuretoleranten Reinwasserorganismen besiedelt, die sich aus *Polycelis felina*, *Oligochaeten*, *Pisidium*, *Niphargus*, *Baetis*, *Plecopteren*-, *Trichopteren*- sowie *Dipterenlarven* und *Coleopteren* in mäßiger Individuendichte zusammensetzen. Im weiteren, zeitweise stark versauerten Abschnitt verschwinden säuresensible Arten. Dominierende Organismen sind hier *Plecopteren*- und *Trichopterenlarven* sowie *Polycelis felina*. Erst im unteren, nicht mehr versauerten Gewässerabschnitt ist eine durch Siedlungs- sowie teich- und landwirtschaftliche Einflüsse geprägte, arten- und individuenreiche, benthische Zönose aus säuresensiblen, mäßige Abwasser- und Nährstoffbelastung tolerierenden Organismen zu finden. Dominierende Organismen sind hier *Ephemeropteren*-, *Trichopteren*- und *Dipterenlarven* sowie *Coleopteren*.

Schließlich ist beim dritten Gewässertyp, der durch den nicht versauerten Teufelsbach/Saußwasser repräsentiert ist, ab dem quellnahen Bereich bis zum Ende der Untersuchungsstrecke eine arten- und individuenreiche benthische Zönose nachzuweisen, die sich überwiegend aus säuresensiblen und säuretoleranten Reinwasserarten zusammensetzt. Am Ende der Untersuchungsstrecke sind jedoch wegen gesteigerter Belastungsverhältnisse unterhalb einer Teichwirtschaft die filtrierenden Organismen, insbesondere die *Simuliiden*, gelegentlich dominierend. Soweit zur Typenzuordnung der Bäche in den Modelleinzugsgebieten.

Eine Bemerkung zu den quantitativen Gegebenheiten bei den Makroinvertebraten in den Bächen der Modelleinzugsgebiete sei noch erlaubt. Vergleicht man die Abundanzen einiger unterschiedlich stark versauerter Quellbäche vom Mai bzw. Juni 1985, so zeigt sich, daß die permanent versauerten Bäche geringere Werte aufweisen als die nicht bzw. nur episodisch versauerten Bäche (Tab. 2). Dieser Hinweis auf eine Bestandsminderung der Makroinvertebraten in permanent versauerten Bächen muß jedoch noch durch weitere diesbezügliche Erhebungen zu verschiedenen Jahreszeiten abgesichert werden.

Kennzeichnend für episodisch versauerte Gewässer ist das gelegentliche Auftreten einiger mobiler, säuresensibler Arten, insbesondere von *Baetis* und *Gammarus* im Spätsommer und Herbst, wenn die pH-Werte nicht mehr im sauren Bereich liegen. Säurewellen insbesondere bei der Schneeschmelze führen jedoch stets zur Extinktion dieser Arten. Zur Prüfung der Frage, ob *Gammarus fossarum* auch tatsächlich durch Säureschübe und nicht durch andere Einflüsse (stärkere Strömung des mit der Säurewelle verbundenen Hochwassers, Verdriftung) abgetötet werden, wurden Gammariden an verschiedenen Stellen des Resch-/Saußwassersystems im Herbst und Frühjahr für je 7 Tage exponiert (Abb. 6). *Gammarus* starb an den Gewässerstellen im Frühjahr, deren pH-Wert während der Expositionsdauer unter 5,0 fiel. Im Herbst, wenn die pH-Werte nicht mehr im kritischen Bereich liegen, überlebten alle Gammariden an allen Gewässerstellen. Die Extinktion von *Gammarus* wird daher tatsächlich durch Säure verursacht.

**Tabelle 1**

**Typenzuordnung der Gewässer der Modelleinzugsgebiete nach der Makroinvertebratenbesiedlung**

Typ	Gewässer	Makroinvertebraten
1.	Steinbach/ Fichtelgeb.	<b>quellnaher Abschnitt:</b> säuretolerante Arten; Dominanz der Plecopteren- und Trichopterenlarven
	Seebach/ Weißer Regen/ Bayer. Wald Reschwasser/ Bayer. Wald	<b>quellferner Abschnitt (Ende der Untersuchungsstrecke):</b> säuresensible Arten und Abwasserbelastung tolerierende Arten
2.	Obere Waldnaab	<b>quellnaher Abschnitt:</b> säuresensible und säuretolerante Arten
	Oberpfälzer Wald	<b>mittlerer Abschnitt:</b> nur säuretolerante Arten dominierend: Plecopteren- und Trichopterenlarven, <i>Polycelis felina</i> <b>unterer Abschnitt (Ende der Untersuchungsstrecke):</b> säuresensible und mäßige Abwasserbelastung tolerierende Formen, dominierend: Ephemeropteren-, Trichopteren-, Dipterenlarven, Coleoptera
3.	Teufelsbach/ Saußwasser Bayer. Wald	<b>quellnaher – quellferner Abschnitt (Ende der Untersuchungsstrecke):</b> überwiegend säuresensible und säuretolerante Reinwasserarten. Wegen gesteigerter Belastung am Ende der Untersuchungsstrecke gelegentlich starke Entfaltung der Filtrierer ( <i>Simuliidae</i> ).

Tabelle 2

Abundanzen von Makroinvertebraten aus unterschiedlich stark versauerten Quellbächen des Bayerischen Waldes (B. W.), Oberpfälzer Waldes (O. W.) und des Fichtelgebirges (Fg.), Mai und Juni 1985

	Teufels- bach (B. W.) Sa 20	Resch- bach (B. W.) R 1	Lichten- berger B. (O. W.) W 17 a	Sand- bach (Fg.) S 8	Wald- naab (O. W.) W 2	Totengr. Bach (O. W.) W 18	Wiesen- bach (O. W.) W 19	Haubach (Fg.) S 9	Stieber Bach (O. W.) W 16
Abundanz I/m <sup>2</sup>	2800	2300	2000	1400	1200	1100	300	650	60
pH <sub>min</sub> —	5,6—	4,1—	4,8—	5,5—	5,7—	3,5—	4,3—	3,9—	3,5—
pH <sub>max</sub>	6,9	5,7	6,8	6,4	6,9	5,0	5,2	4,1	5,0

Neben der Säure haben jedoch auch die im Zuge der Gewässerversauerung mobilisierten Metalle, wie Al, Cd, Pb, Zn, Cu u. a., eine ökotoxikologische Bedeutung. Dabei ergibt sich jedoch eine grundsätzliche Schwierigkeit. Schädigungen der Makroinvertebraten durch diese Metalle können nicht isoliert gesehen werden, sondern sie verstärken meist die schon durch pH-Absenkung hervorgerufene Schädigung. Hinzu kommt, daß es beim Aluminium Spezies mit unterschiedlicher Toxizität gibt. Im Hinblick auf die insbesondere in versauerten nordbayerischen Bächen festzustellenden hohen Al-Konzentrationen ist von einer zusätzlichen Streßwirkung dieses Metalls auf die Gewässerbiozöten auszugehen. Sichtbar werden die Schädigungen in einigen Frankenwaldbächen wie Loquitz, Nordhalbener Ködel u. a., die am Zusammenfluß mit nicht versauerten Zuflüssen oft starke, sämtliche Substrate überziehende Al-Ausfällungen aufweisen und somit über eine indirekte Beeinflussung die Makroinvertebraten-Besiedlung verhindern. Damit ist die oben erwähnte Verödung dieser Gewässer zu erklären. Aber auch direkte toxische Beeinflussung durch Al und möglicherweise andere Metalle ist sicherlich gegeben. Feld- und laborexperimentelle Befunde von OMEROD et al. (1987), HALL et al. (1987), ALLARD und MOREAU (1987), HAVAS und HUTCHINSON (1982) sowie HAVAS und LIKENS (1985) an verschiedenen Insektenlarven und Crustaceen zeigen eine zusätzliche Schad- und Streßwirkung des Al bei gewässerrelevanten Konzentrationen (0,2- >> 1,0 mg/l), wie Steigerung der Mortalität, Drifanstieg u. a. Bei eigenen laborexperimentellen Untersuchungen mit *Gammarus fossarum* (Abb. 7), die bei pH-Werten von 3,5, 4,5 und 5,5 mit aktuellen, in versauerten Gewässern gemessenen Metallkonzentrationen der Metalle Al, Cd, Zn, Pb für 7 Tage durchgeführt wurden, ergab sich, daß die Überlebensrate von *Gammarus* zwar in erster Linie vom pH-Wert beeinflusst wird. Es zeigte sich jedoch auch, daß bei einem pH-Wert von 5,5 und einem Zusatz von 3 mg Al<sup>3+</sup>/l zum Versuchswasser die Überlebensrate halbiert wird. Bei tieferen pH-Werten hatte der Al-Zusatz keine toxizitätssteigernde Wirkung. Einen gewissen Einfluß scheinen auch Zusätze von Cd (1 µg/l) sowie von Zn (200 µg/l) zum Versuchswasser bei pH 5,5 aufzuweisen. Kombinierte Zugaben aller Metalle schwächen die Toxizitätswirkung der Metalle wahrscheinlich aufgrund gegenseitiger Inhibition ab.

Neben den beschriebenen direkten Beeinflussungen, die sich beim Komplex Gewässerversauerung durch überhöhte Konzentrationen toxischer Protonen und Schwermetalle auf Makroinvertebraten ergeben, sind auch indirekte Beeinflussungen der Gewässerversauerung über das Nahrungsnetz in den Biozöten zu vermuten. So ist die hohe Abundanz der räuberischen Planarie *Polycelis felina* (bis zu ca. 1 000 Ind./m<sup>2</sup>) in der fischfreien Gewässerstrecke der Waldnaab oberhalb der Ortschaft Naab (Ust. 9) möglicherweise durch den fehlenden Fischfraßdruck bedingt. Daß es sich hier nicht um einen zufälligen Einzelfall handelt, belegt die Untersuchung von SCHÖLL (1987), der an einigen fischfreien Gewässerstrecken des Nationalparks Bayerischer Wald ebenfalls stark erhöhte Abundanzen von räuberischen Planarien fand.

Einige kritische Bemerkungen, die sich für die Güteinstufungspraxis versauerter Fließgewässer und den Artenschutz ergeben, seien abschließend erlaubt. Versauerten Fließgewässern wird wegen des Fehlens von Saprobionten und des oft reichen Vorkommens von gegenüber organischer Verschmutzung empfindlichen Organismen wie Plecopteren u. a. die Güteklasse I und I-II zugeordnet. Wie die bisherigen Ausführungen gezeigt haben, weisen versauerte Fließgewässer deutliche ökologische Schädigungen auf, womit die bisherige Praxis der Güteinstufung nicht mehr gerechtfertigt ist und dringend einer Korrektur bedarf. Auch aus der Sicht des Artenschutzes ergeben sich durch Gewässerversauerung ernste Probleme. Von der Gewässerversauerung bedrohte Gewässer sind bzw. waren wegen ihrer geringen organischen Belastung in anthropogen dünn besiedelten Gebieten Rückzugsgewässer für vom Aussterben bedrohte Organismen, von denen viele Arten zu den säuresensiblen Arten zählen. So sind von den insgesamt 23 im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Tierarten der Roten Liste der Bundesrepublik Deutschland (ohne Vertebrata) (BLAB et al., 1984) 11 Arten als ausgesprochen säuresensibel einzustufen. Acht Arten sind mehr oder weniger säuresensibel. Lediglich vier Arten sind säuretolerant. Bei den in versauerten Fließgewässern häufig vorkommenden Arten handelt es sich dagegen oft um ubiquitäre, euryöke und damit anpassungsfähige Arten, die auch in nicht versauerten Gewässern vorkommen und die daher nicht schützenswert sind.

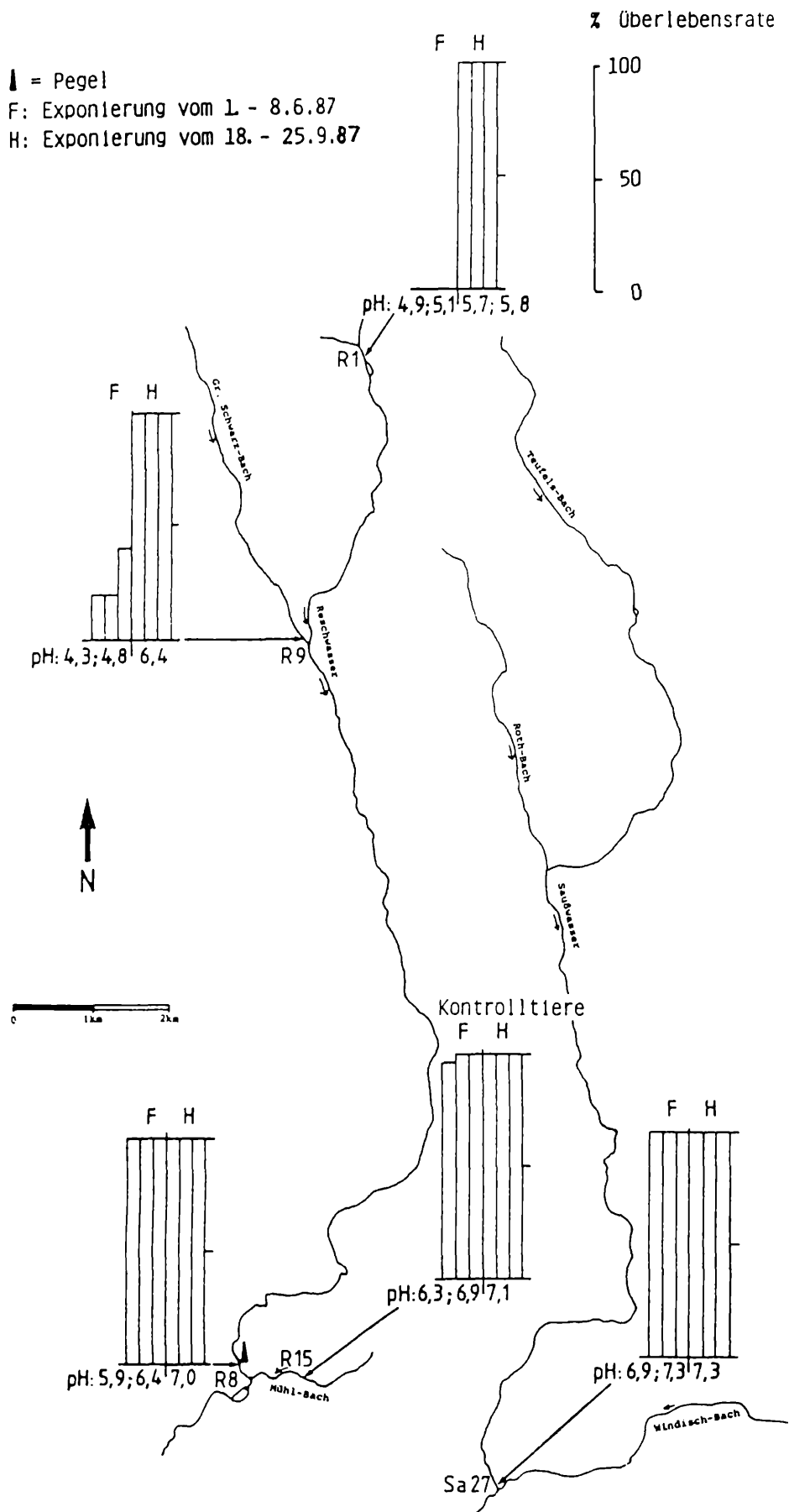
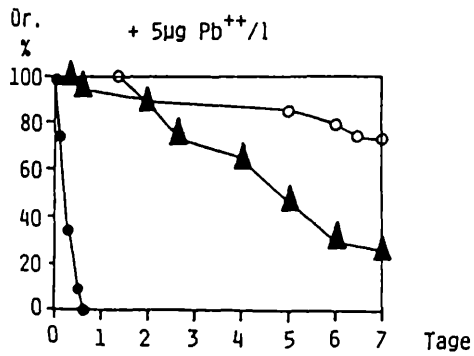
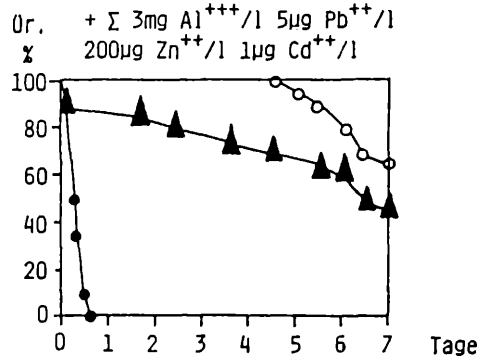
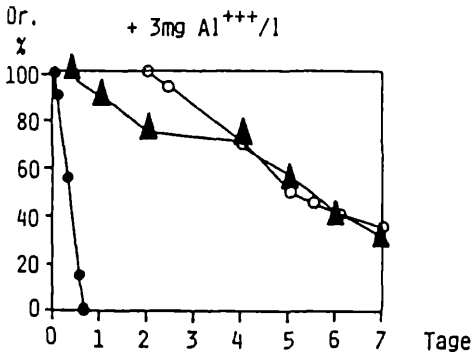
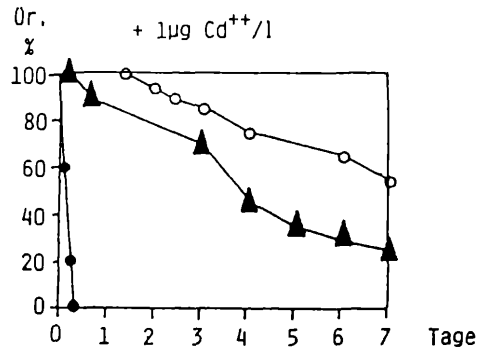
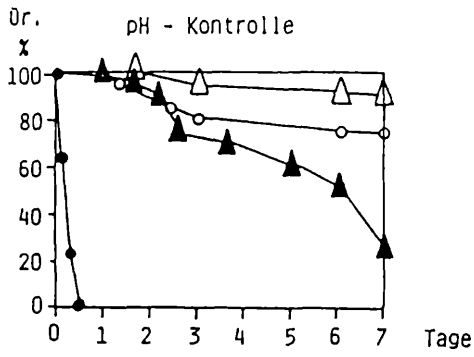


Abbildung 6

*Gammarus fossarum*, Überlebensrate nach 7-tägiger Exponierung im Resch- und Saubwassersystem



Zeichenerklärung:

- — ● — ● pH 3,5
- ▲ — ▲ — ▲ pH 4,5
- — ○ — ○ pH 5,5
- △ — △ — △ unbehandeltes Reschwasser pH 6,9 - 7,3

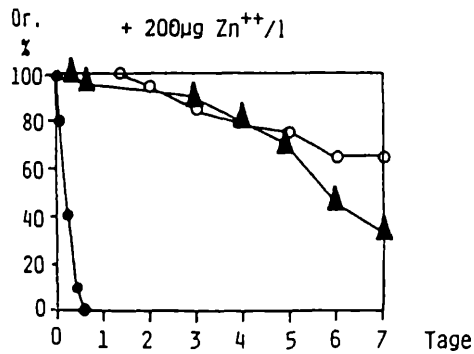


Abbildung 7

*Gammarus fossarum*, Überlebensrate (Ür.) in Reschwasser bei unterschiedlichen pH-Werten und Zusätzen von verschiedenen Metallen

#### 4. Literatur

- ALLARD, M. and G. MOREAU (1987): Effects of experimental acidification on a lotic macroinvertebrate community. – *Hydrobiologia* 144, 37-49.
- BAUER, G. und L. EICKE (1986): Pilotprojekt zur Rettung der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera* L.). – *Natur und Landschaft* 61, 140-143.
- BAUER, G. und W. THOMAS (1980): Die Ursachen für den Rückgang der Flußperlmuschel im Fichtelgebirge und Maßnahmen für ihren Schutz. – *Natur und Landschaft* 55, 100-103.
- BAUER, G. und H. ZWÖLFER (1979): Untersuchung zur Bestandssituation der Flußperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) in der Oberpfalz und im Bayerischen Wald. – Schlußbericht des LS Tierökologie der Universität Bayreuth an das Bayerische Landesamt für Umweltschutz.
- BAUER, J.; R. LEHMANN; A. HAMM (1988): pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Deposition und ökologische Aspekte der Gewässerversauerung; in: Gewässerversauerung im nord- und nordostbayerischen Grundgebirge. Bericht der Bayer. Landesanst. f. Wasserforschung, München.
- BLAB, J.; E. NOWAK; W. TRAUTMANN; H. SUKOPP (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland, 4. Auflage, Kilda-Verlag, Greven, 270 S.
- BOHL, E. (1987): Gewässereigenschaften als Voraussetzung für den Erhalt von Flußkrebbsbeständen. Vortrag auf der Tagung Alpen-Fisch, Innsbruck.
- BREHM, J. und M. P. D. MEIJERING (1982): Zur Säure-Empfindlichkeit ausgewählter Süßwasser-Krebse (*Daphnia* und *Gammarus*, Crustacea). – *Arch. Hydrobiol.* 95, 17-27.
- HALL, R. J.; C. T. DRISCOLL; G. E. LIKENS (1987): Importance of Hydrogen ions and aluminium in regulating the structure and function of stream ecosystem: an experimental test. – *Freshwater Biology* 18, 17-43.
- HAVAS, M. and T. C. HUTCHINSON (1982): Aquatic Invertebrates from the Smoking Hills, N. W. T.: Effect of pH and metals on mortality. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, 890-903.
- MEINEL, W.; U. MATTHIAS und S. ZIMMERMANN (1985): Ökophysiologische Untersuchungen zur Säuretoleranz von *Gammarus fossarum* (KOCH). – *Arch. Hydrobiol.* 104, 287-302.
- OMEROD, S. J.; P. BOOLE; C. P. MCCAHERN; N. S. WEATHERLEY; D. PASCOE; R. W. EDWARDS (1987): Short-term experimental acidification of a Welsh stream: comparing the biological effects of hydrogen ions and aluminium. – *Freshwater Biology* 17, 341-356.
- SCHÖLL, F. (1987): Limnofauna des Nationalparks Bayerischer Wald unter besonderer Berücksichtigung der Gewässerversauerung; Diss. Universität Bonn, 176 S.

#### **Anschrift des Verfassers:**

Dr. Johannes Bauer  
Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung  
– Versuchsanlage Wielenbach –  
Demollstr. 31  
D–8121 Wielenbach

# Auswirkungen der Gewässerversauerung auf die Fischfauna

Rudolf Hoffmann

## 1. Einleitung

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

**Tabelle 1**

**Bayerischer Wald: Herbstabfischung**

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

(+) = 1-2 Exemplare

+ = vereinzelt

++ = häufig

Rf = Regenbogenforelle

Bf = Bachforelle

BS = Bachsaibling

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

## 2. Fischfauna in Nordostbayern

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

**Tabelle 2**

**Bayerischer Wald: Frühjahrsabfischungen**

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

**Tabelle 3**

**Oberpfälzer Wald**

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

**Tabelle 4****Fichtelgebirge: Herbstabfischungen**

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

**Tabelle 5****Frankenwald**

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



**Tabelle 6**

**Erbrütung von frisch befruchteten Bachforelleneiern in der Kleinen Deffernik und im Hochfallbach.**

**Zeitraum: 19.2.-29.4.86** (Expositionsreihe 2); **21.4.-5.5.86** (Expositionsreihe 3).

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

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

SCHERL (1987) erklären dies mit der veränderten Benthos-Besiedlung, ein Befund, der auch von BUTZ und RYDLO (1987) an versauerten Fließgewässern in Österreich gestützt wird. Der Zustand der Fischfauna läßt sich somit zusammenfassend als parallel zur pH-Abnahme rückläufig charakterisieren, wofür neben einem verminderten Nahrungsangebot auch Störungen im Fortpflanzungsgeschehen, wofür der fehlende Mittelbau spricht, beitragen.

**3. Ursachen für den Rückgang der Fische**

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

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

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

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

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

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

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

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

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

**Tabelle 7**

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

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

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

## Literatur

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

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

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

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

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

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

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

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

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

KÜGEL, B. (1984):

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

KÜGEL, B. (in press):

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

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

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

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

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

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

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

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

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

ROBERTS, K. S., CRYER, A., KAY, J., SOLBE, J. F. de L. G., WHARFE, J. F., SIMPSON, W. R. (1979):

The effects of exposure to sublethal concentrations of cadmium on enzyme activities and accumulation of the metal in tissues and organs of rainbow and brown trout. – Comp. Biochem. Physiol. 62, 135-140.

THIEM, R. (1967):

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

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

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

#### **Anschrift des Verfassers:**

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

# Auswirkungen der Gewässerversauerung auf das Kiemengewebe von Fischen

Theresia Fischer-Scherl

## 1. Einleitung

Die Kiemen der Fische üben mehrere Funktionen aus, von denen einige bei den höheren Wirbeltieren von der Niere übernommen wurden. Ihre Aufgaben beinhalten den Gasaustausch, die Osmoregulation, die Ausscheidung von Stickstoffverbindungen und die Aufrechterhaltung des Säure-Basen-Gleichgewichtes. Wegen ihrer leicht zugänglichen oberflächlichen Lage und ihrer großen Oberfläche sind die Kiemen in der Regel ein Hauptangriffspunkt für schädigende Stoffe im Wasser. Vor allem bei akuten Geschehen stellen die Kiemen den ersten Angriffspunkt dar. Morphologische Veränderungen, d. h. Änderungen in der Struktur und deren Ausmaß können dann für die Bewertung schädigender Stoffe herangezogen werden.

Zahlreiche Experimente wurden im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung und deren Einfluß auf den Fisch in der Vergangenheit durchgeführt. Bei den meisten davon handelte es sich um Laborversuche, in denen ein multifaktorielles Geschehen wie es im Freiland gegeben ist nicht nachvollzogen werden konnte. Dabei haben wir aber auch gerade von Vorrednern gehört, daß im Labor gewonnene Ergebnisse nicht zwangsläufig auf das Freiland übertragbar sind. Auf den pH-Wert bezogen, ermittelten MUNIZ und LEIVESTAD (1980 a), daß in natürlich versauerten Fließgewässern bereits höhere pH-Werte für den Fisch toxisch sind, als im Labor unter künstlichen Bedingungen ermittelte Werte.

Unsere Frage bei den Untersuchungen war, wie stellt sich die Kiemenmorphologie von Fischen im Freiland dar, wo eine Fülle von Faktoren auf die Kiemen einwirken. Wie reagieren die Kiemen bei akutem Versauerungsgeschehen und wie bei chronischer Versauerung.

## 2. Morphologie der normalen gesunden Kiemen

Zur Erfassung morphologischer Kriterien und Reaktionsmuster im Kiemengewebe, wurden Kiemen von Bachforellen (*Salmo trutta*) und Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis*) bei verschiedenen Abflußgeschehen licht- und elektronenmikroskopisch untersucht. Als Kontrolle diente Kiemengewebe von Bachforellen und Bachsaiblingen aus einem mineralarmen, nicht versauerten Bach aus dem Bayerischen Wald.

Die Grundstruktur der Kiemen besteht aus den Kiemenbögen, auf denen jeweils zwei Reihen von sogen. Primärlamellen sitzen. Diese Primärlamellen tragen wiederum zwei alternierende Reihen von Sekundärlamellen, die in allen Richtungen vom Medium Wasser umspült werden. Die Sekundärlamellen bestehen aus einem Netzwerk

von miteinander kommunizierenden Blutlakunen, die von den fingerartig verzahnten Stütz- (Pfeiler- oder Pillar-)zellen begrenzt werden. Eine deutliche Basalmembran trennt schließlich die Blutlakunen vom sogen. respiratorischen Epithel, welches aus 2 Zellschichten besteht. Dieses respiratorische Epithel steht im Kontakt mit dem Medium Wasser, und in den dazugehörigen Zellen laufen die wichtigen Funktionen der Kiemen ab. Die 2 Zellschichten liegen eng aufeinander, so daß die Diffusionsstrecke für den Sauerstoff vom Medium Wasser ins Medium Blut in den Blutlakunen möglichst gering gehalten ist.

Neben den üblichen Epithelzellen finden sich auch spezialisierte Zellen im Kiemenepithel.

Vereinzelt sind ein oder zwei Schleimzellen in das resp. Epithel eingestreut. In geringen Mengen sezerniert, erfüllt das Sekret der Schleimzellen wichtige Funktionen. So dienen Schleimsubstanzen als Schutz gegen mechanische Abnutzung, Parasiten, Pilze und andere schädigende Agentien; daneben unterstützen sie aber auch die Diffusion der Atemgase und sind als Träger von Immunglobulin von Bedeutung.

Als weitere spezialisierte Zellen findet man die sogen. Chloridzellen oder auch ionensezernierende Zellen genannt. Diese Zellen sind charakterisiert durch zahlreiche Mitochondrien und durch ihr ausgeprägtes endoplasmatisches Retikulum, das in Form eines reich verzweigten, dreidimensionalen Tubulussystems vorliegt. In den Chloridzellen sind Enzymsysteme lokalisiert, die u. a. den Austausch von Elektrolyten bewerkstelligen.

## 3. Untersuchungsergebnisse

Nach dieser Einführung in die Morphologie der normalen gesunden Kieme einer Forelle, sollen stellvertretend für die übrigen im Zusammenhang mit der Gewässerversauerung von uns befisheten Gewässern Kiemen von Bachforellen und Bachsaiblingen aus einem versauertem bzw. versauerungsgefährdetem Bach im Bayer. Wald bei verschiedenen Abflußgeschehen dargestellt werden.

Zur Übersicht die wichtigsten Wasserparameter:

	VERSAUERTER BACH		KONTROLLBACH	
	April	September	April	September
pH	4.9	6.2-6.5	6.2	6.5
Ca (mg/l)	1.75	2.2-3.3	2.25	4.7
Mg (mg/l)	0.8	0.9-1.2	0.9	1.1
Al (mg/l)	0.8	0.1	0.01	0.01
Leitfähigkeit (µS/cm)	41	34-36	31	38
Wassertemp. (°C)	5	5.0-8.5	5.5	8.2

### 3.1 Kiemenmorphologie der Kontrollfische

Die Kiemenmorphologie der Kontrollfische entspricht im wesentlichen zu beiden Abflußgeschehen sowohl im April bei Schneeschmelzwasserabfluß (pH 6.2, Al 0.01), als auch im Herbst bei Niedrigwasserabfluß (pH 6.5, Al 0.01) den eingangs beschriebenen gesunden Kiemen.

### 3.2 Kiemenmorphologie im April bei akutem Schneeschmelzabfluß

(akute Versauerung pH 4.9, Al 0.8 mg/l)

Bei der makroskopischen Betrachtung der Kiemen fällt bei einigen Fischen eine leicht schillernde Substanz an der Kiemenoberfläche auf. Die lichtmikroskopische Untersuchung der Kiemen zeigt, daß jeweils meist 3-4 einzelne Sekundärlamellen miteinander verklebt sind. Häufig sind die distalen Enden der Lamellen betroffen, vereinzelt erfolgt die Verklebung auch entlang der gesamten Lamellen. Bei stärkerer Vergrößerung wird sichtbar, daß sich auch das resp. Epithel von der Basalmembran gelöst hat, bei verklebten Lamellen, als auch bei freien.

Mit der PAS-Färbung, die speziell saure Mukopolysaccharide (Schleimsubstanzen) und damit auch die Schleimzellen darstellt, läßt sich klar erkennen, daß vermehrt Schleimzellen im respiratorischen Epithel vorhanden sind, und daß aus ihrer übermäßigen Schleimproduktion schließlich eine Verklebung der Sekundärlamellen resultierte. Außerdem wird erkennbar, daß vermehrt gebildete Schleimsubstanzen auch die Lamellen wie ein Band überdecken.

Bei der elektronenmikroskopischen Betrachtung wird deutlich, daß sich zwischen den Epithelzellen des resp. Epithels Spalten bilden und sich diese Zellen von der darunterliegenden Basalmembran ablösen.

In den Chloridzellen, die vereinzelt zwischen den Epithelzellen liegen, treten zahlreiche degenerierende Mitochondrien auf. Sie erscheinen deutlich dunkler und die Cristae mitochondriales aufgebrochen. Degenerierte Mitochondrien und dilatiertes endoplasmatisches Retikulum sowie elektronendichtes körniges Material liegen zusammengeballt, von einer Membran abgegrenzt, abgegrenzt von den übrigen Zellorganellen. Das Zytoplasma der Chloridzellen ist überdies stark vakuolisiert.

### 3.3 Kiemenmorphologie im September bei Niedrigwasserabfluß

(chronische Versauerung pH 6.2-6.5, Al 0.1 mg/l)

Die Morphologie der Kiemen von Fischen, die bei Niedrigwasserabfluß entnommen wurden, unterscheidet sich deutlich von jener im April.

Schleimzellen sind nur vereinzelt in den Sekundärlamellen anzutreffen und sie sind hauptsächlich auf das Epithel der Primärlamellen beschränkt. Die auffallendste morphologische Veränderung besteht in der hohen Anzahl von Chloridzellen im respiratorischen Epithel der Sekundärlamellen. Etwa 70 % der Zellen im respiratorischen Epithel werden von Chloridzellen gestellt. Aber nicht nur die Anzahl der Chloridzellen ist vermehrt, auch die Größe der Zellen und das Volumen. Durch die Hypertrophie der Chloridzellen kommt es in der Folge zu einer Annähe-

rung benachbarter Sekundärlamellen, z. T. mit engem Kontakt und Verklebung. Diese Kontakte werden entweder von Chloridzellen zweier benachbarter Sekundärlamellen gebildet oder von jeweils einer Chloridzelle und einer Epithelzelle. In Sekundärlamellen, die an diesen engen Kontakten beteiligt sind, treten ausgeweitete extrazelluläre Räume zwischen den Epithelzellagen auf. Lysosomale Strukturen, aufgeblähte Tubuli und Myelinfiguren – Strukturen, die auf eine Degeneration schließen lassen, werden vermehrt in diesen Zellen angetroffen, die an diesen engen Kontakten beteiligt sind. Der Großteil der Chloridzellen weist jedoch keine pathologischen Veränderungen auf.

## 4. Diskussion

Die dargestellten Veränderungen im Kiemengewebe der zu verschiedenen Abflußgeschehen untersuchten Fische, zeigen deutlich, daß das Kiemenepithel mit unterschiedlichen Mechanismen auf unterschiedliche Wasserparameter reagiert. Die Kiemenmorphologie zum Zeitpunkt der Schneeschmelze mit dem Bild der massiven Schleimproduktion, ist zurückzuführen auf eine synergistische Wirkung von niedrigem pH-Wert, d. h. erhöhte Protonenkonzentration, Anreicherung von Metallionen, insbesondere von Aluminium, und dem insgesamt niedrigen Ionengehalt im Wasser.

Das Auseinanderweichen der Epithellagen und die Ablösung des respiratorischen Epithels von der Basalmembran wird auch in Laborexperimenten mit Bachsaiblingen beobachtet, die Wasser mit einem pH-Wert von 5.2 ausgesetzt worden waren (DAYE und GARSIDE, 1976). Durch das Auseinanderweichen der Epithellagen wird die Diffusionsstrecke für Sauerstoff vom Medium Wasser zum Medium Blut in den Lakunen der Sekundärlamellen vergrößert. Damit wird aber auch der Austausch von Sauerstoff und die Abgabe von Ausscheidungsprodukten empfindlich behindert und gestört.

Die Hyperplasie der Schleimzellen und die daraus resultierende Anreicherung von Schleimsubstanzen ist eine weit verbreitete Reaktion der Kiemen auf verschiedenste schädigende Einflüsse, wie u. a. auch bei erhöhten Metallionen- und Protonenkonzentrationen (MALLAT, 1985). Die polyanionische Struktur des Schleims soll die Bindung von Kationen bewirken und so ihre Toxizität vermindern. Im vorliegenden Fall dürfte die erhöhte Aluminiumionenkonzentration den schädigenden Einfluß der vermehrten Protonenanzahl noch verstärkt und die übermäßige Schleimproduktion stimuliert haben. Neben der Schädigung des Kiemengewebes durch erhöhte Metallionengehalte im Wasser, ist jedoch auch die Akkumulation von Metallionen im Kiemengewebe nicht zu vernachlässigen (BUERGEL und SOLTERO, 1983; FISCHER-SCHERL et al. 1988). Mit der erhöhten Schleimproduktion versuchen sich die Kiemen gegen eine Noxe zu wehren. Ab einer bestimmten Dauer oder einer bestimmten Konzentration der Noxe schlägt die sonst positive Wirkung der Schleimsubstanzen ins Gegenteil um, und der Fisch droht an der überschießenden Schleimproduktion zu ersticken, wie im vorliegenden Fall ersichtlich wird.

DAOUST et al. (1984) beobachteten Verklebungen zwischen den Sekundärlamellen bei Regenbogenforellen, die letalen Konzentrationen eines Gemisches von anorganischem Kupfer und Quecksilber ausgesetzt waren. Sie führten dies auf eine Ladungsveränderung der Glykoproteine, die die Lamellen bedecken, zurück. Im vorliegenden Fall könnte die vermehrte Anwesenheit von Aluminiumionen und Protonen Ladungsveränderungen hervorgerufen haben.

Die Degenerationserscheinungen in den Chloridzellen, die beim Schmelzwasserabfluß beobachtet wurden, dürften ebenfalls auf die erhöhten Konzentrationen von Protonen und Aluminiumionen im Wasser und im Kiemengewebe zurückzuführen sein, wie auch Laborversuche zeigten (KARLSSON-NORRGREN et al., 1986; LEINO und McCORMICK, 1984). Chloridzellen reagieren sehr empfindlich auf Aluminium, da durch aluminiumreiches Wasser der aktive Aufnahmemechanismus von  $\text{Na}^+$ - und  $\text{Cl}^-$ -Ionen unterdrückt wird (STAURNES et al. 1984). Dieser Aufnahmemechanismus ist eng korreliert mit der Aktivität der Enzyme Carboanhydrase und  $\text{Na}^+\text{K}^+$ -ATPase (STAURNES et al., 1984). Das Enzym  $\text{Na}^+\text{K}^+$ -ATPase ist hauptsächlich am  $\text{Na}^+$  und  $\text{Cl}^-$ -Ionen Austausch beteiligt (LANGDON und THORPE, 1984). Ebenso findet sich in den Chloridzellen die Carboanhydrase, die wichtig für die  $\text{CO}_2$ -Exkretion ist (PERRY 1986).

Degenerative Vorgänge im Kiemenepithel lassen sich also als morphologisches Äquivalent für Imbalancen und Störungen im Elektrolythaushalt und Säure-Basengleichgewicht des Fisches betrachten.

Bei Niedrigwasserabfluß bei pH 6.2-6.5 und einer Al-Konzentration von 0.1 mg/l war im Vergleich zu den Kontrollkiemen und zu denen vom Schmelzwasserabfluß die Zunahme der Anzahl und der Größe der Chloridzellen auffallend. In Wasser mit neutralem pH-Wert, wird das Ionen-gleichgewicht über die aktiven Aufnahmemechanismen ausgeglichen. In versauertem Wasser dagegen wird eine Veränderung der Membranpermeabilität mit einem erhöhten Efflux an Ionen aus der Zelle beobachtet, während die aktive Aufnahme von Ionen oftmals gestört ist (MUNIZ, 1980b; McDONALD, 1983; ROSSELAND und SKOGHEIM, 1984). Durch Hypertrophie, also durch Vergrößerung der Zelle und durch Hyperplasie, der Vermehrung der Zellzahl, versuchen die Kiemen mit Hilfe der für den Elektrolytaustausch verantwortlichen Chloridzellen, den Verlust der Membranstabilität und damit den Verlust an Ionen auszugleichen.

Calcium-Ionen werden als Stabilisator für die Transportwege der Ionen angesehen (McWILLIAMS, 1983; HUNN, 1985). Wird Calcium vermehrt durch Antagonisten abgefangen, wozu z. B. Aluminium oder Protonen gerechnet werden, treten vermehrt Ionenverluste auf. Der Verlust an membrangebundenem Calcium wurde an Kiemen von Bachforellen aus saurem Wasser experimentell nachgewiesen (McWILLIAMS, 1983). In weichen Wasser tritt dabei ein verstärkter Verlust an Calciumionen auf. (McWILLIAMS, 1983). Dies erklärt also auch, warum Fische in weichem Wasser anfälliger gegenüber pH-Wertabsenkungen und erhöhten Metallionenkonzentrationen reagieren als in hartem Wasser.

BOLIS et al. (1984) haben zudem nachgewiesen, daß bei Säurestress (Bachforellen wurden einem pH von 4.0-4.5 ausgesetzt) erhebliche Veränderungen sowohl in der Zusammensetzung der Phospholipide und der Fettsäuren in den Kiememembranen der Fische auftreten, welche wiederum für Störungen in der Regulation des osmotischen Gleichgewichtes und des Gasaustausches mitverantwortlich gemacht werden können.

## 5. Zusammenfassung

Der Einfluß der Gewässerversauerung, d. h. erhöhte Protonen- und Metallionenkonzentrationen, auf das Kiemengewebe von Fischen läßt sich also folgendermaßen zusammenfassen:

Tritt eine Erhöhung von Protonen- und Metallionenkonzentrationen langsam und in geringem Maß auf, gelingt es den Kiemen sich durch verschiedene Mechanismen, wie z. B. der Vermehrung der Chloridzellen, an das veränderte Milieu anzupassen. Eine Schädigung der Zellorganellen bei über einen längeren Zeitraum vorliegenden subletalen Protonen- und Metallionenkonzentrationen im Wasser bzw. im Kiemengewebe kann jedoch nicht ausgeschlossen werden. Erfolgt ein rapider Anstieg in der Protonen- und Metallionenkonzentration, wie bei sogen. pH-Schocks, reagieren die Kiemen mit einer massiven Anbildung von Schleimzellen. Bei länger anhaltenden Vorgängen mit starken Konzentrationserhöhungen schlägt die ursprünglich als Schutz dienende Produktion von Schleimsubstanzen ins Gegenteil um, und die Fische ersticken letztendlich. Dazu kommt noch, daß auch andere Zellen des respiratorischen Epithels in ihrer Funktion gestört werden, woraus schließlich eine Störung oder gar ein Zusammenbruch des gesamten Elektrolyt- und Säure-Basenhaushaltes des Fisches resultiert.

## Literatur

- BUERGEL, P. M., SOLTERO, R. A. (1983): The distribution and accumulation of aluminium in rainbow trout following a whole - lake treatment. - J. Freshwat. Ecol. 2, 37-44.
- BOLIS, C. L., CAMBRIA, A., FAMA, M. (1984): Effect of acid stress on fish gills. In: Toxins, drugs and pollutants in marine animals. (eds. BOLIS, L., ZADUNAISKY, J., GILLES, R.); Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, p. 122-129.
- DAOUST, P. Y., WOBESER, G., NEWSTEAD, J. D. (1984): Acute pathological effects of inorganic mercury and copper in gills of rainbow trout. - Vet. Pathol. 21, 93-10.
- DAYE, P. G., GARSIDE, E. T. (1976): Histopathological findings in surficial tissues of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), exposed to acute and chronic levels of pH. - Can. J. Zool. 54, 2140-2155.
- FISCHER-SCHERL, Th., HOFFMANN, R. W., KÜGEL, B., MERK, G., MILLER, H. HOFFMANN, H. J. (1988): Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna; in: Gewässerversauerung im nord- und ostbayerischen Grundgebirge. - Bericht der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung, München, S. 281-385.
- HUNN, J. B. (1985): Role of calcium in gill function in freshwater fishes. - Comp. Biochem. Physiol. 82A, 543-547.

- KARLSSON-NORRGREN, L., DICKSON, W., LJUNGBERG, O., RUNN, P. (1986): Acid water and aluminium exposure: gill lesions and aluminium accumulation in farmed brown trout (*Salmo trutta*). – J. Fish Dis. 9, 1-9.
- LANGDON, J. S., THORPE, J. E. (1984): Response of the gill Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase activity, succinic dehydrogenase activity and chloride cells to saltwater adaption ion Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr and smolt. – J. Fisch Biol. 24, 323-251.
- LEINO, R. L., McCORMICK, J. H. (1984): Morphological and morphometrical changes in chloride cells of the gills of *Pimephales promelas* after chronic exposure to acid water. – Cell Tissue Res. 236, 121-128.
- MALLAT, J. (1985): Fish gill structural changes induced by toxicants and other irritants: a statistical review. – Can J. Fish. Aquat. Sci. 42, 630-648.
- McDONALD, D. G. (1983): The effects of H<sup>+</sup> upon the gills of freshwater fish. – Can. J. Zool. 61, 691-703.
- McWILLIAMS, P. G. (1983): An investigation of the loss of bound calcium from the gills of brown trout, *Salmo trutta*. – Comp. Biochem. Physiol. 74 A, 107-116
- MUNIZ, I. P., LEIVESTAD, H. (1980 a): Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L.; in: DRABLOES, D., TOLLAN, A. (eds.) Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.; Sandefjord, Norway, SNSF project, Oslo-As, p. 320-321.
- MUNIZ, I. P., LEIVESTAD, H. (1980 b): Acidification effects on freshwater fish; in: DRABLOES, D., TOLLAN, A. (eds.): Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip.; Sandefjord, Norway, SNSF project Oslo-As, p. 84-92.
- PERRY, S. F. (1986): Carbon dioxide excretion in fishes. – Can. J. Zool. 64, 565-572.
- ROSSELAND, B. O., SKOGHEIM, O. K. (1984): A comparative study on salmonid fish species in acid-aluminium-rich water. II. Physiological stress and mortality of one and two year old fish. – Inst. Freshwater Res. Drottingholm, Rep. No. 61, 186-194.
- STAURNES, M., SIGHOLT, T., REITE, O. B. (1984): Reduced carbonic anhydrase and Na-K-ATPase activity in gills of salmonids exposed to aluminium-containing acid water. – *Experientia* 40, 226-227.

**Anschrift des Verfassers:**

Dr. Theresia Fischer-Scherl  
 Institut für Zoologie und Hydrobiologie  
 der Ludw.-Max. Universität München  
 Kaulbachstr. 37  
 D – 8000 München 22





