

# Palökologische Untersuchungen an Sedimentkernen aus dem Rachelsee

Joanna Z. Kadlubowska u. Günther Michler

Inhaltsverzeichnis:	Seite
<b>1. Einleitung</b>	239
1.1 Problemstellung	239
1.2 Kenntnisstand	239
1.3 Kernentnahme und Untersuchungsmethoden	240
1.4 Untersuchungsgebiet	240
1.5 Verprobung und Laborarbeiten	242
<b>2. Ergebnisse</b>	242
2.1 Limnologische Charakteristika des Rachelsees	242
2.2 Allgemeine Charakterisierung des Sediments	243
2.3 Glühverlust	243
2.4 Karbonatgehalt	244
2.5 Stickstoff und Phosphor	244
2.6 Erdalkali- und Schwermetalle	245
2.6.1 Calcium und Magnesium	245
2.6.2 Aluminium	246
2.6.3 Schwermetalle	246
Eisen und Mangan	
Kupfer	
Nickel	
Blei und Cadmium	
Zink	
2.7 Altersdatierung	250
2.8 Beziehung Wasserkörper – Sediment – Umgebung	250
2.9 Palökologische Ergebnisse	250
<b>3. Diatomeenanalyse</b>	252
Tabelle 4: %-Anteil der Individuenzahl der Arten	253
Tabelle 5: Diatomeentaxa, die in den Präparaten mit großer Individuenzahl vorkommen	254
Tabelle 6: Diatomeentaxa, die nur einzeln vorkommen	258
<b>4. Zusammenfassung</b>	253
Summary	254
<b>5. Danksagung</b>	254
<b>6. Literaturverzeichnis</b>	259

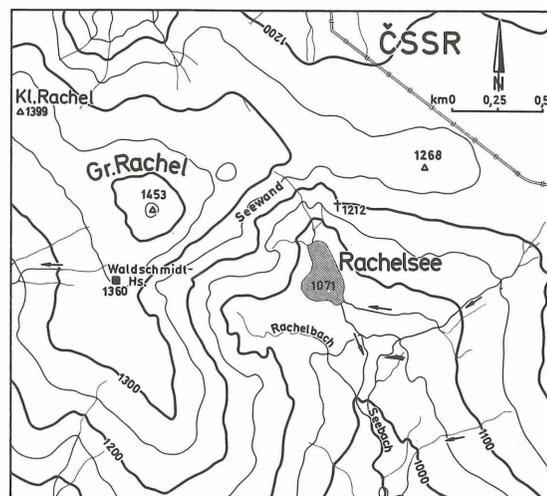
## 1. Einleitung

### 1.1 Problemstellung

Zahlreiche sedimentologische Arbeiten an Sedimentbohrkernen unserer Seen haben gezeigt, daß sich die nacheiszeitliche Seenentwicklung unter dem Einfluß geologischer, hydrologischer und klimatischer Veränderungen in der Zusammensetzung der Sedimente auf charakteristische Weise abzeichnet (ZÜLLIG 1956). Die Sedimentschichten können daher als „Dokumente“ dieser Veränderungen aufgefaßt werden (MÜLLER et al. 1977). Auch ökologische Veränderungen im Einzugsgebiet und – darüber hinaus – im regionalen und sogar globalen Bereich (z.B. klimatischer Art) können sich im Seesediment niederschlagen. In neuerer Zeit findet zunehmend Interesse, inwieweit sich zivilisatorische Einflüsse in den Seesedimenten verfolgen lassen.

Ziel dieses Beitrages ist es, neben den natürlichen Sedimentationsbedingungen auch die anthropogenen Einflüsse in ihrer zeitlichen Abfolge im See-einzugsgebiet kennenzulernen.

Der Rachelsee (Abb. 1) gehört zu den Seen Bayerns mit geringen direkten menschlichen Eingriffen – in früherer Zeit wegen seiner unzugänglichen Lage und in jüngerer Zeit wegen des Nutzungsverbot innerhalb des Nationalparks. Er bietet daher die Möglichkeit, den anthropogen verursachten Eintrag von Schadstoffen über die Atmosphäre abzuschätzen. Gleichzeitig soll anhand einer Analyse



**Abbildung 1**

**Der Rachelsee, einer der sieben noch nicht verlandeten, glazial geformten Karseen des Bayer. Waldes/Böhmerwaldes**

der Diatomeen im Sediment exemplarisch die pH-Geschichte von ungepufferten Seen deutscher Mittelgebirge rekonstruiert werden.

### 1.2 Kenntnisstand

Da ein See und sein Sediment in vieler Hinsicht Spiegel des Einzugsgebietes sind, ist die Kenntnis

der geologischen, morphologischen, hydrologischen, klimatischen und biotischen Gegebenheiten eine wichtige Voraussetzung.

Der Nationalpark Bayerischer Wald wurde 1969 u.a. mit dem Auftrag an die Wissenschaft gegründet, in seinem Gebiet Forschung zu betreiben. Dank zahlreicher Forschungsarbeiten im Nationalparkgebiet steht mittlerweile eine umfangreiche Literatur zur Verfügung, u.a. die Veröffentlichungen des Nationalparkamtes (HAUNER 1980, NOACK 1979, PETERMANN u. SEIBERT 1979, ELLING et al. 1979). Mehrere naturwissenschaftliche Diplom-Arbeiten lieferten ebenfalls wertvolle Erkenntnisse (z.B. HECKER 1982 – Forstwissenschaften). Die jüngere Sedimentgeschichte des Rachelsees wurde im Rahmen einer Diplomarbeit an der Fachhochschule München anhand eines 60 cm langen Bohrkerns untersucht (NIRSCHL 1983). Ein Teil der Untersuchungen von 2 Bohrkernen aus dem Rachelsee durch das Geographische Institut München führte ebenfalls zu einer Diplomarbeit (ROSENBERGER 1985).

### 1.3 Kernentnahme und Untersuchungsmethoden

Die vier Sedimentkerne wurden im Oktober 1983 mit einem modifizierten Großrammkolbenlot (ZÜLLIG 1956) entnommen. Als Rammlot diente ein 6 m langes Stahlrohr, in dem als Sedimentbehälter ein ebensolanges PVC-Rohr von 36 mm Weite eingeschlossen war.

Die PVC-Rohre wurden anschließend im Labor aufgeschnitten und cm-weise verprobt. Das Untersuchungsprogramm umfaßte die Bestimmung des Wassergehaltes, des Glühverlustes, des Karbonat-, Phosphat- und Stickstoffgehaltes. Von Kern 3 wurden außerdem Königswasseraufschlüsse für Schwermetallanalysen sowie Aufschlüsse für die Pollenanalyse (Acetolyse und HF-Aufschluß) durchgeführt.

### 1.4 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im Hochlagenbereich des Inneren Bayerischen Waldes, innerhalb des Nationalparks „Bayerischer Wald“ nahe der Staatsgrenze zur Tschechoslowakei. Der 3,74 ha große Rachelsee liegt hier in 1071 m ü. NN in der NO-Ecke des 1969 geschaffenen ersten deutschen Nationalparks. Er hat ein Einzugsgebiet von ca. 2 km<sup>2</sup> und eine maximale Wassertiefe von 13,5 m. Der Rachelsee ist – genetisch gesehen – ein eiszeitlich geformter Karssee, der talwärts zusätzlich durch einen Moränenwall aufgestaut ist. Entsprechend ist sein Seebecken gegliedert in die hintere, tiefere Karmulde, die von der 300 m aufragenden Karwand begrenzt wird, und den vorderen, flachen Zungenteil.

Wie auch die anderen höchsten Erhebungen des Bayerischen Waldes war auch der Rachel (1453 m) im Würm-Glazial vergletschert. Dabei war der Rachelsee-Gletscher einer der Gletscherströme, die vom Rachel ausgingen. Er setzte sich aus zwei Teilgletschern zusammen. Der östliche Eisstrom kam aus der Rachelseewand und schürfte das Rachelseebecken aus, der westliche Strom kam aus dem Kar östlich des heutigen Waldschmidthauses. Dieser bildete den „Alten See“ und den „Stausee“, die beide heute vermoort sind (HAUNER 1980).

Als Beweis dafür, daß sich beide Gletscherströme zu einer gemeinsamen Zunge vereinigt haben, gilt die unterste, in ca 810 m ü. NN und rd. 1400 m vom Abfluß des Seebaches aus dem Rachelsee talwärts gelegene Endmoräne. Ihre durchgehende Wallform ist noch deutlich erkennbar. Sie setzt sich in der linken äußeren, 15-20 m hohen Seitenmoräne fort. Innerhalb dieses äußeren Moränenkranzes, der den weitesten Gletschervorstoß markiert, sind – während kurzer Unterbrechungen des Abschmelzvorganges – in dichter Folge Stadialmoränen entstanden.

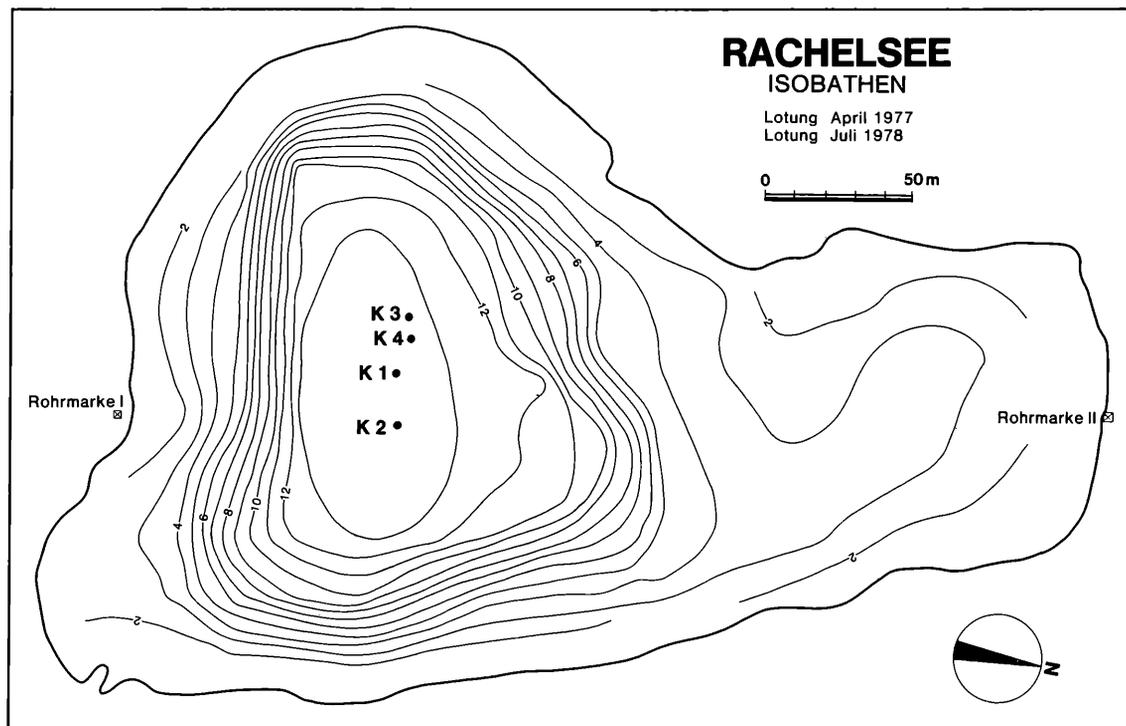
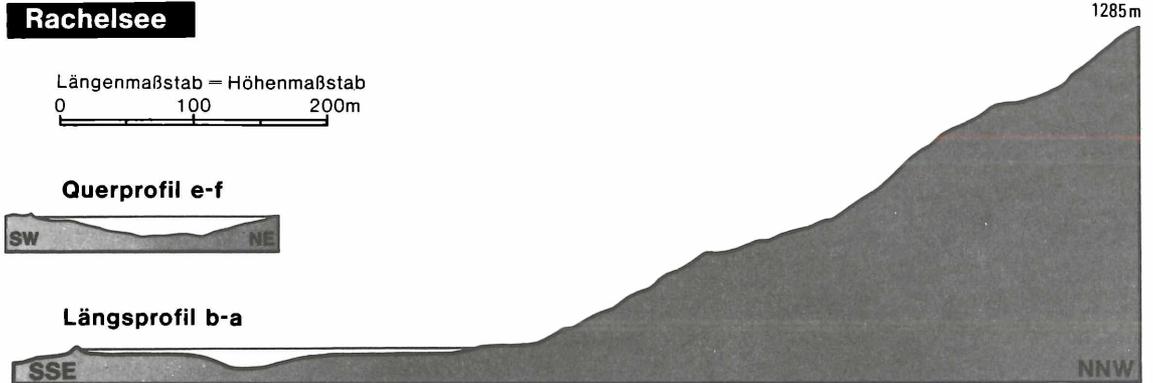


Abbildung 2

Vereinfachte Isobathenkarte des Rachelsees mit den Kernentnahmestellen K 1 bis K 4

**Abbildung 3**

**Profil durch das Karbecken des Rachelsee, der im SSE zusätzlich durch eine Moräne abgedämmt wird.**

Während eines späteren Rückzugsstadiums zerfiel der Gletscher wieder in zwei Zungen; die östliche davon schuf bei ihrem Abschmelzen das vordere Moränenbecken des Rachelsees. Den Beweis für diesen Zerfall in zwei Zungen bildet die Mittelmoräne zwischen den Teilgletschern, die im Gelände gut erkennbar ist (ELLING et al. 1979).

Das ca. 2 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet des Rachelsees ist vorwiegend aus Graniten und Gneisen sowie deren Verwitterungsprodukten aufgebaut (= kristallines Einzugsgebiet). Das Klima gilt allgemein als rau („Drei Vierteljahr Winter, ein Vierteljahr kalt“), rauher als es der Höhenlage entspräche. Die Ursache für den mehr oder weniger großen Schneereichum (in den Kammlagen bis zu 3 m) liegt in der pendelnden Grenzlage zwischen den maritimen und kontinentalen Einflüssen. Im Sommer liegt das Gebiet häufig im Stau der von Westen auflaufenden Fronten und wird zusätzlich durch Vb-Wetterlagen mit Niederschlag versorgt.

Aus diesem Großklima gliedern sich klimatische Kleinformen heraus, die sich aus den unterschiedlichen Geländeformen und Expositionsunterschieden im Höhenbereich zwischen 700 und 1450 m ergeben. Eine Gliederung der „Kleinklimazonen“ über die natürliche Waldgesellschaft zeigt NOACK 1979:

Die Nordgrenze des Einzugsgebietes des Rachelsees ist Teil der Wasserscheide zwischen Donau (Kleine Ohe) und Elbe (Moldau). Die Bäche haben meist kein ausgeglichenes Gefälle. Im ehemals glazialen Nährgebiet zeigen die Bäche mehr ein konkaves, im Zehrgebiet mehr ein konvexes Profil.

Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt erfolgten im Laufe des 19. Jh. durch die Anlage zahlreicher Triftkanäle und Schwellwerke. nach LEYHÄUSER (HAUNER 1980) fällt die Errichtung des Rachelseeschwellwerkes, das eine Seespiegelanhebung um 1 m brachte, in das Jahr 1835. Bis 1874 kamen noch einige Schwell- und Triftkanäle hinzu, doch bereits Anfang des 20. Jh. hat das Holztriftsystem seine Bedeutung verloren.

Der Rachelsee selbst wird permanent durch 2 Bäche gespeist, die im Bereich der Seewand einmünden. Nach stärkeren Regenfällen erhält er zusätzlich Wasser aus mehreren kleinen Rinnen rund um den See und aus 2 ehemaligen Triftkanälen, von denen der eine am westlichen Ufer, der andere am südöstlichen Ufer einmündet. Die Entwässerung erfolgt über den Seebach (ROSENBERGER 1983). Die unterirdische Speisung spielt wegen der geringen Grundwasserspeicherkapazität des Gesteinsuntergrundes eine untergeordnete Rolle (BAUBERGER 1977).

**Tabelle 1**

**Vegetation in den verschiedenen Höhenstufen** (aus NOACK, E.-M., 1979, S. 17).

	<u>Geländegliederung</u>	<u>Weiser-Vegetation</u>	<u>Landschaftselement</u>
1500 m			
1400 m		Latschen, Spirken, Wollgras	Hochmoor
1300 m	BERGFICHTENWALDREGION	Vogelbeere, Bärlapp, Soldanelle	Blockfeld
	Hochlage	18 %	
1200 m	<hr/>		
1100 m	Obere Hanglage	33 %	Karsee
1000 m	BERGMISCHWALDREGION	Weißtanne, Rotbuche, Fichte, Ahorn, Ulme, Esche	
900 m	<hr/>		
	Untere Hanglage	28 %	Vogelkirsche, Eibe
800 m	<hr/>		
700 m	AUFICHTENWALDREGION	Birke, Erle, Torfmoose Preiselbeere	Moor
	Tallage 21 %		

**Tabelle 2****Übersicht der klimatischen Höhenstufen** aus PETERMANN et al. (1979, S. 14)

Höhenstufe	Höhenbereich mNN	Jahresmittel der Luft- temperatur Grad C	Spätfrost- gefahr (Art der Fröste)	Jahressumme des Nieder- schlages	Nebelnieder- schlag	Mittlere Schneedeck- zeit
Hochlage	Untergrenze bei 1060- 1250 m	3,0-4,5° C	gering (Strahlung + Advektion)	ca. 1300- 1800 mm	bedeutend	ca. 7 Monate
Obere Hanglage	Obergrenze zwischen 1060 m und 1250 m Untergrenze 900 m	4,5-5,5° C	gering (Advektion)	ca. 1200- 1500 mm	nach oben zunehmend	ca. 5-6 Monate
Untere Hanglage	Obergrenze 900 m Untergrenze 690-900 m	5,5-6,5° C	gering (Strahlung + Advektion)	ca. 1100- 1400 mm	unbedeutend	ca. 5 Monate
Tallage mit nächtlichem Kaltluftstau	Flache Zone von 10-40 m Mächtigkeit über der Tal- sohle. Obergrenze zwischen 690 u. 1120 m	im unteren Bereich 5,0-6,0° C  in höheren Lagen weniger.	groß (Strahlung)	ca. 1100- 1300 mm	unbedeutend	ca. 5-6 Monate

### 1.5 Verprobung und Laborarbeiten

Wegen der Länge des gesamten Bohrgestänges (7,2 m) konnte das Sedimentrohr nach dem Hochziehen vom Seeboden nicht in senkrechter Position belassen, sondern mußte in die Horizontale gekippt werden. Dadurch werden bei dieser Entnahmemethode leider die oberflächennahen Sedimentschichten je nach Wassergehalt mehr oder weniger verspült. Andererseits läßt sich nur mit dieser Methode der Einsatz eines 8-9 m hohen „Bohrturmes“ vermeiden, der jede Bohraktion zu einem aufwendigen und teuren Unternehmen machen würde.

Die in einem PVC-Rohr von 3,6 cm Durchmesser eingeschlossenen Sedimentkerne wurden im Labor aufgeschnitten und der Länge nach im Querschnitt halbiert. Kern 3 wurde bis zu einer Tiefe von 247 cm im 2cm-Abstand verprobt, der Rest bis 290 cm in 1cm-Abständen, Kern 4 bis 92 cm im 1cm-Abstand, der Rest bis 349 cm in 2cm-Abständen (ROSENBERGER 1983).

Zur Bestimmung des Wassergehaltes wurde über die gesamte Länge von Kern 3 jede 6. Naßprobe in ein Schälchen gefüllt, abgewogen und über Nacht bei 105°C getrocknet. Nach erneutem Wiegen der getrockneten Proben wurde der Wassergehalt in % des Naßgewichtes ermittelt.

Der Gehalt der organischen Substanz wird in der Regel pauschaliert durch den Glühverlust ausgedrückt. Hierzu wurden sämtliche Proben zunächst gemörsert, dann im Muffelofen 1 Stunde lang bei 450°C geglüht. Der dabei auftretende Glühverlust (der verbrannte organische Anteil der Probe) wird in % der Einwaage angegeben.

Bei der Karbonatbestimmung nach Scheibler wird die Zersetzung kohlensaurer Salze mit Salzsäure unter Entstehung von CO<sub>2</sub> quantitativ manometrisch gemessen. Bei Kern 3 wurde der Karbonat-

gehalt an 16 Proben, bei Kern 4 an 15 Proben – verteilt über die gesamte Kernlänge – bestimmt.

Der Stickstoffgehalt wurde an Kern 3 aus 14 Proben nach Kieldahl bestimmt. Der Phosphatgehalt von 8 Proben aus Kern 3 und 12 Proben aus Kern 4 wurde nach der Extraktionsmethode und Zugabe von Molybdatreagenz photometrisch gemessen.

Zur Bestimmung der Metallkonzentrationen im Sediment wurde die Flammenphotometrie und die Atomabsorptionsspektrometrie eingesetzt. Voraussetzung dafür ist das Vorhandensein der nachzuweisenden Elemente in einer löslichen Form. Hierzu wurden ca. 150 mg Substrat mit 10 ml Königswasser und 1 ml Perhydrol versetzt und in Quarzröhrchen ca. 15 min. auf Siedetemperatur (ca. 200°C) gekocht. Die Aufschlußflüssigkeit wurde abfiltriert und mit aqua bidest. auf 100 ml aufgefüllt. Insgesamt wurden 113 Proben – verteilt auf die ganze Kernlänge von K 3 – aufgeschlossen.

Um Pollen auszuwählen zu können, muß man diese erst aus dem Substrat herauslösen. Da Pollen – eine „Laune der Natur“ – nahezu allen scharfen chemischen Agentien widerstehen, kann mit Essigsäureanhydrid und Schwefelsäure das störende Substrat entfernt werden. Bei Anwesenheit von viel silikatreichem Material (wie im Rachelsee-Sediment) muß dieses noch durch Flußsäure (HF) entfernt werden.

## 2. Ergebnisse

### 2.1 Limnologische Charakteristika des Rachelsees

Basierend auf einer Klassifikation von MÖLLER (1955), der die Grund- und Oberflächengewässer Süddeutschlands hinsichtlich der Konzentration der gelösten Substanzen betrachtet hat, sind die Kar-

seen des Bayerischen Waldes und ihre Gegenstücke auf der tschechischen Seite (Teufelssee, Schwarzer See) als „nährstoffarme Braunwasserseen“ anzusprechen, d.h. sie sind „dystrophe Seen“ mit niedrigen pH-Werten, einer braunen Farbe des Seewassers, Nährstoffarmut und einem Abdampfdruckstand kleiner 50 mg/l (MÖLLER 1955).

Mit einem pH-Wert um 4,5 zählt der Rachelsee zu den sauren Oberflächengewässern. Die hohe Konzentration an Wasserstoffionen ist das Ergebnis komplexer Wechselwirkungen zwischen Niederschlag und Kalkarmut des Einzugsgebietes. So weisen alle Quellen am Osthang des Großen Rachel einen sauren pH-Wert auf (bis pH 3,9 nach BAUBERGER 1977).

Die Sichttiefe in stark versauerten Gewässern wie dem Rachelsee ist – sofern sie nicht sehr humushaltig sind – stark erhöht (10-12 m) und erweckt den Eindruck eines sehr sauberen (wenngleich fast toten) Gewässers.

## 2.2 Allgemeine Charakterisierung des Sediments

Die Sedimentkerne 3 u. 4 aus dem Rachelsee (die Kerne 1 u. 2 wurden – da kürzer – nicht untersucht) lassen sich grob in zwei Abschnitte gliedern:

- Von der Sedimentoberfläche bis ca. 180 cm Tiefe ist das Sediment schwarzbraun, sehr plastisch und hat einen hohen organischen Anteil.
- Nach einem relativ kurzen Übergangsbereich ist das Sediment graubraun und stark tonig (geringer organischer Anteil), feinkörnig und ziemlich fest.

Das oberflächennahe Sediment weist einen schwachen Schwefelwasserstoffgeruch auf.

Die Sedimente des Schwarzen Sees auf der böhmischen Seite wurden 1930 von REISSINGER untersucht und als „Schwarzer Schlamm“ (oben) bzw. „Grauschlamm“ (unten) bezeichnet. Nach HELLMANN (1970) sollte Schlamm noch nicht als Sediment bezeichnet werden. Schlamm wird erst nach weiteren Umbildungen (die je nach Sauerstoffangebot verschieden ablaufen) zum Sediment. Nach dem von MERKT (1971) vorgeschlagenen Bestimmungsschlüssel für limnische Sedimente lassen sich beide Kerne etwa folgendermaßen gliedern:

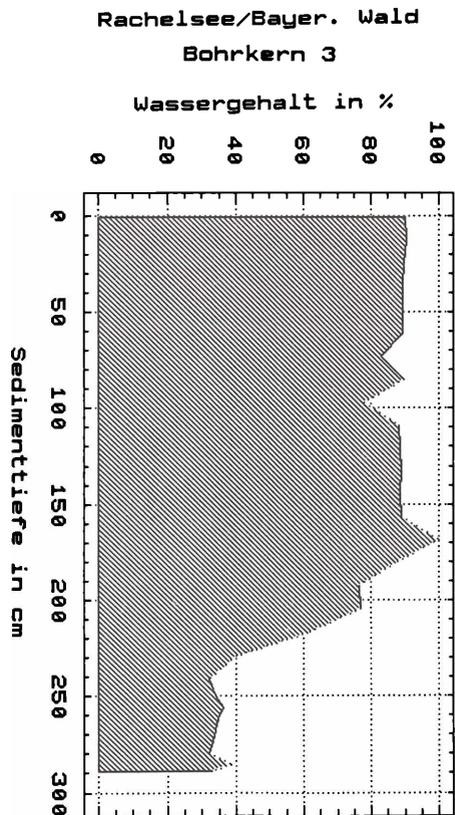
0-180 cm Limnohumit	
0-10 cm Limnopsephohumit	unzersetzte Nadeln u. Blätter
10-180 cm Grobdetritusmudde	
Feindetritusmudde	fein, schwarz
Sapropel	schmierig, H <sub>2</sub> S
180-240 cm Übergangsbereich	scharz-braun
ab 240 cm Limnominerit	Seeton, Seeschluff grau-braun

Von der Sedimentoberfläche bis ca. 200 cm Tiefe ist der Wassergehalt des Sediments mit 85-90 % ungewöhnlich hoch. Dadurch ist möglicherweise ständig Kontakt des Sedimentwassers mit dem Profundalwasser gegeben. Im übrigen bedeutet dies, daß in diesem Bereich für Analysezwecke nur eine geringe Menge festen Substrates zur Verfügung steht. Von etwa 240 cm bis zum Kernende schwankt der Wassergehalt zwischen 30-40 %.

Zwischen Wassergehalt und Glühverlust besteht eine enge Beziehung. Je organischer das Sediment, desto höher ist der Wassergehalt (vgl. Abb. 4).

## 2.3 Glühverlust

Der Verlauf der Glühverlustkurve (Abb. 5 u. 6) ist bei beiden Kernen sehr ähnlich. Von der Basis, dem Kernende, bis ca. 210 cm überwiegt deutlich der mineralische Anteil, der Glühverlust schwankt zwischen 2 und 10 %. Dieser Bereich ist der „Ältesten Dryas“ im Spätglazial zuzuordnen. Die Durchschnittstemperaturen lagen damals um 7-10 °C niedriger als heute. Das nahezu vegetationsfreie, durch die Arbeit des Eises schuttbedeckte Gelände lieferte viel anorganischen Eintrag in den See (Schwebstoff). Die Zunahme der organischen Substanz ab 210 cm dürfte auf die Erwärmungsphase des Bölling zurückzuführen sein. Die „Ältere Dryas“ oder Tundrenzeit mit ihrem subarktischen Klima macht sich in einer neuerlichen Zunahme des mineralischen Sedimentanteils bemerkbar, der bei Kern 3 (zwischen 200 cm und 190 cm) stärker ausgeprägt ist als bei Kern 4 (zwischen 190 und 180 cm). Von da an nimmt der Glühverlust (= organ. Anteil) wieder zu, bedingt durch die Alleröd-Zeit mit ihren gemäßigten subarktischen Klimaverhältnissen. Nach FIRBAS (1949/52) lag das Julimitel der Temperatur um 4 °C niedriger als heute. Eine erneute Verringerung des organischen Anteils (in Kern 3 zwischen 180 und 160 cm, in Kern 4 zwischen 170 und 165 cm) erfolgte in der „Jüngeren Dryas“, dem letzten Kälterückschlag des Spätglazials. Die Waldgrenze sank um 400-500 m gegenüber dem Alleröd. Im Anschluß daran erfolgt eine stetige Zunahme des Glühverlustes während des Präboreals hin zum Boreal, der postglazialen „Frühen Wärmezeit“.



**Abbildung 4**  
**Wassergehalt im Sedimentkern 3**

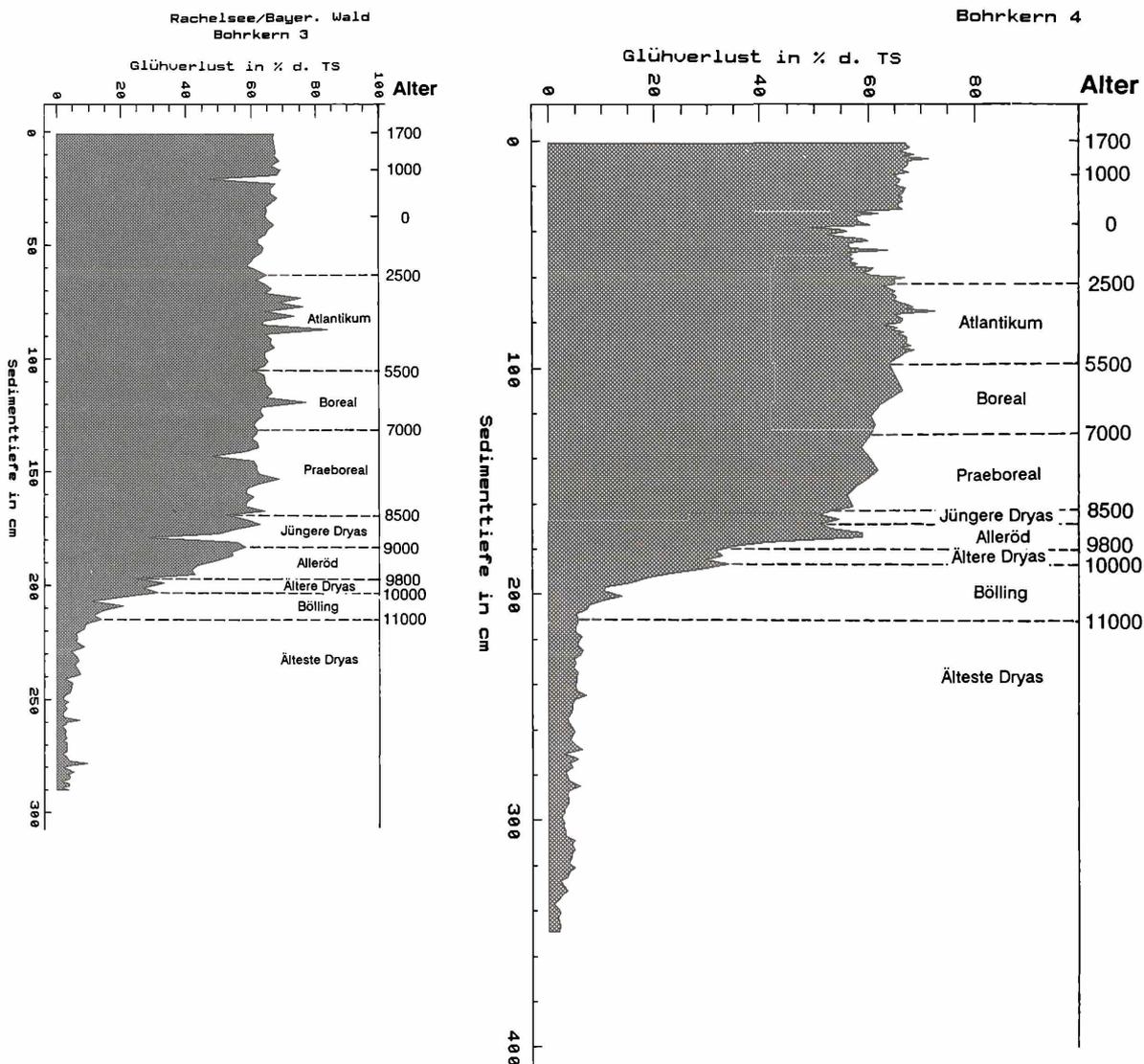


Abbildung 5 u. 6

Glühverlust (entspricht ca. dem Gehalt an organischer Substanz) von Kern 3 und 4 mit Angabe der ungefähren Sedimentalter

Vereinzelte Minimumwerte, die in praeborealen und borealen Schichten auftreten, sind möglicherweise durch Rutschungen oder besondere Abflußereignisse zu erklären. Bis zum Höhepunkt der postglazialen Wärmezeit, dem Atlantikum, steigt der organische Anteil (100-65 cm) bis zu 80 % an. Zur Sedimentoberfläche hin nimmt der Glühverlust wieder etwas ab und pendelt sich auf Werte zwischen 65 und 70 % ein.

#### 2.4 Karbonatgehalt

Die Karbonatbestimmung nach SCHEIBLER brachte für die beiden Kerne trotz Wiederholung der Analysen recht unterschiedliche Ergebnisse. Da neben CO<sub>2</sub>-Entwicklung auch andere Gase, z.B. Schwefelgase, mit dieser Methode gemessen werden, dürfte der H<sub>2</sub>S-Gehalt des Sediments für diese unstimmgigen Ergebnisse verantwortlich sein.

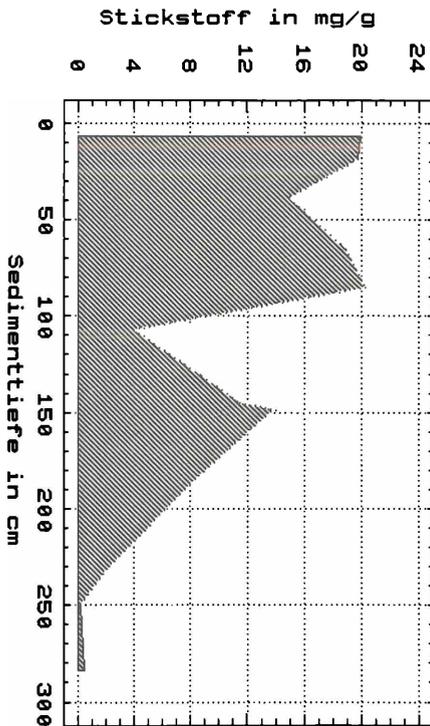
#### 2.5 Stickstoff und Phosphor

Beim Stickstoff-Eintrag (Abb. 7) in den Rachelsee spielt wahrscheinlich das Fallaub, das aus dem Einzugsgebiet eingespült oder eingeweht wird, eine große Rolle. Zwischen 250-150 cm, also in der Äl-

testen Dryas bis zum Praeboreal, hat sich mit der allmählichen Temperaturerhöhung die Vegetationsdichte vergrößert und damit wurde auch mehr Biomasse in den See gespült. Die Abnahme des Stickstoffgehaltes zwischen 160-105 cm könnte durch erhöhten Verbrauch von Nitrat für das Pflanzenwachstum während des Boreals erklärt werden, was zunächst zu einem Stickstoffdefizit führte. Das kräftige Pflanzenwachstum bis zum Höhepunkt des Atlantikums (Eichenmischwaldzeit) läßt sich mit der kräftigen Stickstoff-Zunahme zwischen 105-80 cm korrelieren. Eine befriedigende Erklärung für den Verlauf der Stickstoff-Kurve kann jedoch bislang nicht gefunden werden.

Im Gegensatz zum Stickstoff-Kreislauf, der auch eine Gasphase beinhaltet, ist der Phosphor-Kreislauf auf Verbindungen im festen und gelösten Zustand beschränkt. Der größte P-Vorrat liegt in den P-führenden Gesteinen, wie z.B. Apatit (Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>(OH, F, Cl), gebunden vor. Der Apatit ist ein sehr häufiges Mineral im ostbayerischen Grundgebirge.

In natürlichen Gewässern ist der Kreislauf der verschiedenen Phosphorformen abhängig von der Temperatur, der Sauerstoff-Konzentration und



**Abbildung 7**  
Stickstoffgehalt in Kern 3 des Rachelsees

dem pH-Wert des Wassers sowie von dem Eisen-, Mangan- und Aluminium-Gehalt im Sediment. Im sauren Milieu – wie dem des Rachelsees – geht der Phosphor mit den im Sediment vorhandenen Hydroxiden dieser Metalle ziemlich rasch in eine schwermobilisierbare Form über. Die dabei entstehenden Fe-, Mn- und Al-Phosphate werden im Sediment abgelagert (FINCK 1976).

Da der Rachelsee an der Sedimentoberfläche einen sauren pH-Wert aufweist und im Freiwasser ein geringer Phosphor-Gehalt vorliegt (WASSERWIRTSCHAFTSAMT PASSAU), ist eine adsorptive Bindung des Phosphors an hydratisierte Metallhydroxide sehr wahrscheinlich. Das bedeutet, daß auch beim Rachelsee Phosphor der wachstumsbegrenzende Minimumfaktor ist.

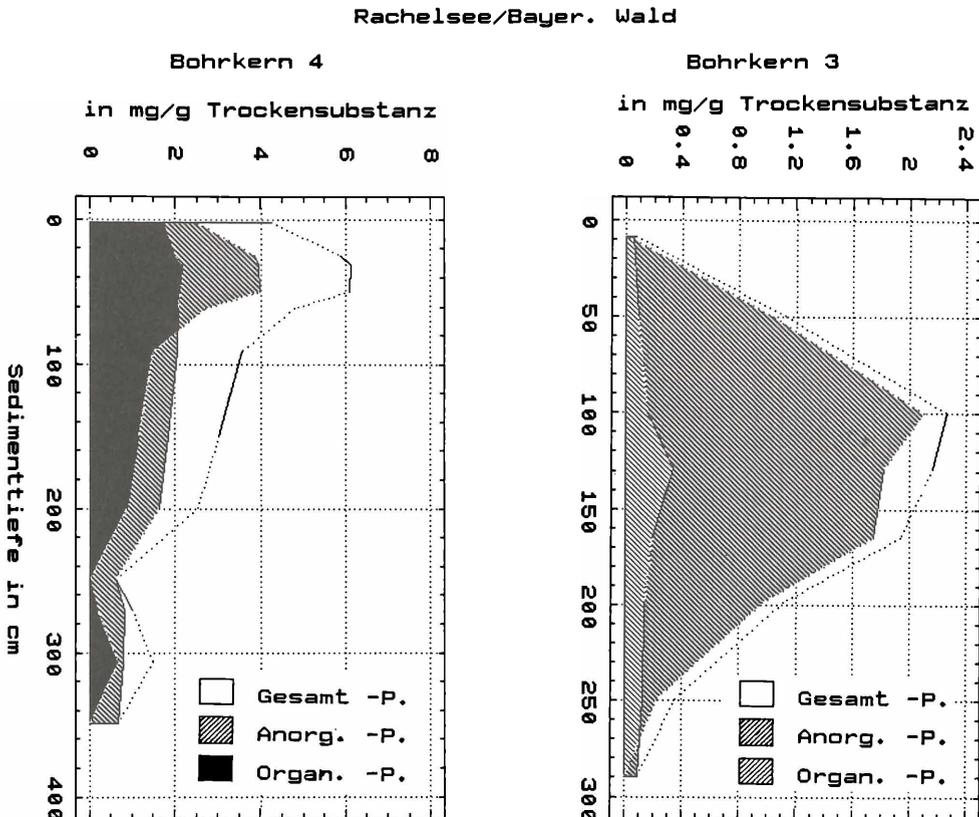
In der Abb. 8 wurden außer dem Gesamtphosphor auch die Kompartimente anorganischer und organischer Phosphor aufgetragen. Die Phosphor-Kurven der beiden Kerne 3 und 4 sind in ihrem Verlauf und in ihren Absolutwerten sehr unterschiedlich, obwohl sie aus fast der gleichen Position stammen. Die Differenzen können einerseits auf Fehler im Aufschlußverfahren zurückgehen. Andererseits zeigt die Erfahrung, daß tatsächlich auch nahe beieinanderliegende Kerne recht unterschiedliche Werte zeigen können und damit die Ergebnisse aus einem Kern nicht für den ganzen See verallgemeinert werden können.

Während bei Kern 3 die Kurve kontinuierlich bis zu 100 cm auf ca. 2 mg/g ansteigt und anschließend bis zur Sedimentoberfläche wieder abfällt, werden bei Kern 4 erst zwischen 50-30 cm Spitzenwerte um 6 mg/g erreicht. Bei Kern 3 ist der organische Phosphorgehalt über die ganze Kerntiefe größer als der anorganische, bei Kern 4 erst ab ca. 75 cm.

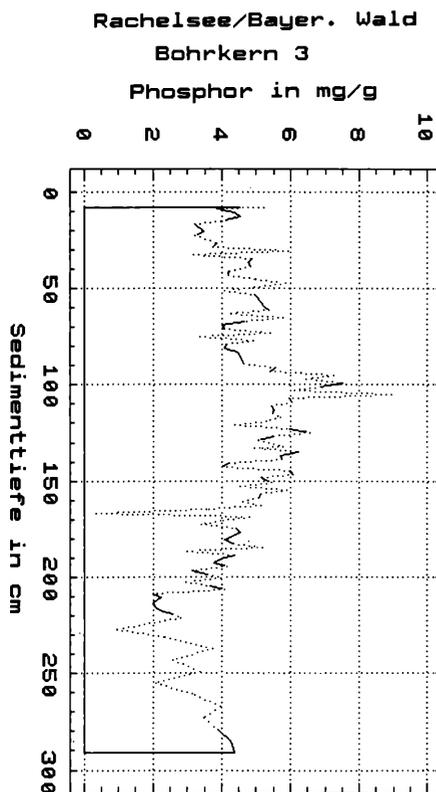
## 2.6 Erdalkali- und Schwermetalle

### 2.6.1 Calcium und Magnesium

Calcium ist das dritthäufigste Metall der Erdkruste und auch im Kristallin des Bayerischen Waldes in zahlreichen Ca-haltigen Mineralien vertreten. Ca-haltige Minerale sind leicht verwitterbar und in Wasser leicht löslich. Abb. 10 zeigt, daß die Ca-



**Abbildung 8**  
Gesamtphosphor, anorganischer Phosphor und organischer Phosphor in Kern 3 und 4 des Rachelsees

**Abbildung 9****Gesamtphosphorgehalt in Kern 3, bestimmt durch Atomabsorptionsspektrometrie**

Gehalte im unteren, überwiegend mineralischen Kernabschnitt mit 2-3,2 mg/g am niedrigsten sind. In 115 cm Tiefe wird die maximale Konzentration von 11,5 mg/g erreicht. Da die Ca-Kurve und die Glühverlustkurve bis ca 100 cm ähnlich verlaufen (vgl. Abb. 5 mit 10), haben vermutlich dieselben Bedingungen, die zur Steigerung der organischen Substanz führten, auch zur Erhöhung der Ca-Konzentrationen beigetragen. Durch die Temperaturerhöhung im Postglazial wird das durch die Frostverwitterung schon stark zerrüttete Gestein durch die chemische Verwitterung tiefgründig zersetzt, die Ca-haltigen Minerale aus dem Gestein ausgewaschen, gelöst und umgebildet. Der nicht von den Pflanzen verbrauchte Anteil wird – besonders in sauren Böden – ausgewaschen und in die Oberflächengewässer transportiert. Dort wird das Calcium von den Organismen aufgenommen und mit der abgestorbenen organischen Substanz sedimentiert. Ähnliches gilt auch für das Magnesium, das im ostbayerischen Grenzgebirge durch mehrere Mg-Silikate vertreten ist. Wie das Calcium steht auch das Magnesium nach Verwitterung und Lösung als Mg-Ion den Pflanzen zur Verfügung. Allein 15 % des von Pflanzen aufgenommenen Magnesiums dient dem Aufbau des Chlorophylls. Während in alkalischen Böden eine Ausfällung schwerlöslicher Erdalkalimetalle eintritt, ist die Mg- und Ca-Immobilisierung in sauren Böden unbedeutend. Daher leiden saure Böden mit pH-Werten kleiner 4 bei zunehmender Feuchtigkeit unter einem Mg- und Ca-Mangel durch Auswaschung. Die Mg- und Ca-Ionen liegen dabei in den Sickerwässern vorwiegend als Salze starker Säuren vor (Chloride, Nitrate, Sulfate), wobei das Mg weniger stark ausgewaschen wird als das Ca.

Erstaunlicherweise sind die maximalen Mg-Konzentrationen im Sediment größer als die Ca-Kon-

zentrationen. Die Mg-Maxima liegen außerdem im unteren (mehr mineralischen) Kernabschnitt, d.h. das Mg muß im Sediment vorwiegend in der mineralischen Substanz vorliegen. Tatsächlich bot das Spätglazial die geeigneten Bedingungen für einen überwiegenden Eintrag mineralischer Substanz: Die starke physikalische Verwitterung stellte Erosionsmaterial mit hohem Restmineralegehalt zur Verfügung.

Diese vorwiegend mechanischen Verwitterungsprodukte wurden, zusammen mit den gebundenen Mg-Ionen, in den See verfrachtet. Im Zuge der postglazialen Temperaturerhöhung nahm die Wirkung der chemischen Verwitterung kräftig zu. Ca und Mg wurden als Ionen mobil und von der zunehmenden Feuchtigkeit ausgewaschen. Da die Auswaschung von Ca stärker ist als die von Mg, ist auch der Anteil des Calciums im postglazialen Sediment höher als der von Magnesium – im Gegensatz zu den Sedimenten im Spätglazial, in denen das Magnesium überwiegt.

**2.6.2 Aluminium**

Das Aluminium zählt wegen seiner geringen Dichte zu den Leichtmetallen und ist – als häufigstes Metall der Erdkruste – überwiegend in den Mineralen Bauxit ( $\text{Al}_2\text{O}_3\text{H}_2\text{O}$ ), Kryolith ( $\text{Na}_3\text{AlF}_6$ ) und in verschiedenen Silikaten gebunden. In Wasser werden Al-Salze in schwerlösliche Al-Hydroxide umgebildet und ausgefällt, weshalb im Bodenwasser die Al-Konzentrationen im allgemeinen gering sind. Bei niedrigen pH-Werten nehmen diese aber zu.

In der Al-Verteilungskurve (Abb. 10 rechts) ist – im Gegensatz zu Ca und Mg – kein Zusammenhang mit der organischen bzw. mineralischen Substanz erkennbar. Die höchsten Al-Konzentrationen sind im älteren Sedimentbereich bis ca. 160 cm zu finden. Der Extremwert bei 105 cm ist als Ausreißerwert zu betrachten. Im übrigen ist die gesamte Verteilungskurve durch starke Schwankungen charakterisiert. Die leichte Abnahme im jüngeren Bereich könnte durch zunehmende Bodenversauerung bedingt sein, welche die Al-Hydroxide bereits terrestrisch im Boden ausfällt.

**2.6.3 Schwermetalle**

Schwermetalle sind durch eine Dichte von mindestens  $6 \text{ g/cm}^3$  charakterisiert. Sie alle sind, wenn gleich nur in geringen Mengen ( $< 0,1 \%$ , Fe 5 %), in der Erdkruste vorhanden. Sie sind in geringen Konzentrationen als „essentielle Metalle“ (Mo, Mn, Fe, Co, Cu, Zn) für den geordneten Ablauf biochemischer Prozesse unentbehrlich, in höheren Konzentrationen jedoch toxisch (FÖRSTNER 1974). Während diese essentiellen Metalle unerlässlich sind, verursachen die nichtessentiellen Metalle, wie z.B. Cd, Pb, Hg schon in geringen Mengen akute physiologische Störungen.

Zu den in der Natur vorliegenden Schwermetallgehalten kommt die anthropogene Belastung aus der industriellen Gewinnung von Metallen und Metallverbindungen und der Verbrauch bzw. Abnutzung von metallhaltigen Produkten (z.B. Bleialkyl-Zusätze in Treibstoffen).

Nach dem Eintrag von Metallen in einen See liegen diese z.T. gelöst im Wasser, z.T. ungelöst im Sediment vor.

Nach CHESTER (1987) lassen sich folgende Bindungsarten der Schwermetalle in Seesedimenten unterscheiden:

Rachelsee/Bayer. Wald  
Bohrkern 3

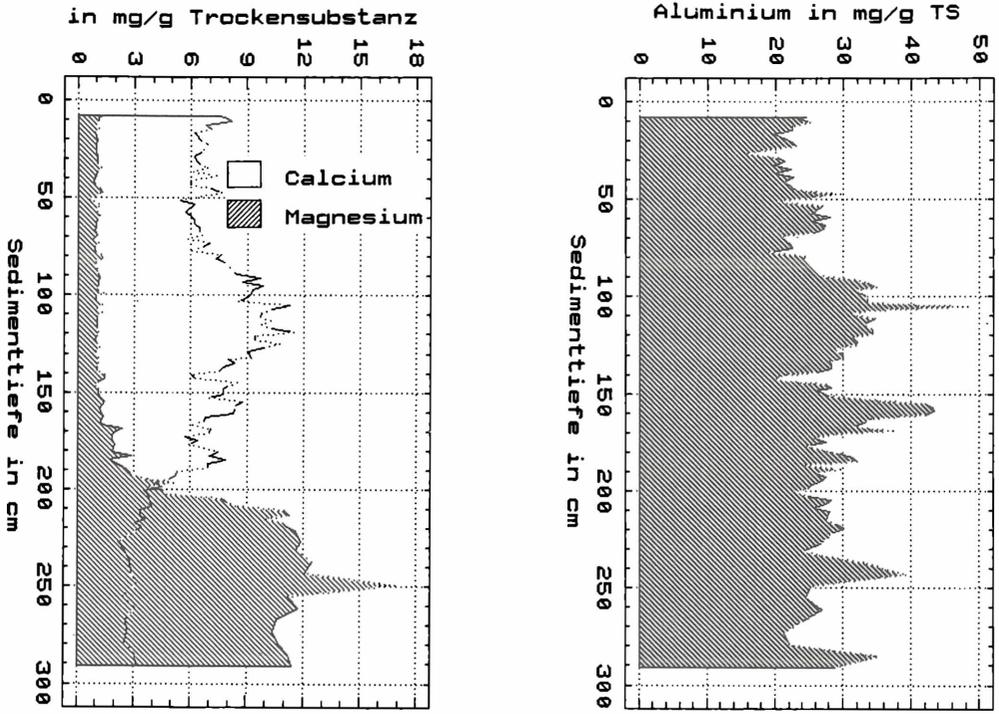


Abbildung 10  
Calcium, Magnesium und Aluminium in Kern 3 des Rachelsees

Rachelsee/Bayer. Wald  
Bohrkern 3

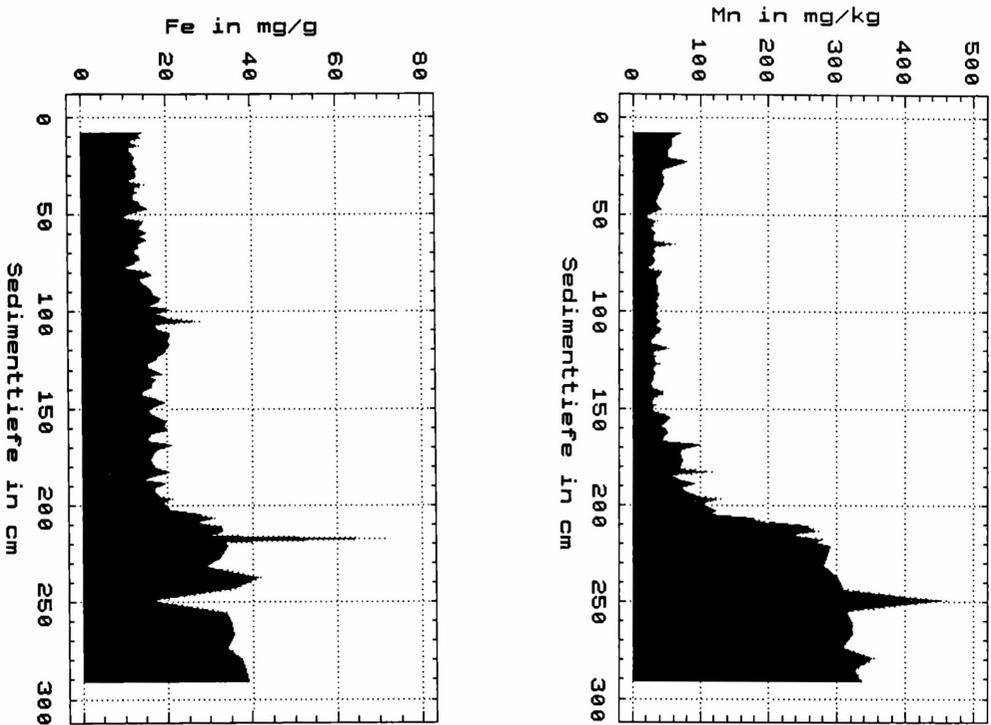


Abbildung 11  
Eisen und Mangan in Kern 3 des Rachelsees

1. Kationenaustausch und adsorptive Bindung an Oberflächen feinkörniger Partikel (insbesondere an Tonminerale, Fe- und Mn-Oxide, organische Substanzen).
  2. Bindung als Ko-Präzipitat in Fe- und Mn-Oxiden bzw. Hydroxiden; diese Verbindungen entstehen beim Zusammentreffen von Metallen mit Fe- und Mn-haltigen Lösungen unter aeroben Bedingungen.
  3. Organische Bindung: das Schwermetall ist Spurenbestandteil von organischen Makromolekülen (Huminsäuren).
  4. Mineralische Bindung: Das Schwermetall ist in Mineralen inkorporiert (oxidische, sulfidische, karbonatische, sulfatische und silikatische Bindungen).
- Nach GIBBS hat die mineralische Bindung den größten Anteil (FÖRSTNER et al. 1974).

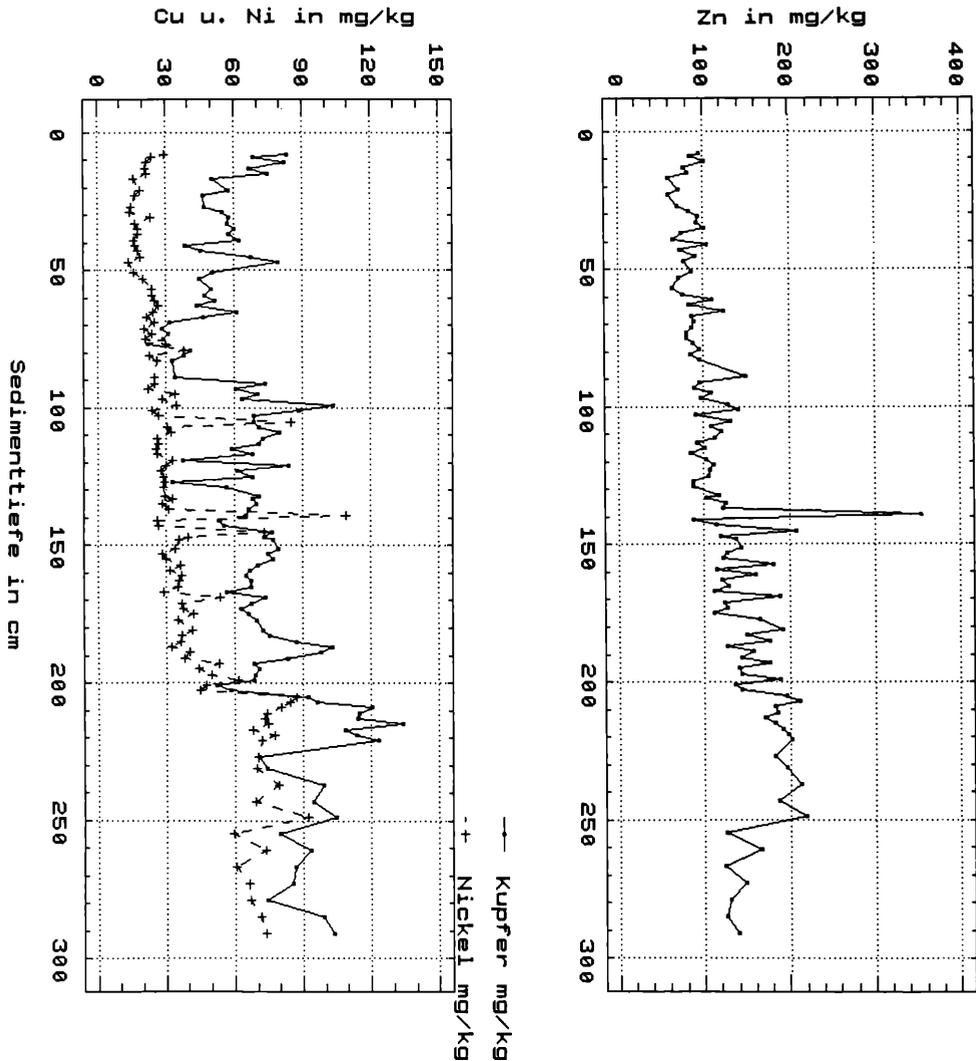
**Eisen und Mangan**

Als essentielle Spurenelemente sind Eisen und Mangan für alle Organismen unerlässlich. Unter oxidierenden Bedingungen erfolgt eine Ausfällung der Metalle mit anschließender Sedimentation, unter reduzierendem Milieu werden diese Fällungsprodukte wieder aufgelöst, und Fe sowie Mn mit den vorher sorbierten Metallen werden wieder in das Freiwasser entlassen. Der Großteil von Mn und Fe ist hydroxidisch bzw. oxidisch und nur zu einem geringen Anteil organisch gebunden.

Der Verlauf der Fe-Konzentrationskurve (Abb. 11 links) ist ähnlich dem der Mg-Kurve (Abb. 10). Hohen, vorwiegend mineralisch gebundenen Konzentrationen im Spätglazial stehen geringe Werte im Postglazial gegenüber. Der Verlauf der Mangankurve (Abb. 11 rechts) ist zwar ähnlich der Fe-Kurve, doch liegen die Konzentrationen bei nur 0,5-1 % von denen des Eisens. Die relative Abnahme im Übergang vom mineralischen Sediment des Spätglazials zum organischen des Postglazials ist bei Mangan ausgeprägter als bei Eisen.

**Kupfer**

Kupferhaltige Minerale sind im Ausgangsgestein des ostbayerischen Grenzgebirges relativ selten. Der größte Teil des dennoch in geringen Mengen vorhandenen Kupfers ist mineralisch und oxidisch gebunden (4. und 2. Bindungsart nach GIBBS). Kupfer ist unerlässlich für die enzymatische Stoffwechsellätigkeit der Algen. Erwartungsgemäß liegen die absoluten Cu-Konzentrationen im Sediment relativ niedrig. Über die gesamte Sedimenttiefe sind starke Schwankungen erkennbar (Abb. 12 links). Man kann den Konzentrationsverlauf grob in drei Abschnitte gliedern: relativ hohe Werte im Spätglazial, etwas geringere Werte im frühen und mittleren Postglazial und noch etwas niedrigere Werte im jüngsten Kernabschnitt.



**Abbildung 12**  
**Kupfer, Nickel und Zink in Kern 3 des Rachelsees**

### Nickel

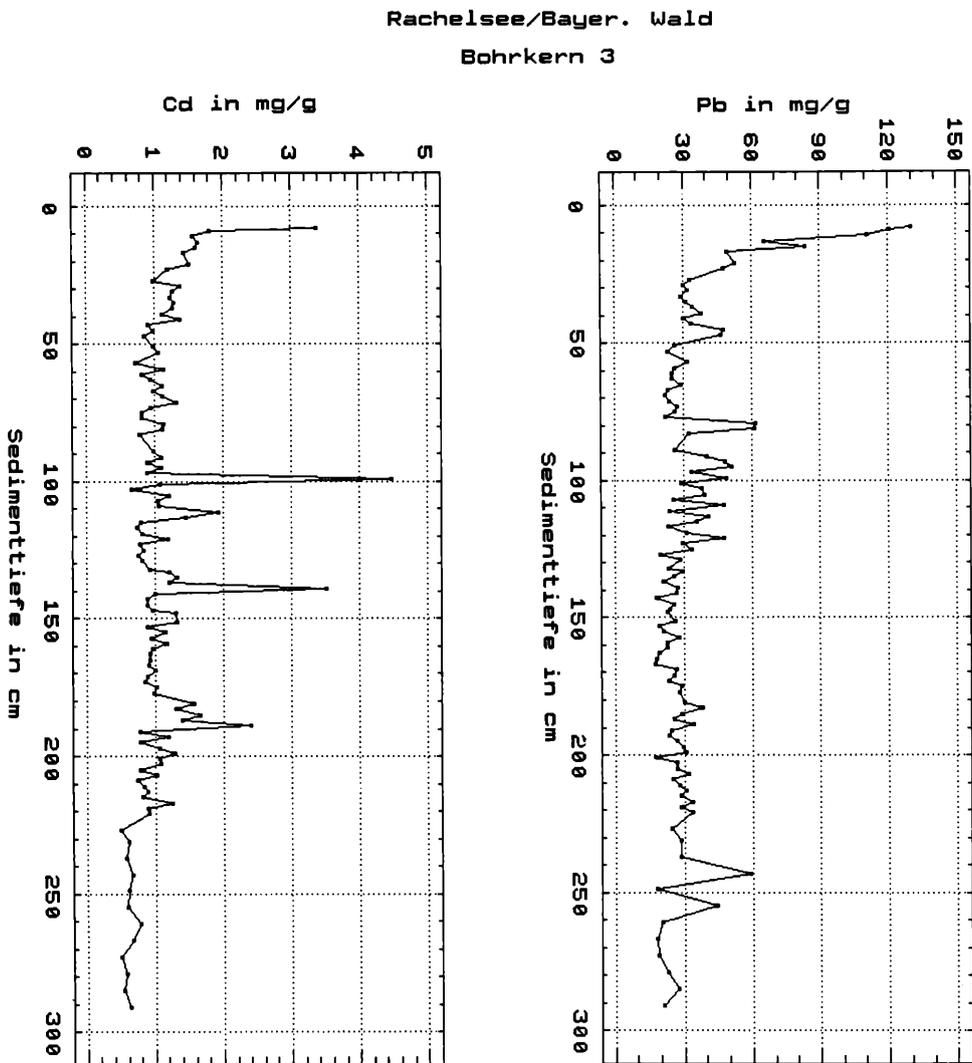
Die Nickel-Belastung hat seit Beginn des Industriezeitalters – bedingt durch die steigenden Emissionen von Dieselöl-, Schweröl- und Kohleabgasen, zugenommen. Da es als Carbonyl schon in geringen Mengen kanzerogen wirkt, gehört es zu den besonders gefährlichen Schwermetallen (FÖRSTNER et al. 1974). Wie Abb. 12 (links) zeigt, kommt Nickel im Sediment mengenmäßig etwa in gleicher Größenordnung vor wie Kupfer, ebenso zeigt der Konzentrationsverlauf große Ähnlichkeit mit Kupfer und vor allem mit dem Mg-, Fe- und Mn-Verlauf. Höheren Werten im Spätglazial mit seinen mineralischen Sedimenten stehen geringere in den organischen Sedimenten des Postglazials gegenüber. Ab 15 cm Sedimenttiefe nehmen die Konzentrationen für Cu und Ni nach oben hin wieder leicht zu, doch ist dieses Phänomen nicht sonderlich ausgeprägt und kann nicht eindeutig einer anthropogenen Belastung zugeschrieben werden.

### Blei und Cadmium (vgl. Abb. 13)

Blei gehört zusammen mit Zink und Cadmium zu den „Umweltgiften“. In den kristallinen Gesteinen des Bayerischen Waldes gibt es nur geringe Pb-Konzentrationen, weshalb es auch in den mineralischen Sedimenten des Spätglazials mit rund

20 mg/kg vergleichsweise wenig vertreten ist. Leichte Zunahmen finden sich dann im zentralen Abschnitt des Postglazials. Ein extremer Anstieg bis zu einem Maximum von 130 mg/kg ist schließlich in den obersten 30 cm des Sediments zu beobachten. Ganz ohne Zweifel handelt es sich hier um eine sehr signifikante Anreicherung, die durch Veränderungen von „Blei-Lieferanten“ im nur 2 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiet nicht erklärt werden kann.

Ähnliches – wenngleich bei weitem nicht so gravierend und eindeutig – gilt für Cadmium. Die Verteilungskurve verläuft, abgesehen von einzelnen Peaks, die wohl als „Ausreißer“ einzustufen sind, bis 30 cm relativ konstant mit Schwankungen zwischen 0,5-2 mg/kg. Die Anreicherung zwischen 190-180 cm Tiefe kann als gesichert gelten, da hier mehrere benachbarte Proben – wie auch die Pb-Werte – ähnliche Anreicherungen aufweisen. Wie beim Pb erfolgt auch beim Cadmium ab etwa 30 cm Tiefe eine Anreicherung zur Sedimentoberfläche hin, allerdings in weitaus geringerem Ausmaß und durch weniger Proben gesichert. Die Konzentrationen steigen dabei von etwa 1 mg/kg auf 3,5 mg/kg. Die gemessenen Werte decken sich mit denen aus vielen anderen Seen Südbayerns, aber auch aus anderen Seenregionen der Erde (Nordamerika, Skandinavien) und weisen auf eine anthropogene Schwermetallimmission hin.



**Abbildung 13**

**Cadmium und Blei in Kern 3 des Rachelsees**

Der Anstieg zur Sedimentoberfläche setzt beim Zink – im Vergleich zu Cd und Pb – am spätesten ein. Dies ist nicht gerade typisch für unsere Seen, in denen sonst von den drei Haupt "pollutants" Zink, Blei und Cadmium das Zink in der Regel sehr früh angereichert wird. Wie bei Pb und Cd spielt auch bei Zink der Transport durch Flugasche eine Rolle. Durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe gelangt zunehmend mehr schwermetallhaltiger Staub in die Atmosphäre. Mit der Flugasche werden so vor allem Zn, Pb und Cd über weite Strecken transportiert, im Sediment mit dem trockenen und nassen Niederschlag abgelagert und angereichert. Der atmosphärische Eintrag von Schwermetallen aus entfernten Industrie- und Wohnräumen konnte in vielen Sedimenten nachgewiesen werden (z.B. in Ostseesedimenten) (FÖRSTNER et al. 1974).

### 2.7 Altersdatierung

Zur Datierung von Sedimentkernen steht eine Vielzahl von Methoden zur Verfügung, doch leider sind davon in der Praxis häufig nur wenige hinreichend brauchbar. Zur Datierung von Kernen aus dem gesamten Spät- und Postglazial bieten sich die Radiokarbonmethode ( $^{14}\text{C}$ -Messung), Pollenanalyse, geomagnetische Messung und stratigraphische Vergleiche an. Für die letzten beiden Jahrhunderte stehen außerdem die  $^{210}\text{Pb}$ -Methode und die

$^{137}\text{Caesium}$ -Methode sowie historische (archivarische) Hinweise zur Verfügung.

### 2.8 Beziehung Wasserkörper – Sediment – Umgebung

Die Bohrkerne spiegeln mindestens 11 000 Jahre Sedimentationsgeschichte wider und reichen damit bis weit vor die Entstehung unserer Zivilisation. Daher ermöglichen derartige Bohrkerne eine Abschätzung des natürlichen Stoffumsatzes (und damit Schwermetallumsatzes) in einem Einzugsgebiet („präzivilisatorischer Background“). Dies ist ausserordentlich wichtig für die Erfassung des Ausmaßes, der Verteilung und der Herkunft einer zivilisationsbedingten Schwermetallbelastung.

Da der Rachee in einem Naturraum liegt, der während der gesamten Zivilisationsentwicklung weitgehend von direkten menschlichen Eingriffen (außer der Bergbautätigkeit im 18. Jh.) verschont geblieben ist und seit der Errichtung des „Nationalparks Bayerischer Wald“ im Jahre 1970 per Dekret nicht mehr genutzt werden darf, eignet sich das Sediment des Racheesees, die Entwicklung der atmosphärisch bedingten Schwermetallkontamination zu studieren.

### 2.9 Palökologische Ergebnisse

Änderungen des Klimas können das Gleichgewicht des Stoffflusses zwischen Einzugsgebiet, Wasser-

Tabelle 3

Gliederung der Spät- und Nacheiszeit in Mitteleuropa (aus SCHEFFER, F. u. SCHACHTSCHABEL, P. 1979, S. 379)

Geologische Gliederung	Zeit (angenähert)	Klima	Vegetationskundliche und prähistorische Gliederung	
Holozän	Gegenwart	Heutiges gemäßigt-humides Klima (ozeanisch)	Buche, Eiche, Fichte. Rodung während Eisenzeit und historischer Zeit	
	Subatlantikum (Nachwärmezeit)	600 v. Chr.		
	Subboreal (späte Wärmezeit)	2500 v. Chr.	Warm, einzelne trockenere Perioden (kontinental)	Eichenmischwald mit Buche und Fichte. Bronzezeit
	Atlantikum (mittlere Wärmezeit)	5500 v. Chr.	Warm, feucht (Klimaoptimum) (ozeanisch)	Eichenmischwald. Rodungen seit Beginn des Neolithikums
	Boreal (frühe Wärmezeit)	6800 v. Chr.	Warm, trocken (kontinental)	Birken-Kiefern-Wälder mit Hasel-Maximum
Würm-Spätglazial	Präboreal (Vorwärmezeit)	8500 v. Chr.	Erwärmung (kühl, kontinental)	Kiefern-Birken-Wälder. Beginn des Mesolithikums
	Jüngere Dryaszeit	9000 v. Chr.	Kalt	Parktundra mit Birke. Ende des Paläolithikums
	Allerödzeit	9800 v. Chr.	Vorübergehend wärmer	Schütterer Wald mit Birke und Kiefer
	Ältere Dryaszeit	10 300 v. Chr.	Kalt	Tundra
	Böllingzeit	10 800 v. Chr.	Geringe Erwärmung	Parktundra mit Birke
	Älteste Dryaszeit	14 000 v. Chr.	Kalt (arktisch)	Tundra

Ende des Würm-Hochglazials (Pommerscher Eisvorstoß)

körper und Sediment stören. Während der von den Bohrkernen erfaßten rd. 11 000 Jahre haben des öfteren klimatische Änderungen auch Veränderungen im Einzugsgebiet, im Wasserkörper und damit auch im Sediment bewirkt.

Folglich läßt sich der Sedimentkern in verschiedene Abschnitte mit unterschiedlichen Sedimentationsbedingungen unterteilen. Die Älteste Dryas, die von den Schichten bis ca. 215 cm repräsentiert wird und bis ca. 11 000 v. Chr. andauerte, war gekennzeichnet durch arktisches Klima mit Tundravegetation (Älteste baumlose Tundrenzzeit). Der spärliche Pflanzenbewuchs konnte das Einzugsgebiet des Sees nicht genügend vor der damals starken glazifluvialen und glazialen Erosionstätigkeit schützen. Die überwiegend physikalische Verwitterung stellte scharfkantigen Blockschutt und feinen Grus zur Verfügung. Als Folge wurde in den See vorwiegend mineralische Substanz eingeschwemmt, deren organischer Anteil nur zwischen 0-5 % liegt. Von den nichtmetallischen Nährelementen Stickstoff und Phosphor liegt letzterer – wegen seiner Bindung an phosphatführende Gesteine – in höherer Konzentration vor als der Stickstoff, dessen Anreicherung vom Auftreten bestimmter Mikroorganismen abhängt, die den Luftstickstoff zu binden vermögen.

Die metallischen Nährelemente zeigen insgesamt eine gegenläufige Entwicklung. Während das Ca im Spätglazial seine niedrigsten Gehalte aufweist, nehmen die Mg-Konzentrationen Höchstwerte an. Dies könnte in einem insgesamt höheren natürlichen Mg-Gehalt des örtlichen Gesteins begründet sein.

Alle Schwermetalle außer Pb und Cd liegen im Spätglazial in ihren höchsten Konzentrationen vor. Durch die schwache chemische Verwitterung im Spätglazial wurden die Metallionen nicht aus dem Gesteinsverband herausgelöst und daher mit dem unverwitterten bzw. nur schwach verwitterten Gesteins „mehl“ in den See transportiert.

Der folgende Zeitabschnitt bis zum Präboreal brachte eine geringe Temperaturerhöhung in der Bölling-Zeit und Alleröd-Zeit (unterbrochen von den Kälterückfällen der Älteren und Jüngeren Dryas). In die baumlose Tundra wanderten erste Birken- und Kiefern bäume ein. Im Alleröd war die Bewaldungsdichte schon relativ groß, die Waldlücken wurden von Sträuchern und Kräutern erfüllt. In der Jüngeren Dryas lichteten sich die Wälder jedoch erneut (STRAKA 1970). Mit der organischen Substanz nimmt auch der Gehalt an Huminsäuren im Boden zu, die Bodenlösung wird saurer, so daß trotz niedriger Temperaturen die chemische Verwitterung neben der physikalischen an Bedeutung gewinnt. Das bislang vorwiegend nur mechanisch aufbereitete Gestein wird allmählich „aufgelöst“. Die im Gestein gebundenen Ionen werden zunehmend aus ihrem Verband herausgelöst und stehen den Pflanzen als Nähr- und Spurenstoffe zur Verfügung. Gleichzeitig wurde aber die Erosionstätigkeit durch die immer dichter werdende Pflanzendecke gebremst.

Bedingt durch die stärkere Gesteinsaufbereitung und die herabgesetzte Erosionstätigkeit nahm der Restmineralgehalt des in den See transportierten Materials ab. Dies drückt sich, neben der Zunahme des Glühverlustes (d.h. des organischen Anteils), in einer allgemeinen Abnahme der Schwermetallkonzentrationen aus (Pb und Cd ausgenommen). Bei den Nährstoffen P und N kommt es – entsprechend

der verstärkten Mineralisierung – zu einer Anreicherung. Das Magnesium – gebunden an mineralische Sedimentation – nimmt jedoch ab.

Im ersten Zeitabschnitt des Postglazials, dem Präboreal, ist das Klima als kühlkontinental, im anschließenden Boreal als warm-trocken zu bezeichnen. Im Präboreal spielen zwar immer noch Birke und Kiefer die beherrschende Rolle, aber es siedeln sich bereits erste Ulmen, Eichen und Hasel an (STRAKA 1987). Für die Zeit ab dem Boreal bis zur Gegenwart liegt eine Pollenanalyse vom Hochmoorsediment aus dem 15 m über dem Rachelsee gelegenen „Alten Sees“ vor (bearbeitet von SCHÜTRUMPF). Nach HAUNER (1980) liegt eine Kiefern-Fichten-Hasel-Zeit vor mit fallender Kiefernkurve und ausgeprägtem Haselmaximum. Auch EMW-(Eichenmischwald) Pollen mit Eiche, Ulme, Linde, Esche, Ahorn und Fichte sind vertreten. Der organische Anteil im Sediment nimmt nur leicht zu, da sich die Vegetationsdichte kaum mehr ändert, wohl aber die Artenzusammensetzung. Der gestiegene Nährstoffbedarf drückt sich in einer Abnahme des Stickstoffs aus. Die P- und Ca-Konzentrationen nehmen zu, die Mg-Konzentrationen stagnieren. Möglicherweise hängt dies mit der Herkunft dieser Nährstoffelemente zusammen. Der Stickstoff kommt hauptsächlich aus der mikrobiellen Fixierung des Luftstickstoffs im Boden, während die Quellen für den P-, Ca- und Mg-Nachschub im örtlichen Gestein liegen. Folglich kann es in der N-Versorgung eher zu einem Engpaß kommen.

Beim Verlauf der Schwermetallkonzentrationen ist keine einheitliche Tendenz feststellbar.

Die folgende Temperatur- und Feuchtigkeitszunahme bis zum Klimaoptimum drückt sich in der Kurve des Glühverlustes durch Maximalwerte aus. Das Klima hat sich vom kontinentalen zum ozeanisch feucht-warmen Klima gewandelt. Die mittlere Jahrestemperatur lag um 2-3 °C höher als heute. Während dieses „Klimaoptimums“ lag die Baumgrenze höher als heute, die Bewaldungsdichte nahm zu (SCHWARZBACH 1950).

Im Einzugsgebiet des Rachelsees beginnt die mittlere Wärmezeit mit dem Höhepunkt der Eichenmischwaldzeit, wobei neben der Eiche auch Ulme und Linde mit Anteilen bis zu 8 % beteiligt sind. Erstmals tritt in dieser Zeit auch die Buche auf (HAUNER 1980). Auffallend ist, daß die Maximalwerte des Glühverlustes dieser Periode nicht in einer steten Kurve, sondern in einzelnen Peaks vorliegen (besonders in Kern 3). Dies könnte auf kühlere Perioden, aber auch auf besondere Ereignisse (Hochwässer u.ä.) hinweisen.

Die Abnahme des Ca-Gehaltes im Atlantikum weist auf einen gestiegenen Nährstoffbedarf hin. Durch günstige chemische Verwitterungsbedingungen (bedingt durch Temperatur- und Feuchtigkeitszunahme und durch Zunahme organischer Säuren im Boden) liegen die Ca-Ionen frei in der Bodenlösung vor und können von den Pflanzen aufgenommen werden.

Der Verlauf der Schwermetallkonzentrationen verdeutlicht, daß die Mineralstoffzufuhr aus dem Einzugsgebiet durch die dichter werdende Vegetation stark eingeschränkt wird. Die Konzentrationen zeigen eine fallende Tendenz oder Stagnation.

Das folgende Subboreal brachte eine leichte Klimaverschlechterung mit sich. Das Klima ist als warm-trocken (kontinental) zu bezeichnen (SCHEFFER et al. 1976). Im Pollendiagramm wird

das Subboreal als Buchen-Fichten-Phase bezeichnet, da hier bei beiden Bäumen Höchstwerte auftreten. Im jüngeren Subboreal beginnt die Tannenkurve langsam, aber stetig bis zu 10 % anzusteigen (HAUNER 1980). Die Bioproduktion nimmt, besonders in den trockeneren Phasen des Subboreals, ab, was sich deutlich in den Glühverlustkurven, besonders bei Kern 4, niederschlägt. Die Stickstoffabnahme hinkt der Glühverlustabnahme etwas nach, dürfte aber auf diese zurückzuführen sein. Auch der Phosphorgehalt nimmt – mit starken Schwankungen – ab.

Im anschließenden Subatlantikum, das etwa um 600 v. Chr. einsetzte, pendelte sich das Klima allmählich zum heutigen gemäßigt-humiden Zustand ein (SCHEFFER et al. 1976), in dem sich auch noch trockene und niederschlagsreiche Perioden, wenngleich „gemäßigt“, einander abwechseln. Die Tanne erreicht Anteile bis zu 30 % und Kiefer sowie Fichte breiten sich ebenfalls aus – auf Kosten der zurückgehenden Buche. Die Nährstoffelemente (N, P, Ca, Mg) zeigen einen mehr oder weniger starken Anstieg zur Sedimentoberfläche. Am frühesten setzt der Anstieg beim Ca ein, dann folgt N, P und schließlich Mg, dessen Konzentration seit dem Anfang des Präboreals auf einem Niveau geblieben war.

Bei allen Schwermetallen zeigt sich ab 20-30 cm Sedimenttiefe, bei Mn schon ab 50 cm, ein Anstieg zur Sedimentoberfläche hin. Diese Sedimentschichten sind der Zeit zwischen 500-1000 n. Chr. zuzuordnen. Für diese Zeit ist jedoch ein atmosphärischer Schwermetalleintrag noch weitgehend auszuschließen.

Die anthropogene Schwermetallbelastung dürfte erst ab dem 14. Jh. eine größere Bedeutung spielen, als im Bayerischen Wald Glashütten errichtet wurden. Gerade für die Herstellung der erforderlichen Pottasche (als Flußmittel) wurden ungeheure Holzmassen verbrannt: nur 0,05-1,5 % aus dem Volumen von 1 m<sup>3</sup> Fichte oder Buche verblieben als Pottasche. Auch zur Beheizung der Schmelzöfen verwendete man Holz, doch wurde ein Vielfaches an Holz für die Pottaschegewinnung verbraucht (PLOCHMANN 1979). Beim Verbrennen des Holzes und beim Schmelzen des Sandes wurden u.a. Schwermetalle in die Atmosphäre emittiert und in mehr oder weniger großen Mengen mit dem Niederschlag direkt oder aus dem Einzugsgebiet über die Zuflüsse in den See eingetragen.

Da aufgrund der geringen Sedimentationsrate die Kerne mit knapp 3 m Länge gut 11 000-13 000 Jahre umfassen, ist die zeitliche Auflösung gering. Zudem ist das stark organische Sedimentmaterial des Postglazials ausgesprochen wasserhaltig (z.T. über 90 %), so daß leider mit Diffusionsvorgängen gerechnet werden muß. Daher ist auch das stark flüssige Sediment nahe der Oberfläche durch die Probennahme mehr oder minder gestört oder sogar z.T. verlorengegangen, so daß die beobachtete Tendenz der Anreicherung von Schwermetallen nicht befriedigend die eigentliche Belastung des Sees widerspiegelt. Aus der Untersuchung von NIRSCHL (1983) sind vermutlich genauere Angaben über die letzten 300 Jahre zu entnehmen, da dieser nur einen Kern von 60 cm Länge gezogen hat, der sich jedoch senkrecht und daher relativ ungestört transportieren ließ.

Historisch belegt ist ein Bergbau in der Rachelseewand im 18. Jh. (Magnetkies, Gold, Silber). Durch die Einleitung des Stollenwassers in den See nahm

die mineralische Substanz sprunghaft zu (NIRSCHL 1983). Daneben kam es auch zu Anreicherungen verschiedener Metalle (NIRSCHL 1983). In den von uns gezogenen Kernen zeigt Kern 4 ebenfalls eine derartige Zunahme der mineralischen Substanz von 80-35 cm, nicht jedoch Kern 3, obwohl dessen postglaziale organische Sedimentation etwas länger ist als in Kern 4. Diese Tatsache zeigt sehr deutlich, daß es eben nicht genügt, nur einen, möglicherweise sogar nur kurzen Kern zu entnehmen, selbst wenn diese – wie bei Kern 3 und 4 – am nahezu identischen Ort entnommen wurden (Abb. 2). Zu groß sind die möglichen Variationen! Was die Veränderungen durch aktuelle Umweltbelastungen angeht, so wird zumindest deutlich, daß die Anreicherung der Schwermetalle Pb, Zn, Cu, Cd, Hg, Ni (bei NIRSCHL 1983 gemessen) und Fe nach 1900 auf starke zivilisatorische Einflüsse im Einzugsgebiet zurückgehen muß. Diese Schwermetallanreicherungen sind primär auf die Säurezufuhr aus der Atmosphäre zurückzuführen. Durch die pH-Erniedrigung des Bodens kommt es zu einer verstärkten Auswaschung der Metalle (MINISTRY OF AGRICULTURE ENVIRONMENT 1982). Ein Großteil wird über das Gewässernetz dem See zugeführt. Sekundär spielt der direkte Eintrag anthropogen freigesetzter Schwermetalle aus der Atmosphäre eine Rolle (HÄGERHÄLL 1982): Pb- und Ni-haltige Abgase des Kraftfahrzeugverkehrs, mit Zn und Cu verunreinigte Flugasche aus Hüttenbetrieben und vom Hausbrand, Cd- und Hg-verschmutzte Rauchgase aus fernen Industriegebieten werden beständig in die Atmosphäre emittiert (AUTORENKOLLEKTIV 1982).

Die Abnahmen der Schwermetallgehalte direkt an der Sedimentoberfläche deuten auf Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, bedingt durch die pH-Erniedrigung des Seewassers, hin. Derartige Prozesse werden auch durch Untersuchungen anderer Seen in kristallinen Einzugsgebieten (z.B. Gr. Arbersee) bestätigt (NIRSCHL 1983).

### 3. Diatomeenanalyse

(vgl. Tab. 4,5 und 6)

In allen 56 Sedimentproben aus Sedimenttiefen von 0-2 cm bis 286-287 cm wurden Diatomeen gefunden. Die Dauerpräparate wurden im Institut für Biologie (Abt. Algologie) der Universität Lodz angefertigt. Als Einbettungsmittel wurde Pleurax verwendet.

Die Diatomeenliste ist reich und umfaßt 244 Taxa, welche sich in zwei große Gruppen teilen lassen. Die erste Gruppe umfaßt 93 Taxa (Tab. 5), die in großen Individuenzahlen auftreten, die zweite mit 151 Taxa (Tab. 6) beinhaltet jene Diatomeenarten, die nur vereinzelt in den Präparaten auftreten.

In der folgenden Darstellung soll versucht werden, anhand der quantitativen bzw. semiquantitativen Diatomeenanalyse eine ökologische Bewertung des Rachelsees für jene Zeitabschnitte vorzunehmen, die durch den 287 cm langen Sedimentkern repräsentiert werden. Ausgangspunkt für eine Betrachtung der „Umweltsituation“ auf der Grundlage der Diatomeengesellschaften sind die Präparate der ältesten Sedimentprobe aus 286-287 cm Tiefe. In dieser Sedimenttiefe wurden 38 Diatomeentaxa identifiziert, von denen fünf (*Melosira italica*, *Pinnularia gibba*, *Stauroneis anceps*, *St. anceps f. linearis* u. *St. poenicenteron*) in allen Präparaten von 0-287 cm vorkommen und daher als Umweltindikatoren ungeeignet sind. Andere Taxa dagegen können

auf das Vorherrschen von Diatomeengesellschaften hindeuten, die Wasser mit hohem oder mittlerem Elektrolytgehalt bevorzugen. Einige Taxa, wie z.B. *Eunotia valida* u. *Pinnularia*-Arten, sind für dystrophe Gewässer charakteristisch. Insgesamt kommen nur 5-15 % (mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 %) sowohl in den Präparaten aus der größten Sedimenttiefe wie auch in denen von der Sedimentoberfläche (0-2 cm) vor. Dieser geringe Prozentsatz „gemeinsamer“ Taxa deutet darauf hin, daß eine Veränderung der Wasserfaktoren vom ältesten, vom Sedimentkern noch erfaßten Zeitraum, bis in jüngste Zeit erfolgt ist.

In den Präparaten aus der obersten und damit wohl auch jüngsten Sedimentprobe (0-2 cm) wurden 81 Taxa bestimmt. Es überwiegen:

*Anomoeoneis seriens*, *A. brachysira*, *Eunotia gibba*, *E. faba*, *E. lunaris*, *E. papilio*, *E. pectinalis*, *E. polydentula*, *E. robusta*, *E. tenella*, *E. valida*, *E. veneris*, *Frustulia rhomboides*, *F. rhomboides var. saxonica*, *Navicula subtilissima*, *Neidium bisulcatum*, *Pinnularia interrupta*, *P. polyonca*, *P. subcapitata*, *Stenopterobia intermedia* u. *Tabellaria flocculosa*.

Diese Taxa sind für saure und elektrolytarmer Biotope charakteristisch. Ferner ist bemerkenswert, daß diese Arten an der Sedimentoberfläche in großen Individuenzahlen vorkommen.

Für die gesamte postglaziale Gewässerökologie ist die Frage interessant, wann dieser Übergang von hohen bzw. mittleren Elektrolytgehalten zur Elektrolytarmut stattfand. In den Präparaten aus 271-272 cm Sedimenttiefe wurden 54 Taxa bestimmt. Davon sind nur 8-25 % (Signifikanzniveau 95 %) in der tiefsten Sedimentprobe (286-287 cm) enthalten. In den Präparaten aus 271-272 cm kommen bereits charakteristische Vertreter saurer Gewässer vor, z.B. *Anomoeoneis brachysira*, *Cymbella cesatii*, *C. gracilis*, *C. microcephala*, *Eunotia arcus*, *E. valida*, *Frustulia rhomboides*, *Neidium bisulcatum*, *Pinnularia hemiptera*, *P. interrupta* u. deren Varietäten, *P. microstauron* mit Varietäten u. *Tabellaria flocculosa*.

Ein Vergleich der Diatomeengesellschaft des ältesten Zeitabschnitts (286-287 cm) mit der in 271-

272 cm Sedimenttiefe deutet auf einen Beginn der Versauerung in diesem Zeitabschnitt hin.

Die Diatomeengesellschaften der Proben aus 269-268 cm bis 0-2 cm Sedimenttiefe weisen auf eine fortwährende und zunehmende Versauerung hin. So sind u.a. die Veränderungen in der Anzahl der einzelnen Taxa bemerkenswert: *Gomphonema acuminatum var. coronatum* z.B. kommt von 286-150 cm Sedimenttiefe in großer Individuenzahl vor, ist jedoch in den obersten, d.h. jüngsten Sedimentschichten nicht mehr zu finden.

Die gesamte Individuenzahl von Diatomeen ist in den Schichten von 287-246 cm niedrig. Dieser Sedimentabschnitt ist zeitlich eindeutig in die älteste Dryas einzuordnen, in der aus klimatischen Gründen kein üppiges Algenwachstum zu erwarten ist. Ab 242 cm Sedimenttiefe bis zur Sedimentoberfläche treten Diatomeen in großer Individuenzahl auf. Es überwiegen *Anomoeoneis seriens*, *Anomoeoneis brachysira*, *Asterionella fibula*, *Eunotia lunaris*, *Eunotia robusta*, *Frustulia rhomboides*, *Frustulia rhomboides var. saxonica*, *Frustulia rhomboides var. saxonia f. capitata*, *Navicula rotaena*, *Neidium bisulcatum*, *Pinnularia gibba*, *Pinnularia interrupta*, *Pinnularia interrupta f. minutissima*, *Stenopterobia intermedia* u. *Tabellaria flocculosa* (Tab. ?).

Für fast alle Sedimentproben charakteristisch sind *Anomoeoneis seriens*, *A. brachysira* u. *Frustulia rhomboides*. In einigen Schichten, z.B. von 170 cm-24 cm Sedimenttiefe, wurden für diese Arten hohe Individuenprozente von 57-95 % notiert (Tab. 4). Zur Berechnung des Prozentsatzes zählt man 500 Exemplare der Diatomeen in Zufallsfeldern von mikroskopischen Präparaten (KADLUBOWSKA 1978).

#### 4. Zusammenfassung

Der Rachelsee, ein 3,7 ha großer, 13,5 m tiefer Karsee in 1071 m ü. NN am Südosthang des Rachels (Bayerischer Wald), spiegelt in Wasserkörper und Sediment präzivilisatorische und jüngste anthropogene Umweltveränderungen wider, im besonderen die Schadstoffanreicherung über die Atmosphäre und die Gewässerversauerung. Dies wird

**Tabelle 4**

**Prozentanteile der Individuenzahlen von *Anomoeoneis seriens* (A.s.), *A. brachysira* (A.b.) und *Frustulia rhomboides* (F.r.).**

Tiefe in cm	1	2	3	1+2+3
	A. s.	A. b.	F. r.	
272-271	-	3	2	5
257-256	1	18	5	24
236-234	1	6	31	38
218-216	1	15	7	23
188-186	1	25	5	31
172-174	1	24	15	40
170-168	5	30	24	59
152-150	16	26	15	57
128-126	28	30	20	78
116-114	42	31	16	89
110-108	48	31	16	95
98-96	39	29	14	82
74-72	20	14	26	60
56-54	32	18	30	80
38-36	12	15	32	59
26-24	20	20	18	59
8-6	7	17	20	44
2-0	11	14	15	40

Zur Berechnung des Prozentsatzes zählte man 500 Exemplare der Diatomeen in den Zufallsfeldern von mikroskopischen Präparaten (KADLUBOWSKA).

anhand zweier ca. 3 m langer Bohrkerne aufgezeigt, die bis in das Spätglazial zurückreichen. Auffallend ist u.a. die Anreicherung von Blei und Cadmium in den jüngsten Sedimentschichten.

Von den festgestellten Diatomeentaxa ist die Mehrzahl für saure Gewässer typisch. Ein Vergleich der Diatomeengesellschaft des ältesten Zeitabschnittes 286-287 cm mit der in 272-271 cm Sedimenttiefe deutet auf einen Beginn der Versauerung schon in diesem Zeitabschnitt hin. Die Diatomeengesellschaften aus 269-268 cm bis 2-0 cm Sedimenttiefe beweisen eine in jüngerer Zeit deutlich zunehmende Versauerung.

### Summary

Lake Rachel (area 0,037 sqkm, depth 13,5 m, 1071 m above sea level) is situated in the SE-flank of the Rachel mountain (Bavarian Forest). Water body and sediment of this lake give information about palaeo- and present environmental condi-

tions, especially about pollution and acidification. Two sediment cores of 3 m length representing the whole holocene and a greater section of the late glacial period are investigated. The enrichment of the heavy metals lead and cadmium is remarkable but corresponding with results from other Bavarian lakes.

The majority of the diatom taxa found in the sediment is characteristic for acid lakes. A comparison of the diatoms of the oldest sediment layer 286-287 with those in 272-271 cm indicates an acidification already in this early period. The diatom communities from 269 cm to 0 cm sediment depth show an acceleration of acidification in the water body in recent times.

### 5. Danksagung

Der Nationalparkverwaltung Bayerischer Wald sei für die freundliche personelle und technische Unterstützung gedankt.

**Tabelle 5**

**Diatomeentaxa, die in den Präparaten mit großer Individuenzahl vorkommen.**

**Erklärung der Abkürzungen:** Ch. – Cholnoky  
K. – Kramer  
S. – Siemińska  
Z. – Zabjelina

Taxa	Tiefe (in cm)	Ökologische Eigenschaften
1. <i>Anomoeoneis serians</i> (Bréb.) Cl.	256-0	In oligotrophen Gewässern mit geringem Elektrolytgehalt (K). pH-Optimum bei pH 5,2 (Ch.).
2. <i>Anomoeoneis brachysira</i> (Bréb) Grun.	271-0	Bevorzugt oligotrophe Gewässer mit geringem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum bei pH 5,2 (Ch.).
3. <i>Asterionella fibula</i> (Bréb.) Hust.	186-0	-
4. <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz.	194-0	pH-Optimum über 8,0 (Ch.).
5. <i>Cymbella amphicephala</i> Näg.	271-0	Bevorzugt Gewässer mit mittlerem Mineralgehalt (K.). pH-Optimum 7,3 bis 7,4 (Ch.).
6. <i>Cymbella caespitosa</i> (Kütz.) Brun	271-261, 246, 78, 14	Bevorzugt Gewässer mit höherem Mineralgehalt (K.).
7. <i>Cymbella cesatii</i> (Rabh.) Grun.	271, 156-84, 24-0	In den Alpen, besonders in sauerstoffreichen Biotopen (K.).
8. <i>Cymbella gracilis</i> (Rabh.) Cl.	271-60	Bevorzugt oligotrophe Gewässer mit geringem Elektrolytgehalt (K.).
9. <i>Cymbella microcephala</i> Grun.	271-216, 132, 30	Verbreitet in Gewässern mit niedrigem (Moorgewässer) bis hohem Salzgehalt (K.). pH-Optimum etwa 7,3 (Ch.).
10. <i>Cymbella naviculiformis</i> Auersw.	271-168, 0	Gedeiht optimal in Gewässern mit einem mittleren pH zwischen 7,5 und 8,0 und scheint größere pH-Schwankungen nicht ertragen zu können (Ch.).
11. <i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Cl.	234-192	Bevorzugt Gewässer mit höherem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum sicher über 8,0 (Ch.).
12. <i>Cymbella turgida</i> (Greg.) Cl.	286-168, 78	Bevorzugt Gewässer mit niedrigem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum etwas unter pH 7,5 (Ch.). Kann pH-Schwankungen sehr schlecht ertragen (Ch.).
13. <i>Cymbella ventricosa</i> Kütz.	286-138, 30-0	pH-Optimum um 7,4 bis 7,8 (Ch.).
14. <i>Diatoma elongatum</i> (Lyngb.) Ag.	271-168	pH-Optimum liegt zwischen 7,4 und 7,8 (Ch.).
15. <i>Diatoma hiemale</i> (Lyngb.) Heib. var. <i>mesodon</i> (Ehr.) Grun.	286-80	In Gebirgsgewässern in kalten Biotopen (S).
16. <i>Diatoma vulgare</i> Bory	261-84	pH-Optimum über 8,0, wahrscheinlich um pH 8,2 (Ch.).

17. <i>Eunotia arcus</i> Ehr.	271, 204-102, 24	pH-Optimum um oder vielleicht über pH 6 (Ch.).
18. <i>Eunotia bigibba</i> Kütz.	265-180, 132-0	pH-Optimum zwischen 5,0 und 5,5 (Ch.). pH-Schwankungen scheinen auch von dieser Art kaum ertragen zu werden (Ch.).
19. <i>Eunotia exigua</i> (Bréb.) Rabh.	240, 192-140, 78	pH-Optimum zwischen 5,2 und 5,3 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
20. <i>Eunotia faba</i> (Ehr.) Grun.	132-78, 0	pH-Optimum zwischen 5,0 und 5,5 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
21. <i>Eunotia flexuosa</i> (Bréb) Kütz.	216-192, 132-30	pH-Optimum zwischen 5,2 und 5,5 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
22. <i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grun.	240-0	pH-Optimum zwischen 5,5 und 6,0 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
23. <i>Eunotia meisteri</i> Hust.	180-78, 24	In Moorgewässern (S.).
24. <i>Eunotia meisteri</i> Hust. var. <i>bidens</i> Hust.	180, 170, 90, 78, 72, 24	pH-Optimum 5,5 (Ch.).
25. <i>Eunotia papilio</i> (Grun.) Hust.	246, 228, 90, 24, 14, 0	Das Optimum der Art liegt sicher sehr niedrig (Ch.).
26. <i>Eunotia parallela</i> Ehr.	126-78, 24, 18, 14, 6	pH-Optimum 5,0 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
27. <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillw.? Kütz.) Rabh.	156-138, 78, 0	pH-Optimum 6,5 (Ch.) Nominatform eurytoper Kosmopolit (S.).
28. <i>Eunotia pectinalis</i> (Dillw. ? Kütz.) Rabh. var. <i>minor</i> (Kütz.).	192-120, 78	-
29. <i>Eunotia polydentula</i> Brun var. <i>perpusilla</i> Grun.	132-78, 0	pH-Optimum zwischen 5,2 und 5,5 (Ch.). In den schwach und mittelsauren Gewässern (S.).
30. <i>Eunotia robusta</i> Ralfs.	132-120, 90-0	pH-Optimum niedrig, ungefähr bei 5,0 (Ch.). In Moortümpel (S. Z.).
31. <i>Eunotia robusta</i> Ralfs var. <i>diadema</i> (Ehr.) Ralfs	172-126	In den Gebirgen (S. Z.). Gemeinsam mit der Art (Z.).
32. <i>Eunotia robusta</i> Ralfs var. <i>tetraodon</i> (Ehr.) Ralfs	186-126	In den Gebirgen (S. Z.). Gemeinsam mit der Art (Z.).
33. <i>Eunotia sudetica</i> O. Müll.	240-222, 192, 72, 66	pH-Optimum niedrig (Ch.). In Moorgewässern (S.).
34. <i>Eunotia tenella</i> (Grun.) Hust.	234-156, 84, 24, 0	pH-Optimum 6,0 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
35. <i>Eunotia valida</i> Hust.	286, 271-114, 84, 0	ph-Optimum zwischen 5,0 und 5,5 (Ch.). In Moorgewässern (S.).
36. <i>Eunotia veneris</i> (Kütz.) O. Müll.	132-78, 0	In Moorgewässern (S.).
37. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun.	180-132, 78-60, 24	pH-Optimum etwa 7,7-7,8 (Ch.).
38. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni	271-0	Nominatform eurytoper Kosmopolit, vor allem aber im Litoral von Gewässern und Quellen. Massenvorkommen in elektrolytarmen Gewässern, findet sich auch bei mittlerem Elektrolytgehalt. (K.).
39. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni var. <i>saxonica</i> (Rabh.) De Toni	271-0	Nordisch-alpin, bevorzugt dystrophe, elektrolytarne Gewässer, vor allem Hochmoore (K.).
40. <i>Frustulia rhomboides</i> (Ehr.) De Toni var. <i>saxonica</i> (Rabh.) De Toni f. <i>capitata</i> (Mayer) Hust.	271-0	Wahrscheinlich wie var. <i>saxonica</i>
41. <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Cl.	286-256	Die Charakterisierung der Art „alkalophil“ ist sicher irreführend weil ebenso hohe Vitalität regelmäßig auch in elektrolytarmen Milieu, weit unter dem Neutralpunkt, zusammen mit artenreichen <i>Eunotia</i> - <i>Pinnularia</i> Vergesellschaftungen festzustellen ist (K.). pH.-Optimum der Nominatform um, vielleicht auch über 8. Varietäten der Art ... haben keine von der des Typus abweichende Autoökologie (Ch.).
42. <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>coronatum</i> (Ehr.) W. Sm.	286-150	
43. <i>Gomphonema capitatum</i> Ehr.	271-204	In elektrolytreicheren Gewässern (K.).
44. <i>Gomphonema parvulum</i> (Kütz.) Grun.	147, 135, 132-114, 96, 78	pH-Optimum etwa 7,8 bis 8,2 (Ch.).

45. <i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz.	204-0	In kalten Biotopen, in Gebirgen (S.).
46. <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs	271, 150, 138, 84, 60, 42, 0	pH-Optimum zwischen 7,9 und 8,2 (Ch.).
47. <i>Melosira granulata</i> (Ehr.) Ralfs var. <i>angustissima</i> (O. Müll.) Hust.	170, 78, 60, 42, 18, 0	-
48. <i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz.	286-0	pH-Optimum sicher unter pH 8,0 (Ch.).
49. <i>Navicula minima</i> Grun.	204, 192, 156, 90, 72	In unterschiedlichsten Biotopen (K.). pH-Optimum zwischen 7,5 und 8,0 (Ch.).
50. <i>Navicula radiosa</i> Kütz.	204, 192-0	Indifferent zum pH und Elektrolytgehalt (K.). Das pH-Optimum liegt wohl dem Neutralpunkt nahe (Ch.).
51. <i>Navicula rotaena</i> (Rabh.) Grun.	250-0	pH-Optimum unter 6,0 (Ch.).
52. <i>Navicula subtilissima</i> Cl.	150-0	In Hochmooren und damit in Kontakt stehenden extrem sauren und elektrolytarmen Biotopen (K.).
53. <i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl. var. <i>amphirhynchus</i> (Ehr.) Cl.	192, 180, 162, 78, 0	-
54. <i>Neidium bisulcatum</i> (Lagerst.) Cl.	271-24, 0	In moorigen Sümpfen mit geringem Elektrolytgehalt.
55. <i>Neidium bisulcatum</i> (Lagerst.) Cl. f. <i>undulatum</i> O. Müll	271-204, 198, 192	pH-Optimum zwischen 5,0 und 6,0 (Ch.).
56. <i>Neidium dubium</i> (Ehr.) Cl.	216-114, 78	In oligosaprogenen Gewässern mit mittlerem, selten auch höherem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum um pH 6,0 (Ch.).
57. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl.	286, 210-156, 114-0	Kosmopolit. In verschiedenen oligosaprogenen Gewässern mit mittlerem Elektrolytgehalt (K.).
58. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl. f. <i>vernalis</i> Reich.	234-14, 0	pH-Optimum um pH 6,0 (Ch.).
59. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl. f. <i>maximum</i> (Cl.) Hust.	204-180, 36	pH-Optimum um pH 6,0 (Ch.).
60. <i>Neidium iridis</i> (Ehr.) Cl. var. <i>amplicatum</i> (Ehr.) Cl. (= <i>N. amplicatum</i> )	192-168	In oligo – bis mesotrophen Gewässern mit mittlerem Elektrolytgehalt (K.).
61. <i>Neidium productum</i>	259-72	Scheint Gewässer mit geringem Elektrolytgehalt zu bevorzugen und wurde besonders in dystrophen Gewässern gefunden, während sie in Gewässern mit mittlerem Elektrolytgehalt meist fehlt (K.). pH-Optimum um, vielleicht etwas unter pH 6,0 (Ch.).
62. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr.	286-0	In Gewässern mit unterschiedlichem Elektrolytgehalt (K.).
63. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr. var. <i>linearis</i> Hust.	286, 168-84, 0	Optimum etwa pH 6,0. Die sogenannten „Varietäten“ der Art ... sind ökologisch vom Typus nicht verschieden (Ch.).
64. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr. <i>parva</i> (Ehr.) Grun.	246, 150-114	
65. <i>Pinnularia gibba</i> Ehr. f. <i>subundulata</i> Mayer.	120-84, 0	
66. <i>Pinnularia hemiptera</i> (Kütz.) Cl.	271-192	In Gebieten, besonders in Gebirgsgewässern mit niedrigem bis mittlerem Elektrolytgehalt verbreitet (K.). Optimum zwischen pH 5,8 und 6,4 (Ch.).
67. <i>Pinnularia interrupta</i> W. Sm.	271-0	Überall verbreitet, scheint aber oligosaprobe Gewässer mit niedrigem Mineralgehalt zu bevorzugen (K.).
68. <i>Pinnularia interrupta</i> W. Sm. f. <i>minutissima</i> Hust.	271-0	(K.). pH-Optimum um 7,5 oder vielleicht etwas höher (Ch.).
69. <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl.	286-78	Nominatform häufiger in Gewässern mit niedrigem Elektrolytgehalt, seltener mit mittlerem und höherem Elektrolytgehalt (K.).
70. <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl. f. <i>biundulata</i> O Müll.	286-78	

71. <i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cl. var. <i>brebissonii</i> (Kütz.) Hust.	286-78	Die Art und ihre Varietäten und Formen haben ein höheres pH-Optimum als die meisten anderen Arten der Gattung, es liegt aber kaum über pH 7,0 (Ch. Seite 334). <i>P. microstauron</i> und ihre Varietäten, besonders die var. <i>brebissonii</i> , können auch in schwach alkalischen Gewässern eine gewisse, nicht besonders hohe Häufigkeit erreichen, ihr pH-Optimum liegt aber wahrscheinlich bei pH 6,8 oder 6,9 (Ch. Seite 417).
72. <i>Pinnularia nobilis</i> Ehr.	246-138, 126, 102	In dystrophen Gewässern und solchen mit niedrigem Elektrolytgehalt (K.).
73. <i>Pinnularia polyonca</i> (Bréb.) O. Müll.	192-12, 0	Scheint Gewässer mit niedrigem Elektrolytgehalt zu bevorzugen (K.). Optimum unter pH 6 (Ch.).
74. <i>Pinnularia subcapitata</i> Greg.	246, 240, 132, 78, 14, 0	In Gewässern mit geringem Elektrolytgehalt, besonders im Gebirge (K.). Ist eine allgemein verbreitete und sehr häufige Bewohnerin saurer Gewässer, deren pH-Optimum zwischen pH 5,5 und 5,8 liegt (Ch.).
75. <i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehr.	286-192, 114, 84, 30	Besonders in Gewässern mit geringem, aber auch mittlerem Elektrolytgehalt (K.). pH-Optimum zwischen pH 5,6 und 6,0 (Ch.).
76. <i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehr. var. <i>sedetica</i> (Hilse) Hust.	265-192, 156	-
77. <i>Stauroneis anceps</i> Ehr.	286-0	In allen Gewässertypen (K.). pH-Optimum unter, aber nahe pH 7 (Ch.).
78. <i>Stauroneis anceps</i> Ehr. f. <i>gracilis</i> (Ehr.) Cl.	204-192, 168-150, 60	
79. <i>Stauroneis anceps</i> Ehr. f. <i>linearis</i> (Ehr.) Cl.	286-0	
80. <i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch.) Ehr.	286-0	Litoralform, auch in stärker verschmutzten, eutrophen Gewässern aller Art verbreitet und häufig (K.). Optimum etwa pH 6,8 (Ch.).
81. <i>Stenopterobia intermedia</i> Levis	210-0	In dystrophen Gewässern (K.). In Moortümpeln (S.) pH-Optimum 5,5 (Ch.).
82. <i>Stephanodiscus astraea</i> Hust	271, 253, 222, 186, 120, 90, 24	In eutrophen Gewässern (S.). pH-Optimum bei pH 8,3 (Ch.).
83. <i>Stephanodiscus astraea</i> (Ehr.) Grun. var. <i>minutus</i> (Kütz.) Grun	286, 216, 72, 66, 48, 24, 0	
84. <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	286, 240-24	In eutrophen Gewässern (S.). Das pH-Optimum liegt ebenfalls hoch, sicher um oder über pH 8,2 (Ch.). Alkalophil (Kalbe).
85. <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun. var. <i>pulsillus</i> Grun.	222-216, 150, 138-108	
86. <i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun. var. <i>stratior</i> Kalbe	216, 150, 138-108, 24	
87. <i>Surirella linearis</i> W. Sm.	265-138, 24, 0	pH-Optimum um, vielleicht etwas unter pH 6.
88. <i>Surirella linearis</i> W. Sm. var. <i>constricta</i> (Ehr.) Grun.	240, 204-120, 0	-
89. <i>Surirella linearis</i> W. Sm. var. <i>helvetica</i> (Brun) Meist.	271, 210-120, 0	-
90. <i>Synedra acus</i> Kütz.	162-114, 0	pH-Optimum zwischen pH 7,4 und 7,6 (Ch.).
91. <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	138, 120, 108, 102, 96, 78, 0	Das pH-Optimum 5,8 (Ch.). pH-Optimum um pH 5,0, nicht höher als 5,3 (Ch.).
92. <i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kütz.	271-0	pH-Optimum um pH 5,0, nicht höher als 5,3 (Ch.).
93. <i>Coscinodiscus</i> sp.	265-0	

Tabelle 6

## Diatomeentaxa, die in den Präparaten nur vereinzelt vorkommen

Taxa	Tiefe	Taxa	Tiefe
1. <i>Achnanthes coarcta</i> (Bréb.) Grun.	250	49. <i>Eunotia microcephale</i> Krasske var. <i>tridentula</i> (Mayer) Hust.	102, 78
2. <i>Achnanthes conspicua</i> Mayer	180, 0	50. <i>Eunotia monodon</i> Ehr.	222
3. <i>Achnanthes flexella</i> (Kütz.) Grun.	261	51. <i>Eunotia monodon</i> Ehr. var. <i>bidens</i> (Greg.) W. Sm.	246, 216
4. <i>Achnanthes inflata</i> (Kütz.) Grun.	271	52. <i>Eunotia praerupta</i> Ehr.	162, 90, 84, 0
5. <i>Achnanthes kryophila</i> Petersen	259	53. <i>Eunotia praerupta</i> Ehr. var. <i>bidens</i> (W. Sm.) Grun.	216, 138.
6. <i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun.	265	54. <i>Eunotia septentrionalis</i> Oestr.	253, 216, 114
7. <i>Achnanthes lanceolata</i> (Bréb.) Grun. var. <i>elliptica</i> Cl.	132	55. <i>Eunotia sudetica</i> O. Müll. var. <i>bidens</i> Hust.	0
8. <i>Amphora ovalis</i> Kütz.	192, 60	56. <i>Eunotia suecica</i> Cl.	222
9. <i>Asterionella formosa</i> Hass.	216, 120	57. <i>Fragilaria alpestris</i> Krasske	170
10. <i>Caloneis becillum</i> (Grun.) Mer.	280, 271	58. <i>Fragilaria brevistriata</i> Grun.	271, 261
11. <i>Caloneis clevei</i> (Lagerst.) Cl.	265	59. <i>Fragilaria constricta</i> Ehr.	132, 0
12. <i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl.	285, 265, 261, 259, 256	60. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>binodis</i> (Ehr.) Grun.	60
13. <i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl. var. <i>alpina</i> Cl.	259	61. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>exigua</i> (W. Sm.) Schulz.	174
14. <i>Caloneis silicula</i> (Ehr.) Cl. var. <i>ventricosa</i> (Ehr.) Donk.	286, 265, 256	62. <i>Fragilaria construens</i> (Ehr.) Grun. var. <i>venter</i> (Ehr.) Grun.	174
15. <i>Ceratoneis arcus</i> (Ehr.) Kütz.	286, 256	63. <i>Fragilaria inflata</i> (Heid.) Hust.	271, 265, 228
16. <i>Cocconeis antiqua</i> Temp. et Br.	78	64. <i>Fragilaria intermedia</i> Grun.	102
17. <i>Cocconeis imperatrix</i> A. S.	78	65. <i>Fragilaria virescens</i> Ralfs	265, 174, 156, 150
18. <i>Cocconeis pinnata</i> Greg.	78	66. <i>Fragilaria virescens</i> Ralfs var. <i>capitata</i> Oestr.	0
19. <i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	192, 0	67. <i>Frustulia vulgaris</i> (Thw.) De Toni	271, 126
20. <i>Cyclotella commensis</i> Grun.	132	68. <i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.	286, 240, 192
21. <i>Cyclotella compta</i> (Ehr.) Kütz.	192	69. <i>Gomphonema angustatum</i> (Kütz.) Rabh.	265, 198, 192
22. <i>Cyclotella ocellata</i> Pant.	286	70. <i>Gomphonema constrictum</i> Ehr.	286, 259
23. <i>Cyclotella operculata</i> (Ag.) Kütz. var. <i>mesolein</i> Grun.	286	71. <i>Gomphonema gracile</i> Ehr.	216, 120
24. <i>Cymbella aspera</i> (Ehr.) Cl.	286	72. <i>Gomphonema lanceolatum</i> Ehr.	240, 216, 84
25. <i>Cymbella brehmii</i> Hust.	210	73. <i>Gomphonema longiceps</i> Ehr. var. <i>subclavatum</i> Grun.	204
26. <i>Cymbella cuspidata</i> Kütz.	192	74. <i>Gomphonema longiceps</i> Ehr.	271, 210
27. <i>Cymbella delicatula</i> Kütz.	132, 90	75. <i>Gomphonema olivaceum</i> (Lyngb.) Kütz	180
28. <i>Cymbella hebridica</i> (Greg.) Grun.	234, 216, 2	76. <i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kütz.) Rabh.	286, 265, 162
29. <i>Cymbella hybrida</i> Grun.	286, 240	77. <i>Gyrosigma kützingii</i> (Grun.) Cl.	265
30. <i>Cymbella laevis</i> Näg.	198	78. <i>Hantzschia amphioxus</i> (Ehr.) Grun.	265
31. <i>Cymbella mutica</i> Torka	271	79. <i>Melosira distans</i> (Ehr.) Kütz. var. <i>alpigena</i> Grun.	192, 0
32. <i>Cymbella perpusilla</i> Cl.	90	80. <i>Melosira islandica</i> O. Müll.	60, 0
33. <i>Cymbella pusilla</i> Grun.	192	81. <i>Melosira italica</i> (Ehr.) Kütz var. <i>valida</i> (Grun.) Hust.	192, 0
34. <i>Cymbella saxonica</i> Bily et Marvan	271, 102, 78	82. <i>Meridion circulare</i> Ag.	271, 240, 216
35. <i>Cymbella sinuata</i> Greg.	192, 30, 24, 0	83. <i>Meridion circulare</i> Ag. var. <i>constricta</i> (Ralfs) V. H.	216, 192, 168
36. <i>Cymbella turgidala</i> Grun.	216	84. <i>Navicula anglica</i> Ralfs	271
37. <i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cl.	253	85. <i>Navicula atomus</i> (Näg.) Grun.	271
38. <i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cl. var. <i>oblongella</i> (Näg.) Cl.	253	86. <i>Navicula bacillum</i> Ehr.	286
39. <i>Diploneis parma</i> Cl.	286	87. <i>Navicula bicapitata</i> Hust.	216
40. <i>Eunotia arcus</i> Ehr. var. <i>fallax</i> Hust.	271, 174, 170	88. <i>Navicula cari</i> Ehr.	78, 0
41. <i>Eunotia bidentula</i> W. Sm.	216, 192	89. <i>Navicula cinta</i> (Ehr.) Kütz	286
42. <i>Eunotia bigibba</i> Kütz. var. <i>pumila</i> Grun.	240, 222, 78, 0	90. <i>Navicula cinta</i> (Ehr.) Kütz. var. <i>heufferli</i> Grun.	271
43. <i>Eunotia diodon</i> Ehr.	271, 240, 228, 84		
44. <i>Eunotia exigua</i> (Bréb.) Rabh. var. <i>bidens</i> Hust	216		
45. <i>Eunotia gracilis</i> (Ehr.) Rabh.	222		
46. <i>Eunotia kocheliensis</i> O. Müll.	216, 90		
47. <i>Eunotia lunaris</i> (Ehr.) Grun. var. <i>capitata</i> Grun.	0		
48. <i>Eunotia microcephala</i> Krasske	168, 78		

Tabelle 6 (Fortsetzung)

Taxa	Tiefe	Taxa	Tiefe
91. <i>Navicula cocconeiformis</i> Greg.	286	141. <i>Surirella delicatissima</i> Laevis	0
92. <i>Navicula contenta</i> Grun. f. <i>paralella</i> Peterson	0	142. <i>Surirella moelleriana</i> Grun.	0
93. <i>Navicula cryptocephala</i> Kütz. var. <i>lata</i> Porecki et Anisimowa	192	143. <i>Surierella ovata</i> Kütz. var. <i>pinnata</i> (W. Sm.) Hust.	265
94. <i>Navicula digitulus</i> Hust.	259, 256, 240	144. <i>Surirella robusta</i> Ehr.	216, 210
95. <i>Navicula exigua</i> (Greg.) O. Müll.	240, 228, 72	145. <i>Surirella tenera</i> Greg.	250, 204
96. <i>Navicula fragilarioides</i> Krasske	0	146. <i>Synedra acus</i> Kütz. var. <i>angustissima</i> Grun.	60
97. <i>Navicula graciloides</i> Mayer	259, 253, 250	147. <i>Synedra amphicephala</i> Kütz.	192, 168
98. <i>Navicula grimmei</i> Krasske	259	148. <i>Synedra capitata</i> Ehr.	286
99. <i>Navicula hungarica</i> Grun.	259	149. <i>Synedra pulchella</i> (Ralfs) Kütz.	286, 192, 132, 0
100. <i>Navicula lapidosa</i> Krasske	256	150. <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.	256
101. <i>Navicula microcephala</i> Grun.	271, 259	151. <i>Synedra ulna</i> (Nitzsch.) Ehr. var. <i>danica</i> (Kütz.) Grun.	253, 210, 168
102. <i>Navicula mutica</i> Kütz.	286		
103. <i>Navicula placentula</i> (Ehr.) Grun.	286		
104. <i>Navicula pupula</i> Kütz.	256, 246, 0		
105. <i>Navicula pupula</i> Kütz. var. <i>eliptica</i> Hust.	265, 0		
106. <i>Navicula pusio</i> Cleve.	246		
107. <i>Navicula pseudoscutiformis</i> Hust.	204, 192		
108. <i>Navicula reinhardtii</i> Grun.	216, 156, 0		
109. <i>Navicula schönfeldii</i> Hust.	256		
110. <i>Navicula variostriata</i> Krasske	0		
111. <i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl.	198, 186, 84, 0		
112. <i>Neidium affine</i> (Ehr.) Cl. var. <i>longiceps</i> (Greg.) Cl.	265, 210, 192, 150		
113. <i>Nitzschia acicularis</i> W. Sm.	36, 0		
114. <i>Nitzschia fonticola</i> Grun.	271, 180, 174, 156, 132		
115. <i>Nitzschia frustulum</i> (Kütz.) Grun.	271, 228		
116. <i>Nitzschia linearis</i> W. Sm.	192		
117. <i>Nitzschia paleacea</i> Grun.	102		
118. <i>Nitzschia romana</i> Grun.	259, 24		
119. <i>Nitzschia sublinearis</i> Hust.	204.		
120. <i>Pinnularia acrosphaeria</i> Bréb.	222		
121. <i>Pinnularia appendiculata</i> (Ag.) Cl.	180, 126		
122. <i>Pinnularia borealis</i> Ehr.	240, 132, 72, 0		
123. <i>Pinnularia borealis</i> Ehr. var. <i>brevicostata</i> Hust.	186		
124. <i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cl.	192, 24		
125. <i>Pinnularia braunii</i> (Grun.) Cl. var. <i>amphicephala</i> (Mayer) Hust.	60		
126. <i>Pinnularia divergens</i> W. Sm.	126		
127. <i>Pinnularia cardinaliculus</i> Cleve	126		
128. <i>Pinnularia episcopalis</i> Cl.	234		
129. <i>Pinnularia leptosoma</i> Grun.	192		
130. <i>Pinnularia mesolepta</i> (Ehr.) W. Sm.	286, 253		
131. <i>Pinnularia stauroptera</i> Grun.	192		
132. <i>Pinnularia subsolaris</i> (Grun.) Cl.	271		
133. <i>Stauroneis acuta</i> W. Sm.	234, 222		
134. <i>Stephanodiscus alpinus</i> Hust.	0		
135. <i>Stephanodiscus dubius</i> (Frikke) Hust.	216, 174, 72, 0		
136. <i>Stephanodiscus tenuis</i> Hust.	216, 180, 84		
137. <i>Surirella angustata</i> Kütz.	271, 265		
138. <i>Surirella birostrata</i> Hust.	216, 192, 0		
139. <i>Surirella biseriata</i> Bréb.	0		
140. <i>Surirella capronii</i> Bréb.	216, 210, 204, 192		

## 6. Literaturverzeichnis

AUTORENKOLLEKTIV (1982):

Saurer Regen – Ursachen, Folgen, Gegenmaßnahmen. – Kölner Volksblatt – Katalyse Umweltgruppe, Köln.

BAUBERGER, W. (1964):

Werdegang und Bau des Moldanubikums. – Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:500 000, hrsg. v. Bayer. Geolog. Landesamt München.

BAUBERGER, W. (1977):

Geologische Karte von Bayern. – Erl. z. Blatt 7046/7047 Spiegelau/Finsterau, hrsg. v. Bayer. Geolog. Landesamt München.

BLENDINGER, H. u. WOLF, H. (1971):

Die Magnetkieslagerstätte Silberberg bei Bodenmais und weitere Erzvorkommen im Hinteren Bayer. Wald. – Der Aufschluß, Sonderheft 21, Heidelberg.

CHOLNOKY, B. J. (1968):

Die Ökologie der Diatomeen in Binnengewässern. J. Cramer Verlag.

DICKSON, W. (1978):

Some effects of the acidification of Swedish lakes. – Verh. Intern. Verein. Limnol. 20.

ELLING, W., BAUER, G., KLEMM, H., KOCH, H. (1979):

Klima und Böden. – Waldstandorte, Nationalpark Bayer. Wald, H. 1.

ERGENZINGER, P. (1967):

Die eiszeitliche Vergletscherung des Bayer. Waldes. – Eiszeitalter und Gegenwart, 18.

FINCK, A. (1976):

Pflanzenernährung in Stichworten. – Kiel 1976.

FIRBAS, F. (1949/52):

Spät- und nacheiszeitliche Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. 2 Bände.

FLURL, M. (1792):

Bechreibung der Gebirge von Baiern und der oberen Pfalz. – München 1792.

FÖRSTNER, U. u. MÜLLER, G. (1974):

Schwermetalle in Flüssen und Seen. – Berlin, Heidelberg, New York 1974.

FÖRSTNER, U. u. SALOMONS, W. (1983):

Freisetzung schädlicher Metallverbindungen aus Sedimenten. – Geowiss. in unserer Zeit, Jg. 1, Nr. 2, Weinheim.

HÄGERHÄLL, B. (1982):

Übersäuerung der Umwelt – Eine massive Zerstörung der Ökosysteme in Schweden. – Akt. Inf. aus Schweden 281.

HAUNER, U. (1980):

Eiszeitliche Formen und Ablagerungen. – National-

- park Bayer. Wald, H. 5, hrsg. v. Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landw. u. Forsten.
- HELLMANN, H. (1972):  
Definition und Bedeutung des Backgrounds für umweltschutzbezogene gewässerkundliche Untersuchungen. – Dt. Gewässerkundl. Mitt. 16, H. 6.
- KADLUBOWSKA, J. Z. (1978):  
Methods of representative analysis of diatom communities. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20. 1275-1288.
- KWIATOWSKI, R. E., ROFF, J. C. (1976):  
Effects of acidity on the phytoplankton and primary productivity of selected northern Ontario lakes. – Can. J. Bot. 54.
- LENHARDT, B. u. STEINBERG, C. (1984):  
Limnochemische und limnobiologische Auswirkungen der Versauerung von kalkarmen Oberflächengewässern. – Hrsg. Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft.
- MERKT, J. et al. (1971):  
Vorschlag zur Gliederung und Definition der limnischen Sedimente. – Geol. Jb. 89, Hannover.
- MINISTRY OF AGRICULTURE ENVIRONMENT, '82 COMITEE  
Acidification Today and Tomorrow.
- MÖLLER, L. (1955):  
Geogr. Verteilung der Konzentration gelöster Substanzen von Grund- und Oberflächengewässern Südwestdeutschlands in limnologischer Sicht. – Verh. d. Intern. Verein. Limnol. 12.
- MUROZUMI, M., CHOW T. J. u. PATTERSON, C. (1969):  
Chemical concentrations of pollutant lead aerosols, terrestrial dusts and sea salts in Greenland and Antarctic snow strata. – Geochim. Cosmochim. Acta 33.
- NIRSCHL, H. (1983):  
Untersuchungen zum Sedimentchemismus im Rachelsee. – Diplom-Arbeit an der FH München.
- NOACK, E.-M. (1979):  
Witterung und Klima im Nationalpark Bayerischer Wald. – Nationalpark Bayer. Wald, Heft 5, hrsg. v. Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landw. u. Forsten.
- PETERMANN, R. u. SEIBERT, P. (1989):  
Die Pflanzengesellschaften des Nationalparks Bayer. Wald (mit Vegetationskarte). – Nationalpark Bayer. Wald, H. 4, hrsg. v. Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landw. u. Forsten.
- PLOCHMANN, R. (1979):  
Mensch und Wald. – München 1979.
- PRÖMPER, R. (1982):  
Element- und isotopenspezifische Sedimentation im Einzugsgebiet des Gr. Arbersees (Bayer. Wald) während des Spät- und Postglazials unter besonderer Berücksichtigung rezenter Veränderungen im Ökosystem. – Diplom-Arbeit am Geogr. Inst. der LMU-München.
- REISSINGER, A. (1930):  
Der Schwarze See im Böhmerwald. – Die ostbayer. Grenzmarken, Monatsschrift d. Inst. f. Ostbayer. Heimatforschung 3.
- REISSINGER, A. (1931):  
Schlammuntersuchungen am Schwarzen See im Böhmerwald. – Stuttgart 1931.
- SCHEFFER, F. und SCHACHTSCHABEL, P. (1979):  
Lehrbuch der Bodenkunde; 10. Aufl., Ferd. Enke, Verl. Stuttgart.
- SCHLEGEL (1981):  
Allgemeine Mikrobiologie. – Stuttgart (1981):
- SCHWARBACH, M. (1950):  
Das Klima der Vorzeit.
- SEYFERT, I. (1981):  
Der Abbau von Erz- und Quarzvorkommen im Bereich des Nationalparks Bayer. Wald. – Der Aufschluß, Sonderband 31, Heidelberg.
- STRAKA, H. (1970):  
Pollenanalyse und Vegetationsgeschichte. – Wittenberg Lutherstadt.
- TÖLG, G. (1973):  
Zur Frage systematischer Fehler in der Spurenanalyse der Elemente. – Vom Wasser 40.
- TUREKIAN, K. K. u. WEDEPOHL (1961):  
Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. – Bull. Geol. Soc. Am.
- WASSERWIRTSCHAFTSAMT PASSAU (1982):  
Rachelseeuntersuchung/Tiefenprofil N<sup>o</sup> – 4110 – 1009/82 – 012.

**Anschriften der Verfasser:**

Prof. Dr. Joanna Z. Kadlubowska  
Department of Algology  
University of Lodz  
Banacha 12/16  
90-237 Lodz/POLEN

Dr. Günther Michler  
Inst. f. Geographie  
(Lehrstuhl Prof. Dr. F. Wilhelm)  
Luisenstr. 37  
8000 München 2

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1989

Band/Volume: [13\\_1989](#)

Autor(en)/Author(s): Kadlubowska Johanna Z., Michler Günther

Artikel/Article: [Palökologische Untersuchungen an Sediment kernen aus dem Rachensee 239-260](#)