

**PLANKTONSUKZESSION UND PRODUKTIONSVORGÄNGE IN ZWEI
AUSKIESUNGSSEEN AM MITTLEREN MAIN**

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Naturwissenschaften (Dr. Rer. Nat.)
der Justus-Liebig-Universität Giessen
Fachbereich Biologie

vorgelegt von
Néstor Jaime Aguirre Ramírez
aus Pácora, Kolumbien
Giessen 1999

D 26

Dekan: Prof. Dr. R. Renkawitz

I. Berichterstatter: PD Dr. B. Werding

II. Berichterstatter: Prof. Dr. C. Kunze

Tag der mündlichen Prüfung:

Inhalt

	Seite
1 Einleitung	1
2 Untersuchungsgebiet	5
2.1 Lage	5
2.2 Klima	6
2.3 Geologie	6
2.4 Hydrographie	7
3 Material und Methoden	9
3.1 Physikalische Variablen	11
3.2 Chemische Variablen	12
3.3 Biologische Variablen	14
3.4 Mathematische Methoden	19
4 Ergebnisse	21
4.1 Physikalische Variablen und Parameter	23
4.1.1 Lufttemperatur	23
4.1.2 Bathimetrie und Morphometrie	23
4.1.3 Wassertransparenz und euphotische Zone	27
4.1.4 Wassertemperatur	29
4.1.5 Relativer thermischer Widerstand	32
4.1.6 Leitfähigkeit	37
4.2 Chemische Variablen	40
4.2.1 Sauerstoff	40
4.2.2 Relative Sauerstoffsättigung	45
4.2.3 pH	49

4.2.4 Kohlendioxid	53
4.2.5 Alkalinität	57
4.2.6 Gesamthärte	61
4.2.7 Carbonathärte	65
4.2.8 Gelöster Stickstoff	69
4.2.9 Nitrat	73
4.2.10 Nitrit	77
4.2.11 Ammonium	81
4.2.12 Orthophosphat	85
4.2.13 Eisen	89
4.2.14 Chlorid	93
4.3 Biologische Variablen	97
4.3.1 Chlorophyll a	97
4.3.2 Primärproduktion	101
4.3.3 Plankton	104
4.3.3.1 Qualitative Phytoplanktonuntersuchung	111
4.3.3.2 Qualitative Zooplanktonuntersuchung	118
4.3.3.3 Quantitative Phytoplanktonuntersuchung	124
4.3.3.4 Quantitative Zooplanktonuntersuchung	134
4.3.3.5 Tagesgänge	144
4.3.3.5.1 Lufttemperatur	144
4.3.3.5.2 Wassertemperatur	144
4.3.3.5.3 Relativer thermischer Widerstand	148
4.3.3.5.4 Sauerstoff	150
4.3.3.5.5 Relative Sauerstoffsättigung	153
4.3.3.5.6 pH	156
4.3.3.5.7 Phytoplankton	158
4.3.3.5.8 Zooplankton	165
4.3.3.6 Diversität und Sukzession	171
4.3.3.6.1 Indizes und deren Beziehung zur Phytoplankton-sukzession	171
4.3.3.6.2 Indizes und deren Beziehung zur Zooplankton-sukzession	174

4.3.3.6.3 Planktondiversität und äußere Bedingungen	177
4.3.3.7 Zeitliche Änderung der Planktongemeinschaften	180
4.3.3.7.1 Zeitliche Änderung der Gruppenstruktur	180
4.3.3.7.2 Zeitliche Änderung der Artenzusammensetzung	184
5 Diskussion	189
5.1 Physikalische Limnologie	189
5.1.1 Morphometrie	189
5.1.2 Licht	190
5.1.3 Fluß-See Verbindung	191
5.1.4 Thermischer Struktur	192
5.2 Chemische Limnologie	193
5.2.1 Gelöste Gase und Puffersystem	193
5.2.2 Gelöste Ionen	195
5.2.3 Nährstoffe	196
5.3 Primärproduktion	199
5.4 Diversität und Sukzession	200
5.4.1 Indizes und deren Beziehung zur Phytoplanktonsukzession	200
5.4.2 Indizes und deren Beziehung zur Zooplanktonsukzession	201
5.4.3 Planktondiversität und äußere Bedingungen	201
5.5 Zeitliche Änderung der Planktongemeinschaften	202
5.6 Planktonsukzession	203
5.6.1 Planktonsukzession in See 1	203
5.6.2 Planktonsukzession in See 2	205
6 Zusammenfassung	207
7 Literaturverzeichnis	209
8 Anhang	

1 Einleitung

Seit FORBES (1887) einen See mit einer Insel oder einem Mikrokosmos verglichen hat, wurde die Komplexität der Süßwasserökosysteme in ihrer räumlichen Dimension erkannt und in verschiedenen grundlegenden Studien bearbeitet. Untersuchungen zu zeitlichen Abläufen in den gleichen Ökosystemen sind danach ausgeführt worden (HUTCHINSON 1967, MARGALEF 1968, JASSBY & GOLDMAN 1974). In diesem Zusammenhang ist die Sukzession eines der interessantesten Themen der dynamischen Ökologie. Das Ökosystem enthält eine Gruppe von Komponenten, die innerhalb verschiedener Zeiträume unterschiedliche Vorgänge beobachten lassen. In der saisonalen Sukzession, beruht der Austausch von Arten auf dem Prinzip der natürlichen Auslese, ihre Richtung wird von verschiedenen Variablen der Umgebung beeinflusst (HUTCHINSON 1967).

Einige Indizes sind für die Analyse der Sukzession entwickelt worden (JASSBY & GOLDMAN 1974, LEWIS 1978). Solche Indizes sind ein quantitatives Maß der Sukzessionsrate. Alternativ dazu kann eine Sukzession durch die Beschreibung ihrer verschiedenen Phasen charakterisiert werden (SOMMER et al. 1986).

Nach MARGALEF (1983) ist die Sukzession die Entwicklungsgeschichte der Lebensgemeinschaft, die in verschiedenen charakteristischen Stufen abläuft:

- a. Wachstum der Primärproduktion und der Gesamtbiomasse.
- b. Verringerung des Quotienten Primärproduktion/Totalbiomasse.
- c. Verminderung der photosynthetischen Pigmente, Bindung der essentiellen Elemente in den Organismen.
- d. Stabilisierung des Systems bei komplexer Gemeinschaftsstruktur und hoher Artenzahl.
- e. Daraus erfolgende Entwicklung von verschiedenen Homöostase-Zuständen.

Der gleiche Autor betonte, daß im Plankton in wenigen Tagen Veränderungen vorgehen, die in vergleichbaren Waldökosystemen Jahrhunderte dauern können. Nach COLE (1983) ist die Sukzession eine Dynamik, in der eine Gemeinschaft eine andere Gemeinschaft ablöst. Er vertritt außerdem die Meinung, daß die ideale Sukzession in einem Klimax endet. WETZEL (1983) betonte am Beispiel der Phytoplankton Sukzession, daß der Wechsel zwischen dominanten Algen, ihrer Biomasse und Photosyntheserate in Beziehung zu den

physikalischen und biotischen Faktoren einer allgemeinen Tendenz folgen, wobei jedes Ökosystem seine Besonderheiten behält.

REYNOLDS (1980), REYNOLDS et al. (1983), SOMMER (1985), SOMMER et al. (1986) wiesen nach, daß die saisonale Sukzession von Phytoplankton in Seen von physikalischen, chemischen und biologischen Variablen beeinflußt wird. Andere Autoren zeigten, daß in typischen dimiktischen Seen zufällige allogene Veränderungen der physikalischen Umgebung einen deutlich stärkeren Einfluß auf die Sukzession haben, als autogene Faktoren (MARGALEF 1978, HARRIS & PICCININ 1980, LEGENDRE & DEMERS 1984, REYNOLDS 1990).

Nach BICK (1998) versteht man unter Sukzession ganz allgemein eine zeitliche Aufeinanderfolge verschiedener Organismengemeinschaften an der gleichen Stelle. LAMPERT & SOMMER (1993) definieren die Sukzession folgendermaßen: „Ursprünglich gut angepaßte Arten können in einer sich derartig ändernden Umwelt an relativer Fitneß verlieren, während andere Arten an die veränderten Bedingungen besser angepaßt sind. Diese verdrängen zunehmend die ursprünglich vorhandenen Arten, um später selbst auf eine ähnliche Art und Weise verdrängt zu werden. Dieser Prozeß wird als Sukzession bezeichnet“. Der Begriff Sukzession schließt die zeitliche Dimension des Ökosystems ein (ODUM 1994).

In SOMMER et al. (1986) wurde das PEG-Modell formuliert. „Das PEG-Modell (Plankton Ecology Group)“ ist ein deskriptives Modell mit 24 wechselnden saisonalen Intervallen für Phytoplankton und Zooplankton in einem Idealsee. An der Entwicklung dieses Modells haben 30 Planktonökologen mitgearbeitet. Das Modell wurde durch Vergleiche der chemischen Dynamik, sowie der Phytoplankton- und Zooplanktodynamik von 24 Seen formuliert (SOMMER 1989).

Die vorliegende Arbeit ist ein Beitrag zur Verbesserung der Kenntnis über Limnologie und Planktodynamik in zwei Auskiesungsseen des Mains und auch ein Beitrag über die saisonale Sukzession des Planktons in der temperierten Zone. Baggerseen sind Sekundärbiotope, die durch Abgrabungen entstanden sind, vom Grundwasser durchströmt werden und keine Verlandungszonen aufweisen (SIEBECK 1980, BERNDT 1989). Für das vorliegende Studium wurden zwei Auskiesungsseen am Main im Gebiet von Volkach

ausgesucht. Einer der Seen besitzt nur eine Rohrverbindung mit dem Main, die bei niedrigem Wasserstand oberhalb des Wasserspiegels liegt, der andere eine offene Verbindung. In solchen anthropogen beeinflussten Systemen ist eine Sekundärsukzession (BEGON et al. 1998) zu erwarten.

Im Untersuchungsgebiet wurden zur gleichen Zeit weitere limnologischen Arbeiten durchgeführt, die sich mit den Benthoslebensgemeinschaften und deren Abhängigkeit von Wasserqualität und Ökosystemnutzung (BFG 1996, HAASE 1998, BÜRGER 1998) beschäftigten. Im Rahmen des Projektes „Morphologie und Benthosbesiedlung des Alten Baggersees/Elgersheim im Vergleich mit der Neuen Kiesgrube Elgersheim und Baggerseen am Main“ (BFG 1996), sollte die Möglichkeit untersucht werden, die bei der Ausbaggerung des Mains zur Verbesserung der Schiffbarkeit anfallenden Materialien in Auskiesungsseen zu deponieren. Dies geschah unter der Prämisse, die morphologische Struktur der jeweiligen Seen durch das Hinzufügen verschiedener Materialien zu verbessern. Im Rahmen dieses Projektes wurde die hier vorgestellte Untersuchung, als ein Beitrag zur Limnoökologie der Auskiesungsseen, durchgeführt.

Die Planktonsukzession der zwei Baggerseen wurde im Jahresverlauf untersucht. Die zentrale Frage war: Welches sind die wichtigsten Faktoren, die die Planktonsukzession in zwei Auskiesungsseen beeinflussen? Die überprüfte Haupthypothese ist: Wenn die Variationen von Mainwasserniveau, Verbindung mit dem Main, Wassertemperatur, Gasen und Nährstoffen im Verlauf des Jahres signifikant sind, dann wird die Planktodynamik von diesen Faktoren beeinflusst.

Für die vorliegende Arbeit wurde die Planktonsukzession als Zentralthema untersucht und die folgenden Grundlagen formuliert:

-Ein See ist ein ideales Ökosystem für das Studium von Sukzessionen, da einige Gemeinschaften, z.B. das Plankton, in einem Jahr ein weites Spektrum an Sukzessionen zeigen können.

-Die Planktonsukzession ist ein Prozeß, der von physikalischen, chemischen und biologischen Komponenten beeinflusst wird. Die allogenen und autogenen Komponenten haben verschieden starke Einflüsse auf die Sukzession, die spezifisch für jeden See sind.

-Die Planktonsukzession ist ein Prozeß der durch gerichtete oder chaotische Merkmale dominiert sein kann.

-Die Planktonsukzession kann durch die Diversität charakterisiert werden, weil sich die wechselnde Zusammensetzung der Gemeinschaften im Jahreslauf in der Diversität widerspiegelt (MARGALEF 1983).

-Die Dynamik der Zusammensetzung und Struktur der Planktongemeinschaft beruht auf dem gegenseitigen Ausschluß verschiedener Arten ("competitive exclusion principle" HARDIN 1960) und der Koexistenz von Arten als Ergebnis der Variabilität der Nischen in Zeit und Raum (siehe HUTCHINSON 1961).

-Die Intensität der Konkurrenz und Predation beeinflußt die Struktur der Gemeinschaft. Sukzession könnte das Resultat des Wechsels zwischen populationsdichte-abhängigem und -unabhängigem Wachstum sein (KOCH 1974, HUSTON 1979).

Für diese Arbeit, wurden folgende Ziele formuliert:

Allgemeine Zielsetzung:

Erforschung der Planktodynamik in zwei Auskiesungsseen.

Spezifische Zielsetzungen:

- Analyse der physikalischen, chemischen und biologischen Variablen in jedem See.
- Beschreibung der Planktongemeinschaften in den Seen und ihre Beziehungen zu physikalisch-chemischen Variablen.
- Studium der zeitlich-räumlichen Veränderungen des Planktons.
- Bewertung des Einflusses der Verbindung zum Fluß auf das Ökosystem.
- Ermittlung des Eutrophisierungszustandes jedes Sees.
- Erforschung der allogenen und autogenen Faktoren die die Phytoplanktonsukzession und Zooplanktonsukzession beeinflussen.

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage

Es wurden zwei Auskiesungsseen am mittleren Main ausgesucht (Abb. 1).

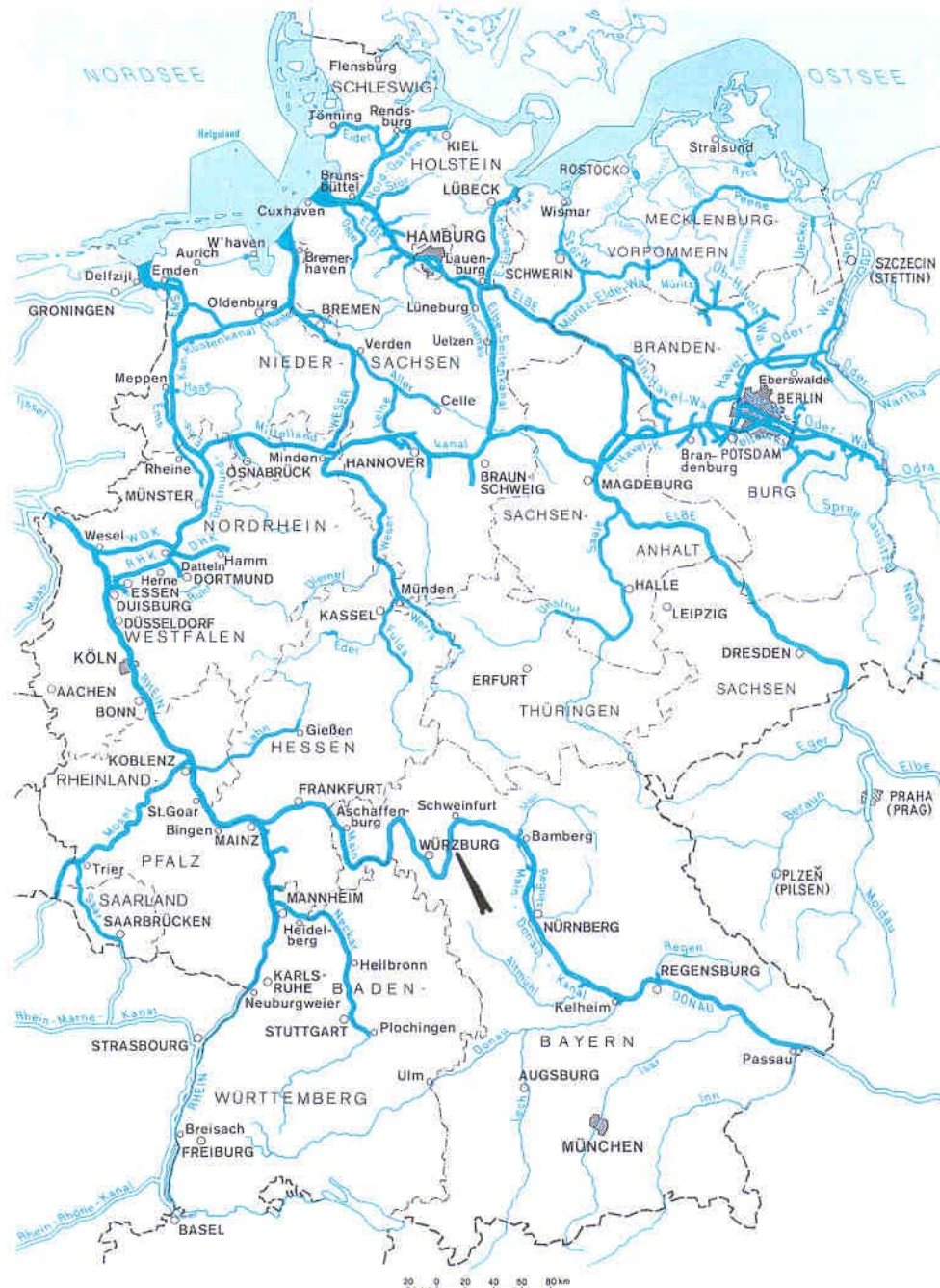


Abb. 1. Untersuchungsgebiet am Main.

Ein See liegt 49°, 54' nördlicher Breite und 10°, 10' westlicher Länge bei Ober Eisenheim (Main km- 314,75). Dieser See wurde in der Untersuchung als See 1 genannt. Der andere See liegt 49°, 53' nördlicher Breite und 10°, 10' westlicher Länge bei Elgersheim (Main km-310). Dieser See wurde als See 2 bezeichnet.

2.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt im "Mittleren Maintal", das Klima ist durch geringere Windgeschwindigkeiten, höhere Temperaturen und eine höhere Zahl an Sonnenstunden im Vergleich zu den umgebenden Gebieten ausgezeichnet. Aufgrund der geschützten Lage im Windschatten der Mittelgebirge ist die Niederschlagshöhe im langjährigen Mittel relativ gering. Sie beträgt für den Untersuchungsbereich selbst 500-600 mm, für die umliegenden Gebiete 600-750 mm (DIERCKE 1974).

Das insgesamt als gemäßigt geltende Großklima zeigt schwach subkontinentale Züge. Süd-Südwest- und vor allem Westwinde herrschen vor. Letztgenannte üben, mit den seltener auftretenden Nordwetterlagen, einen relativ starken maritimen Einfluß auf das Klima aus, während die unter Hochdruckeinfluß dominierenden Ost- und Südwestwetterlagen meist trockene, kontinentale Luftmassen mit sich führen (WALTER 1979, in BFG 1996). Bioklimatisch wird das mittlere Maintal als „teils belastend“ bezeichnet, die angrenzenden Gebiete gelten als „schonend“ oder „reizmild bis reizschwach“ (DIERCKE 1974).

2.3 Geologie

Nach BFG (1996) sind die geologischen Merkmale des Untersuchungsgebietes, die folgenden: Die geologische Grundlage des Untersuchungsgebietes wird von den beiden, zum Trias gehörenden Gesteinen, Muschelkalk und Keuper gebildet. Hierbei handelt es sich um geologische Ablagerungen des Mesozoikums, die der Zechsteinformation folgen.

Wie der gesamte deutsche Mittelgebirgsraum, so gehörte auch der untersuchte Bereich während der Eiszeit (Pleistozän) zum periglazialen Gebiet. Der zwar eisfreie, jedoch nur in den kurzen Sommermonaten oberflächlich auftauende Boden neigte zu Erdrutschen und Fließerden, wodurch es zur Festlegung der heutigen Fließrichtung der Gewässer kam. Ein

weiterer Effekt der Eiszeiten war die Bildung der Schotter- und Kieskörper in Form von Niederterrassen, die einen Großteil des Mainflußbettes im Untersuchungsbereich darstellen. In erdgeschichtlich jüngster Zeit kam es durch anthropogene Veränderungen, wie das Abholzen und Urbarmachen der ausgedehnten Waldungen im Main Einzugsbereich, zu einer Zunahme der Feinsedimentfracht des Flusses. Dies führte im Laufe der Jahrhunderte zur Bildung von Auelehm- und Schluffablagerungen in der Gewässeraue (FECKER & REIK 1987).

2.4 Hydrographie

Als der wichtigste rechte Nebenfluß der Rheins ist der Main 524 km lang und hat ein Einzugsgebiet von 26507 km². Der Main hat zwei Quellflüsse, den Weißen und den Roten Main. Die wichtigsten Nebenflüsse sind Regnitz und Tauber auf der linken Seite und Itz, Fränkische Saale, Kinzig und Nidda auf der rechten Seite. Seit 1992 ist der Rhein-Main-Donau-Kanal in Betrieb. Dieser Kanal verbindet die Nordsee mit dem Schwarzen Meer, wobei es, unterstützt durch die Verschleppung im Ballastwasser von Schiffen, zu einem Faunenaustausch kommt (TITTIZER et al. 1993). Die Abflußmengen hängen von den Jahresniederschlägen ab, welche von November bis April 200-250 mm und von Mai bis Oktober 300-400 mm betragen (RUPPERT et al. 1987).

In Abb. 2 sind die Abflußwert-Messungen des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA) Schweinfurt am Pegel Schweinfurt-Neuer-Hafen des Mains gezeigt (nach WSA SCHWEINFURT 1997). Zahlreiche Auskiesungsseen liegen auf beiden Seiten des Mains und beziehen Wasser durch Grundwasser und Überschwemmungen, einige Seen haben eine direkte Verbindung mit dem Main.

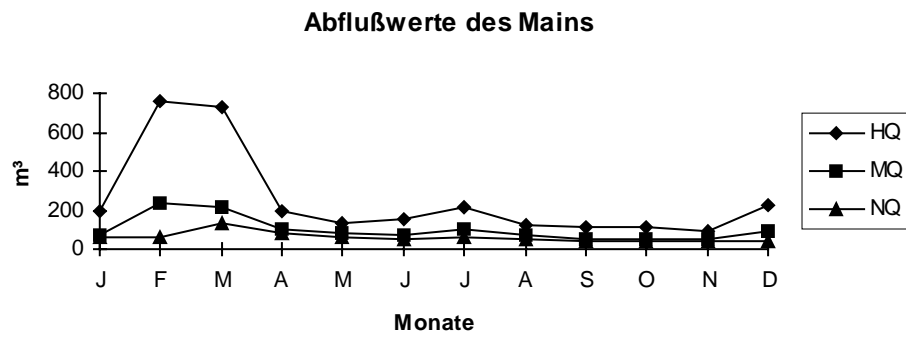


Abb. 2. Abflußwerte des Mains am Pegel Schweinfurt-Neuer-Hafen km 330,78 im Jahr 1997. HQ höchste Abflußwerte, MQ mittlere Abflußwerte und NQ niedrigste Abflußwerte.

3 Material und Methoden

Es wurden zwei Seen am Main im Gebiet von Volkach ausgesucht (Abb. 3).



Abb. 3. Übersichtskarte der untersuchten Seen.

Einer der Seen ist lediglich durch ein Rohr mit einem Durchmesser von 45 cm mit dem Main verbunden, welches als Überlaufrohr dient und bei normalem Wasserstand über dem Wasserspiegel liegt. Der andere See steht durch einen breiten Seitenarm mit dem Fluß in Verbindung. Diese Verbindung zwischen See und Main ist 70 m breit und hat eine Tiefe von bis zu 2 m. Es wurden zwei uferferne Probestellen in jedem See etabliert. Jede Probestelle wurde in drei verschiedenen Tiefen beprobt, 10 cm unter der Oberfläche, an der Grenze der euphotischen Zone und über dem Grund, nur die Wassertemperatur und die Sauerstoffkonzentration wurden unabhängig davon alle 20 cm gemessen. Die Grenze der euphotischen Zone wurde durch das Lambert-Beersche Gesetz bestimmt. BIRGE (1915, 1916) verwendete das Lambert-Beersche Gesetz für die prozentuale Absorption des Lichtes mit der Wassertiefe. Die Gleichung lautet:

$$100(I_0 - I_z)/I_0, \text{ oder } I_z = I_0 \cdot e^{-kz}$$

I_0 = Radiation auf der Oberfläche

I_z = Radiation der Tiefe z

k = Vertikaler Attenuationskoeffizient

Die Abnahme der Lichtintensität im Wasser wird als vertikale Lichtattenuation bezeichnet. Der vertikale Attenuationskoeffizient (k) ist charakteristisch für jeden See und hängt von der Absorption des Wassers und der Partikel, sowie von der Färbung des Wassers, ab. k wurde mit der Gleichung $k = 1,7/T_s$ errechnet, wobei T_s die Secchitransparenz ist (POOLE & ATKINS 1929).

Die Wasserproben wurden mit einem Ruttner-Schöpfer mit einem Liter Volumen entnommen. Die Probennahme erfolgte in den Monaten März (25. bis 27.), Mai (3. bis 5.), Juni (6. bis 8.), Juli (4. bis 6.), August (1. bis 4.), September (8. bis 10.), Oktober (25. bis 27.) und November (28. bis 30.) des Jahres 1997, von einem Boot aus. Die Tagesgänge wurden im Monat August (1997), am 1. und 2. in See 1 und am 3. und 4. in See 2, durchgeführt.

3.1 Physikalische Variablen

Es wurden folgende physikalische Variablen gemessen: Lufttemperatur, Wassertransparenz, Wassertemperatur, relativer thermischer Widerstand und Leitfähigkeit. Zur Beschreibung des Sees wurden zusätzlich morphometrische Parameter erhoben.

Die Lufttemperatur wurde mit einem Gerät (Oxi-320 WTW) mit Temperatursensor im Schatten des Bootes gemessen. Die Transparenz wurde mit einer Secchischeibe von 14 cm Durchmesser bestimmt, wofür das Seil alle 10 cm markiert war. Die Wassertemperatur wurde mit einem Gerät (Oxi-320 WTW) an jeder Probestelle jeweils alle 20 cm gemessen. Der relative thermische Widerstand konnte durch die Wasserdichte (nach HUTCHINSON 1957) bestimmt werden. Die Leitfähigkeit wurde in drei verschiedenen Tiefen mit dem Leitfähigkeitsmeßgerät VDSF G der Firma VDSF Umwelttechnik, Offenbach/Main, gemessen.

Es wurden folgende morphometrische Parameter bestimmt: Lage über NN, maximale Tiefe, Durchschnittstiefe, relative Tiefe, größte Länge, größte Breite, Durchschnittsbreite, Länge der Uferlinie, Verlauf der Uferlinie, Oberfläche und Volumen. Die relative Tiefe ist der Quotient aus maximaler Tiefe und Durchmesser des Sees (HÅKANSON 1981). Der Verlauf der Uferlinie (F) ist ein Parameter der Uferlinienirregularität und stellt somit die Relation zwischen der tatsächlichen und der theoretischen Uferlinie dar. Diese theoretische Uferlinie wird als diejenige eines zirkulären Sees mit einer äquivalenten Oberfläche beschrieben und entspricht einem Uferlinienverlauf von $F=1$. Irreguläre Seen besitzen hohe F-Werte (HÅKANSON 1981).

In jedem See wurde eine Bathimetrie durchgeführt. Zur Bestimmung des Tiefenprofils wurde jeder See auf der längsten ermittelten Diagonalen sowie deren Parallelen im Abstand von 10 m befahren, dabei wurde mittels Echolot alle 10 m die Tiefe ermittelt (BFG 1996). Die Berechnung der Parameter wurde nach HÅKANSON (1981) und WETZEL & LIKENS (1991) vorgenommen, und die bathimetrische Karte mit Hilfe des Computerprogrammes Surfer (Version 6.01) erstellt. In Tab. 1 sind die Methoden, die Geräte und die Einheiten für die physikalischen Variablen zusammengestellt.

Tab. 1. Methoden für die physikalischen Variablen.

Variablen	Einheiten	Methoden	Bemerkungen
Lufttemperatur	°C	elektronisch	WTW-Meßkette
Wassertransparenz	m	Secchischeibe	Durchmesser 14 cm
Wassertemperatur	°C	elektronisch	WTW- Meßkette
Relativer Widerstand	dimensionslos	Dichte	HUTCH. (1957)
Leitfähigkeit	$\mu\text{S cm}^{-1}$	elektronisch	VDSF G Gerät
Höhe über NN	m	Kartographie	Blatt L61 26 Volkach
Maximale Tiefe	m	Bathimetrie	HÅKANSON (1981)
Durchschnittstiefe	m	Bathimetrie	HÅKANSON (1981)
Relative Tiefe	%	Bathimetrie	HÅKANSON (1981)
Oberfläche	ha	Planimetrie	HÅKANSON (1981)
Uferlinie (Länge)	m	Planimetrie	HÅKANSON (1981)
Uferlinie (Verlauf)	dimensionslos	Planimetrie	HÅKANSON (1981)
Größte Länge	m	Planimetrie	HÅKANSON (1981)
Größte Breite	m	Planimetrie	HÅKANSON (1981)
Durchschnittsbreite	m	Planimetrie	HÅKANSON (1981)
Volumen	m^3	Bathimetrie	HÅKANSON (1981)

3.2 Chemische Variablen

Es wurden folgende chemische Variablen gemessen: Sauerstoff, Sauerstoffsättigung, pH und Kohlendioxid (*in situ* gemessen), Alkalinität, Gesamthärte, Carbonathärte, gelöster Stickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Orthophosphat, Eisen und Chlorid. Die Wasserproben wurden in Kunststoffgefäßen von 2 Liter Volumen in einem Thermobehälter zum Labor transportiert.

Die Sauerstoffkonzentration und die Sauerstoffsättigung konnten mit einem Oximeter WTW-OXI96 alle 20 cm direkt im Wasser gemessen werden. Der pH-Wert wurde mit einem Digital pH-Meter GPHR 1400 in drei Tiefen gemessen. Der Kohlendioxidgehalt wurde *in situ* durch die Phenolphthaleinmethode nach SCHWOERBEL (1994) bestimmt. Die Bestimmung der Alkalinität erfolgte mittels der Korrelation zwischen pH-Wert und

Kohlendioxidgehalt nach MOORE (1939, in COLE 1983). Die Gesamthärte und die Carbonathärte wurden durch die Titrationsmethode nach AQUAMERCK (8039 für Gesamthärte und 8048 für Carbonathärte) bestimmt. Die Stickstoffspezies, Orthophosphat, Eisen und Chlorid, wurden durch Spektralphotometrie (PU 8620 Series, UV/Visible Spectrophotometer Philips, Scientific & Analytical Equipment) mit dem Reagenziensatz von Merck-Spekroquant ermittelt. Dazu wurde eine Quarzküvette von 1 cm Breite benutzt. In Tab. 2 sind die Methoden, die Geräte und die Einheiten für die chemischen Variablen aufgelistet.

Tab. 2. Methoden für die chemischen Variablen.

Variablen	Einheiten	Methoden	Bemerkungen
Sauerstoff	mg/l	elektronisch	WTW- Meßkette
Sauerstoffsättigung	%	elektronisch	WTW- Meßkette
pH	Einheiten	potentiometrisch	RICHLY (1992)
Kohlendioxid	mg/l	Titration	SCHWOERBEL (1994)
Alkalinität	mEq/l	numerisch	MOORE (1939)
Gesamthärte	°dH	kolorimetrisch	Aquamerck 8039
Carbonathärte	°dH	kolorimetrisch	Aquamerck 8048
Gelöster Stickstoff	mg/l	numerisch	APHA, AWWA (1989)
Nitrat	mg/l	Photometrie	Spekroquant 14773
Nitrit	mg/l	Photometrie	Spekroquant 14776
Ammonium	mg/l	Photometrie	Spekroquant 14752
Orthophosphat	mg/l	Photometrie	Spekroquant 14848
Eisen	mg/l	Photometrie	Spekroquant 14761
Chlorid	mg/l	Photometrie	Spekroquant 14755

3.3 Biologische Variablen

Es wurden folgende biologische Variablen gemessen: Chlorophyll-a, Primärproduktion, Phytoplanktondichte und Zooplanktondichte.

Der Chlorophyll-a-Gehalt wurde in drei Tiefen gemessen, in jeder Tiefe wurden 500 ml Wasser entnommen. Die Proben wurden in einem Thermobehälter zum Labor transportiert. Im Labor wurden die Proben durch einen Zellulose Millipore Filter von 0,45 µm Porengröße filtriert. Es wurden abhängig von der Algendichte zwischen 50 und 150 ml Wasser filtriert, danach wurde jeder Filter in 10 ml einer Methanol-Aceton-Lösung (1:1) in dunkle Gefäße gegeben. Die Gefäße wurden 24 Stunden in Dunkelheit bei 5°C gelassen. Dann wurde der Extrakt für 10 Minuten bei 3000 RPM zentrifugiert. Die Proben wurden während der gesamten Untersuchungszeit vor Licht geschützt. Die Chlorophyll-a-Konzentration wurde durch Spektralphotometrie bei 665 nm und 750 nm in einer Quarzküvette von 1 cm Breite gemessen. Für die Korrektur der Pheopigmente wurde ein Tropfen HCl Lösung (4N) in jeden Extrakt eingefüllt und danach noch einmal die Absorption gemessen. Die Chlorophyll-a-Konzentration wurde nach folgender Gleichung für monochromatisches Licht (nach TALLING & DRIVER 1963) bestimmt:

$$\mu\text{g/l Chlorophyll-a} = [11,9(A_{665v} - A_{665d}) - (A_{750v} - A_{750d}) \cdot v] / V \cdot Z$$

A_{665v} = Absorption 665 nm vor der Ansäuerung des Extraktes

A_{665d} = Absorption 665 nm nach der Ansäuerung des Extraktes

A_{750v} = Absorption 750 nm vor der Ansäuerung des Extraktes

A_{750d} = Absorption 750 nm nach der Ansäuerung des Extraktes

v = Volumen des Extraktes in Milliliter

V = Filtriertes Volumen in Liter

Z = Breite der Quarzküvette in Zentimetern

Die Primärproduktion wurde durch die Sauerstoffmethode nach GAARDER & GRAN'S (1927) bestimmt. An jeder Probestelle wurde eine Halterung (Abb. 4) von einer Boje aus an einem Seil exponiert. An jeder Probestelle wurden vier Winklerflaschen 10 cm unter der

Oberfläche inkubiert. Die Flaschen, zwei mit Alufolie verkleidete Dunkelflaschen und zwei Hellflaschen, hatten jeweils eine genau definierte Aufnahmemenge zwischen 117 ml und 120 ml. Die Initialsauerstoffkonzentration wurde in einer weiteren Flasche (Nullflasche) gemessen.

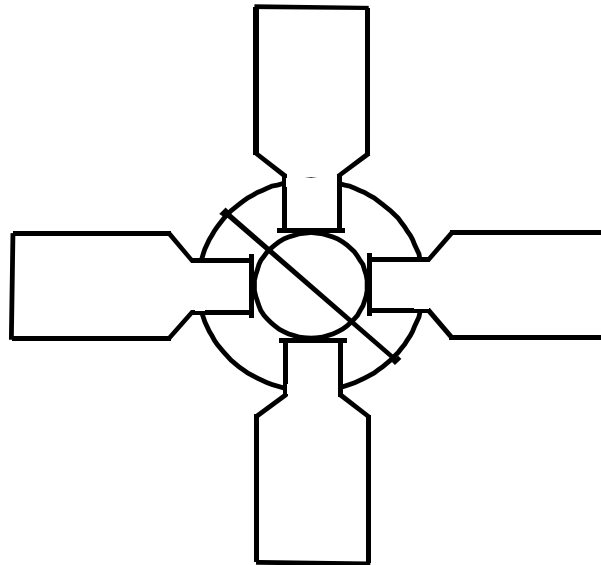


Abb. 4. Winklerflaschen-Halterung für die Messung der Primärproduktion.

Die Inkubation wurde zwischen 11 Uhr und 16 Uhr durchgeführt, die Inkubationszeit betrug bei hoher Primärproduktion zwei Stunden und bei niedriger Primärproduktion vier Stunden. Am Ende der Inkubation wurde in jeder Probe der Sauerstoffgehalt mit den Reagenzien nach WETZEL & LIKENS (1991) und SCHWOERBEL (1994) fixiert. Die Proben wurden zum Labor transportiert und anschließend nach der Winklermethode (WINKLER 1888, IN WETZEL & LIKENS 1991) titriert. Für die Bestimmung der Bruttoprimärproduktion (BPP), der Nettoprimärproduktion (NPP) und der Atmung (A) wurden die folgenden Gleichungen nach WETZEL & LIKENS (1991) verwendet:

$$\text{BPP (mg Cm}^{-3} \text{ h}^{-1}) = [(F_3 - F_2) * 0.313 * 1000] / t * \text{PQ}$$

$$\text{NPP (mg Cm}^{-3} \text{ h}^{-1}) = [(F_3 - F_1) * 0.313 * 1000] / t * \text{PQ}$$

$$\text{A (mg Cm}^{-3} \text{ h}^{-1}) = [(F_1 - F_2) * \text{RQ} * 0.313 * 1000] / t * \text{PQ}$$

wobei:

F_1 = Sauerstoffkonzentration zu Beginn der Inkubationsperiode (Nullflasche)

F_2 = Sauerstoffkonzentration aus dem Mittelwert der zwei Dunkelflaschen

F_3 = Sauerstoffkonzentration aus dem Mittelwert der zwei Hellflaschen

0,313 = Molarrelation zwischen O_2/CO_2 nach COLE (1983)

PQ = Photosynthetischer Quotient 1,2 nach COLE (1983)

RQ = Atmungsquotient 1

t = Inkubationszeit in Stunden

PQ und RQ sind dimensionslos. Die Methode hat eine Präzision von 0,02 mg/l (WETZEL & LIKENS 1991).

Es wurden die Phytoplankton- und die Zooplanktongemeinschaften untersucht. Für die Phytoplanktonproben wurde ein Phytoplanktonnetz mit 10 μm Maschenweite bei 15 cm Durchmesser der Netzöffnung und 50 cm Netzlänge benutzt, das Zooplanktonnetz hatte eine Maschenweite von 100 μm , bei 22 cm Durchmesser der Netzöffnung und 45 cm Netzlänge. Es wurden für jede Gemeinschaft drei Formen der Probennahme durchgeführt: qualitative Probennahmen, quantitative Probennahmen und jeweils ein quantitativer Tagesgang.

Qualitative Probennahme: Jeden Monat wurde in jedem See eine qualitative Probe auf der gesamten Strecke zwischen Probestelle 1 und Probestelle 2 genommen. Dazu wurde das Netz bei niedriger Geschwindigkeit des Bootes seitlich vor dem Boot in einer Tiefe von 20 cm unter der Oberfläche durch das Wasser geschleppt. Dadurch wurde verhindert, daß das Plankton im Turbulenzbereich des Bootes gefangen wurde. Insgesamt wurden in beiden Seen 16 Phytoplanktonproben und 16 Zooplanktonproben genommen.

Quantitative Probennahme: Es wurden jeden Monat an allen Probestellen und in drei Tiefen jeweils fünf Liter Wasser mit der Ruttnerflasche entnommen und das Wasser durch die entsprechenden Netze filtriert. Insgesamt wurden in beiden Seen 96 Phytoplanktonproben und 96 Zooplanktonproben genommen.

Quantitative Tagesgänge: Im Monat August wurden einen Tag lang, alle vier Stunden an Probestelle 2 des jeweiligen Sees in drei verschiedenen Wassertiefen jeweils fünf Liter Wasser mit der Ruttnerflasche entnommen und das Wasser durch das entsprechende Netz filtriert. In diesem Tagesgang wurde zusätzlich alle zwei Stunden die Variation von Wassertemperatur, Sauerstoffkonzentration, Sauerstoffsättigung und pH-Wert in Abhängigkeit von der Tiefe untersucht. Insgesamt wurden hierfür in beiden Seen 32 Phytoplanktonproben und 32 Zooplanktonproben genommen.

Die Phytoplanktonproben wurden mit Lugol'scher Lösung nach SCHWOERBEL (1994) und die Zooplanktonproben mit 30%iger Formaldehydlösung nach SCHWOERBEL (1994) fixiert und konserviert. Die Proben wurden in einem Kühlraum bei 5°C gelagert.

Die Bestimmung der Organismen wurde in den meisten Fällen bis zum Artniveau durchgeführt. Einige Arten wurden mit Hilfe von Spezialisten bestimmt.

Für das Phytoplankton wurde folgende Bestimmungsliteratur benutzt: KRIEGERT & GERLOFF (1965); FOTT (1969); BOURRELLY (1966, 1968, 1985); PRESCOTT et al. (1982); SMOL et al. (1986); STREBEL & KRAUTER (1988); PANKOW (1990); LUND & LUND (1996); MAUCH (1997); Das Phytoplankton des Süßwasser (Hrsg. HUBER-PESTALOZZI): Band XVI Teil 1 Blaualgen (1938), Band XVI Teil 2, 1. Hälfte Chrysophyceae (1976), Band XVI Teil 4 Euglenophyceae (1955), Band XVI Teil 5 Chlorophyceae (1961), Band XVI Teil 7, 1. Hälfte Chlorophyceae (1983); Süßwasserflora von Mitteleuropa (ETTL et al. Hrsg.) Bände: 1 Chrysophyceae und Haptophyceae (1985), 2/1 Bacillariophyceae (Naviculaceae) (1997), 2/2 Bacillariophyceae (Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae) (1997), 2/3 Bacillariophyceae (Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae) (1991), 2/4 Bacillariophyceae (Achnanthaceae) (1991), 6 Dinophyceae (Dinoflagellida) (1990), 9 Chlorophyta I (Phytomonadina) (1983), 10 Chlorophyta II (Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales) (1988), 14 Chlorophyta VI (Oedogoniophyceae: Oedogoniales) (1985), 16 Chlorophyta VIII (Conjugatophyceae I: Zignemales) (1984).

Für das Zooplankton wurde folgende Bestimmungsliteratur benutzt: VOIGT (1957); FLÖBNER (1972); DONNER (1973); TEROFAL (1984); MARGARITORA (1985); POURRIOT & FRANCEK (1986); HAUSMANN & PATTERSON (1987); STREBEL & KRAUTER (1988); BELLMANN (1988); FOISSNER et al.(1994); Süßwasserfauna von Mitteleuropa (SCHWOERBEL & ZWICK. Hrsg.), Crustacea-Copepoda (1993), Crustacea-Cladocera (1996); KRAUSE-DELLIN (1997); PATTERSON (1998).

Für die Bestimmung der Arten und deren Zeichnung wurde ein Lichtmikroskop (Leitz Wetzlar Dialux bis 1250-fache Vergrößerung) mit einem Mikrometerokular und einem Zeichentubus benutzt. Zur Bearbeitung der Diatomophyceen wurden die Proben mit Wasserstoffperoxid gereinigt und dann in Kanadabalsam permanent fixiert.

Die Zählung der Proben wurde mit einem umgekehrten Mikroskop (Leitz Wetzlar Diavert) durchgeführt. Für das Phytoplankton wurde eine Planktonkammer eines Volumens von 0,3 ml benutzt; für jede Probe wurde die Arten-Sättigungskurve gezeichnet. Für das Zooplankton wurde eine Planktonkammer von 1 ml Volumen benutzt; für jede Probe wurde die Gesamtheit der Organismen gezählt.

Die Individuenzahl pro Volumen wurde für das Phytoplankton nach ROSS (1979) wie folgt errechnet:

$$\text{Individuen/ml} = [n/sc] \cdot [1/h] \cdot F$$

wobei:

n= Individuenzahl

s= Oberfläche des Mikroskopfeldes, für das umgekehrte Mikroskop = 0,22902 mm²

c= Anzahl der Felder (nach Sättigung der Artenkurve)

h= Höhe der Kammer = 1 mm

F= Korrekturfaktor (10³ mm³ ml⁻¹)

Weil für jede Probe 5 Liter Wasser filtriert wurden, mußten die Werte für das Phytoplankton in Individuen/ml und für das Zooplankton in Individuen/100 ml

transformiert werden. In Tab. 3 sind die Methoden, die Geräte und die Einheiten für die biologischen Variablen aufgeführt.

Tab. 3. Methoden für die biologischen Variablen.

Variablen	Einheiten	Methoden	Bemerkungen
Chlorophyll-a	$\mu\text{g/l}$	Photometrie	TALLING & DRIVER 1963
Primärproduktion	$\text{mg C m}^{-3} \text{ h}^{-1}$	Winkler	GAARDER & GRAN'S 1927
Phytoplankton	Ind. /ml	Volumetrie	ROSS 1979
Zooplankton	Ind. /100ml	Volumetrie	Gesamtzahl

Die Planktonsukzession der Planktongruppen im Jahresverlauf wurde anhand die Gesamtzahl der Individuen ermittelt. Weiterhin wurde die Sukzession für die fünf häufigsten Planktonarten untersucht. Diese fünf Arten machten mindestens 70% des Phytoplanktons bzw. des Zooplanktons.

3.4 Mathematische Methoden

Beschreibende Statistik: Für alle Variablen wurden der Mittelwert als Lageparameter, die Standardabweichung und der Variationskoeffizient als Streuungsmaß errechnet. Die Prüfung der Voraussetzungen wurde durch Unabhängigkeit, Zufälligkeit, Normalverteilung und Varianzhomogenität getestet.

Varianzanalyse: Zur Korrelationsanalyse zwischen Variablen wurden der Pearson-Maßkorrelationskoeffizient r (Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient) und das Bestimmtheitsmaß r^2 berechnet (SOKAL & ROHLF 1981, STEEL & TORRIE 1985, KÖHLER et al. 1996).

Struktur der Planktongemeinschaften: Für das Phytoplankton und das Zooplankton wurden für jeden See und jeden Monat, die folgenden Indizes berechnet: Artenabundanz (Artenzahl in jedem Monat), spezifische Diversität (SHANNON & WEAVER 1948) im folgendem als Diversität bezeichnet, Evenness zur Diversität (PIELOU 1969) und spezifischer Dominanzgrad (SIMPSON 1949).

Clusteranalyse: Es wurde eine Clusteranalyse für die Planktongruppen und die abundanten Arten in jedem See durchgeführt. Als Bezugskriterium wurde die Zeit genommen. Die Dichte des Planktons wurde durch die Formel $\ln(X+1)$ umgewandelt. Die Distanzmatrix wurde mit der Euklidischen Distanz konstruiert. Danach wurden die Daten in Dendrogrammen organisiert. Eine single linkage <40 wurde als Kriterium für die Koexistenz, das zeitgleiche Auftreten von Arten im Ökosystem, gewertet.

Für die beschreibende Statistik, die Varianzanalyse, die Struktur der Planktongemeinschaften und die Clusteranalyse wurden die Computerprogramme Excel Version 7.0 für Windows 95 und Statistica Version 5.0 (1995) benutzt.

4 Ergebnisse

In den Tabellen 4 und 5 sind die statistischen Werte für alle Variablen zusammengestellt. Die Probeanzahl (n), der Mittelwert (MW), die Standardabweichung (SA) und der Variationskoeffizient (CV%) wurden für jeden See im Jahresverlauf berechnet.

Tab. 4. Statistische Werte für die limnologischen Variablen des Sees 1.

Variablen	n	MW	SA	CV
Lufttemperatur (°C)	16	15,85	±6,29	39,71
Wassertemperatur (°C)	48	14,48	±7,01	48,45
Sauerstoff (mg/l)	48	10,25	±1,63	15,89
Sauerstoffsättigung (%)	48	105,10	±21,89	20,82
CO ₂ (mg/l)	48	1,03	±1,56	151,45
pH	48	8,13	±0,90	11,01
Alkalinität (mg/l CaCO ₃)	48	170,92	±151,23	88,48
Leitfähigkeit (µS/cm)	48	391,90	±23,30	5,94
Gesamthärte (°dH)	48	10,34	±7,43	71,86
Carbonathärte (°dH)	48	5,56	±2,44	43,91
Chlorid (mg/l)	48	30,39	±6,15	20,24
Gesamtstickstoff (mg/l)	48	2,01	±1,48	73,70
Nitrat (mg/l)	48	6,00	±6,24	111,51
Nitrit (mg/l)	48	0,14	±0,06	46,01
Ammonium (mg/l)	48	0,68	±0,65	95,42
Phosphat (mg/l)	48	0,46	±0,30	65,85
Eisen (mg/l)	48	0,24	±0,20	83,38
Chlorophyll-a (µg/l)	48	3,20	±4,79	149,43
Bruttoprimärproduktion (mgC m ⁻³ h ⁻¹)	16	349,27	±373,04	106,81
Nettoprimärproduktion (mgC m ⁻³ h ⁻¹)	16	240,81	±226,07	93,88
Atmung (mgC m ⁻³ h ⁻¹)	16	163,82	±168,04	102,58

Tab. 5. Statistische Werte für die limnologischen Variablen des Sees 2.

Variablen	n	MW	SA	CV
Lufttemperatur (°C)	16	15,49	±7,62	49,22
Wassertemperatur (°C)	48	13,96	±6,16	44,13
Sauerstoff (mg/l)	48	9,89	±2,69	27,25
Sauerstoffsättigung (%)	48	98,01	±24,51	25,00
CO ₂ (mg/l)	48	4,29	±2,79	65,03
pH	48	7,83	±0,41	5,25
Alkalinität (mg/l CaCO ₃)	48	153,50	±92,03	59,95
Leitfähigkeit (µS/cm)	48	653,95	±66,97	10,24
Gesamthärte (°dH)	48	14,95	±8,09	54,12
Carbonathärte (°dH)	48	8,74	±3,73	42,71
Chlorid (mg/l)	48	37,68	±7,58	20,12
Gesamtstickstoff (mg/l)	48	6,23	±4,19	67,24
Nitrat (mg/l)	48	25,47	±17,42	68,42
Nitrit (mg/l)	48	0,25	±0,11	43,50
Ammonium (mg/l)	48	0,38	±0,21	56,48
Phosphat (mg/l)	48	0,66	±0,66	100, 29
Eisen (mg/l)	48	0,22	±0,30	137,19
Chlorophyll-a (µg/l)	48	3,20	±5,14	160,65
Bruttoprimärproduktion (mgC m ⁻³ h ⁻¹)	16	124,14	±124,17	100,00
Nettoprimärproduktion (mgC m ⁻³ h ⁻¹)	16	155,98	±188,73	121,00
Atmung (mgC m ⁻³ h ⁻¹)	16	59,48	±94,69	159,20

In den Monaten Dezember bis Februar war eine Beprobung auf Grund von Eisbildung nicht möglich. Im November wurde wegen der niedrigen Temperaturen in beiden Seen nur die Probestelle 1 beprobt. Die Diagramme der Probestelle 1 in See 2 stellen für den Monat Oktober jeweils nur 2 Werte dar. Dies liegt daran, daß hier die Transparenz so hoch war, daß die euphotische Zone den Grund erreichte.

4.1 Physikalische Variablen und Parameter

4.1.1 Lufttemperatur

An See 1 betrug der Mittelwert für die Lufttemperatur $15,85^{\circ}\text{C}$ mit einer Schwankung von $\text{CV}=39,7\%$. Die Lufttemperatur am zweiten See lag im Durchschnitt bei $15,49^{\circ}\text{C}$ mit einem CV von $49,2\%$. In Abb. 5 ist der Lufttemperaturverlauf für das Jahr 1997 zu sehen. Maximale Werte wurden für beide Seen während des Sommers beobachtet. Zwischen Mai und September wurden an beiden Seen milde Temperaturen gemessen.

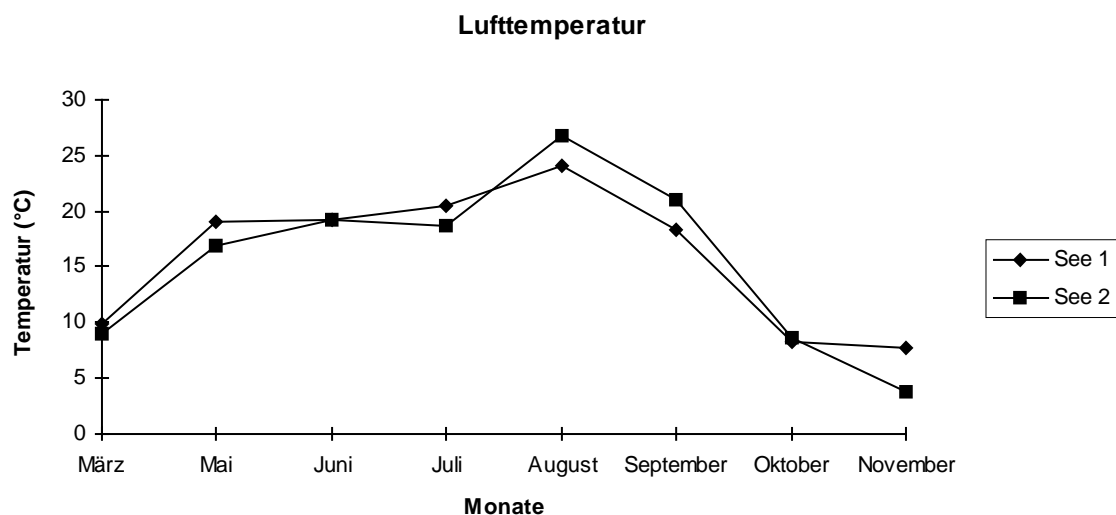


Abb. 5. Zeitlicher Verlauf der Lufttemperatur an zwei Seen im Jahr 1997.

4.1.2 Bathimetrie und Morphometrie

See 1: In Abb. 6 ist die bathimetrische Karte des ersten Sees dargestellt. Tabelle 6 zeigt die morphometrischen Parameter auf. Der Main fließt parallel zur Längsachse des Sees in Nord-Südrichtung. Der annähernd rechteckig geformte See hat eine Oberfläche von $9,48\text{ ha}$ und eine Uferlinie von $1,32\text{ km}$. Im vorliegenden Fall ist für den See 1 der F-Wert entsprechend seiner regelmäßigen Form mit $1,15$ sehr niedrig. Der See 1 ist flach und hat mit $0,46\%$ eine geringe relative Tiefe. Die Tiefenlinien zeigen, daß die größte Wassertiefe

mit einem Bereich zwischen 1,50 m und 1,70 m sich über den größten Teil der Seelänge zieht. Zum Ufer hin nimmt die Tiefe zunehmend ab und läuft in einem flachen Litoral aus. Eine auffällige Unregelmäßigkeit ist am Einlauf der Rohrverbindung vom Fluß zu beobachten, wo sich eine Untiefe bis zu einem Drittel der Seebreite erstreckt.

See 2: Abb. 7 zeigt die bathimetrische Karte des zweiten Sees. In Tabelle 6 sind die morphometrischen Parameter aufgelistet. Der Main fließt parallel zur Längsachse des Sees in West-Ostrichtung. Der See ist langgestreckt und hat auf der dem Fluß zugewandten Seite eine Einbuchtung in der Mitte. Mit einer Oberfläche von 9,48 ha hat See 2 etwa die gleiche Größe wie der Vergleichssee. Die Uferlinie hat eine Länge von 1,56 km, entsprechend dem unregelmäßigeren Umriß hat See 2 mit einem Wert von $F= 1,43$ einen höheren Index für den Uferlinienverlauf. Die relative Tiefe für See 2 beträgt 1,79%. Auf der bathimetrischen Karte ist zu sehen, daß See 2 am östlichen Ufer eine direkte Verbindung zum Main hat. In dieser Zone weist der See durch Sandablagerungen seine geringste Tiefe auf. Zur westlichen Seeseite hin nimmt die Tiefe kontinuierlich zu und erreicht eine Maximaltiefe von 6,20 m. Die Ufer fallen besonders im westlichen Bereich steil ab.

Tab. 6. Morphometrische Parameter.

Parameter	See 1	See 2
Höhe über NN (m)	200	200
Maximale Tiefe (m)	1,70	6,20
Durchschnittstiefe (m)	0,96	3,26
Relative Tiefe (%)	0,46	1,79
Oberfläche (ha)	10,56	9,48
Uferlinie (m)	1320	1560
Uferlinie (Verlauf)	1,15	1,43
Größte Länge (m)	610	627
Größte Breite (m)	205	182,50
Durchschnittsbreite (m)	173,17	151,20
Volumen (m ³)	100897	309174

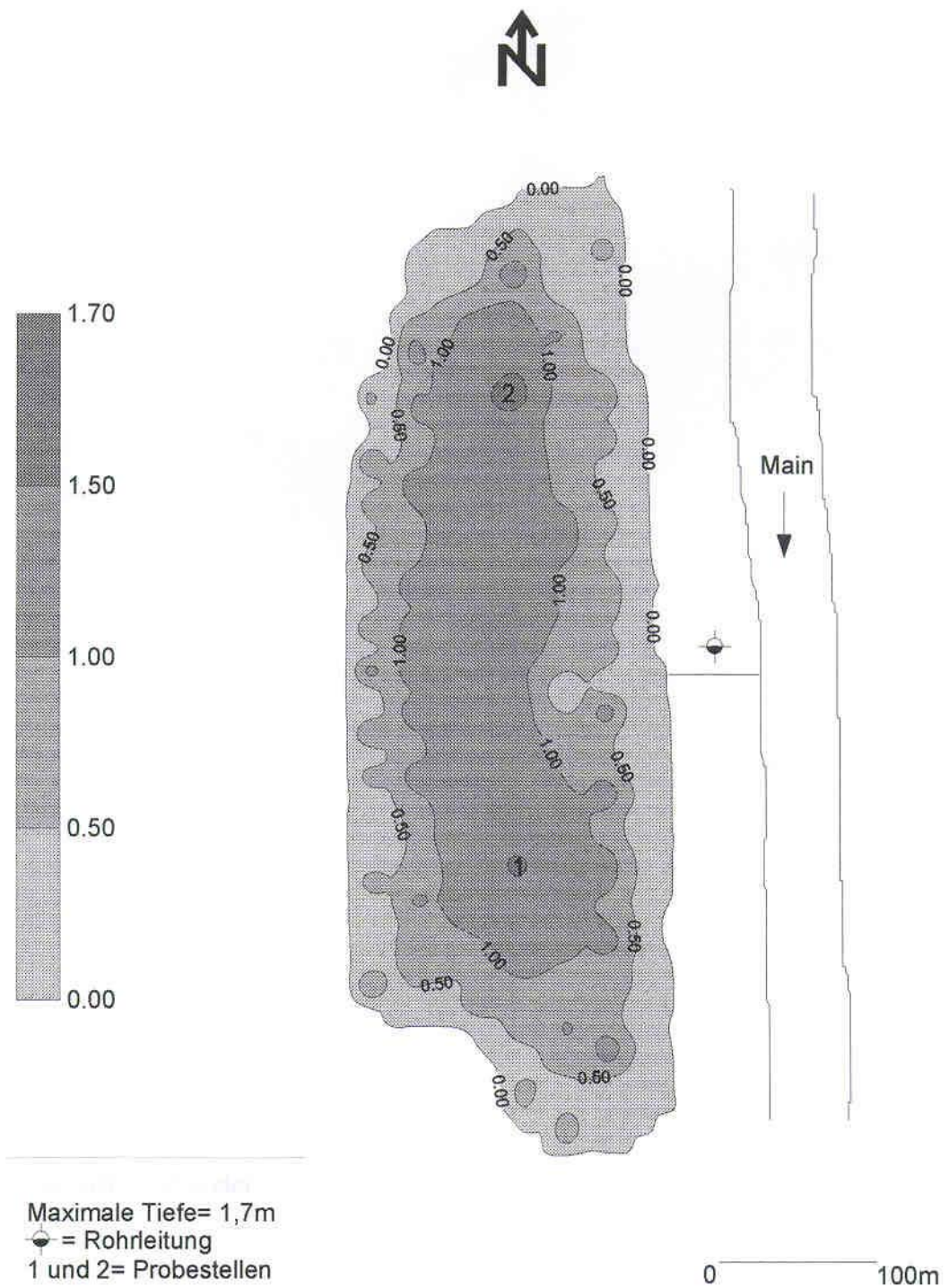


Abb. 6. Bathimetrische Karte des Sees 1 bei Ober-Eisenheim, Main km-314,75.

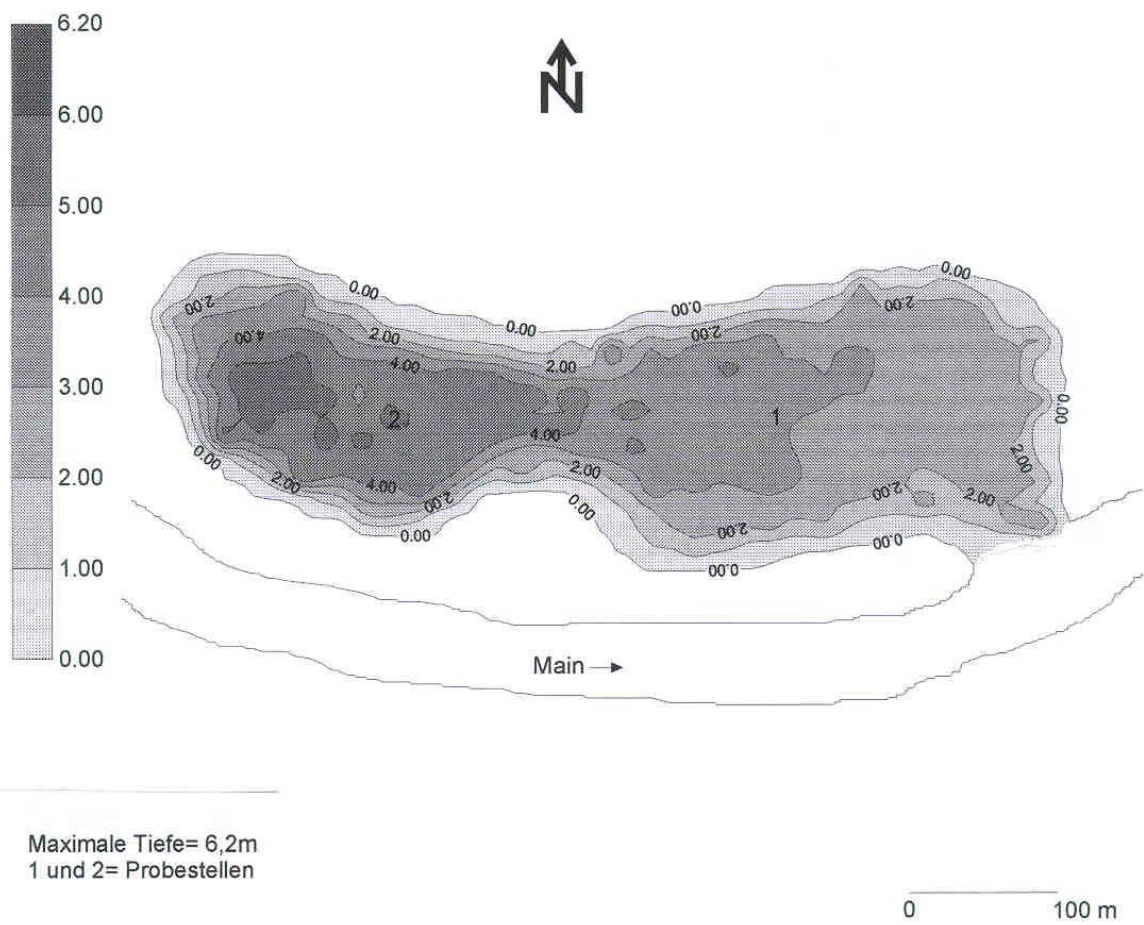


Abb. 7. Bathimetrische Karte des Sees 2 bei Elgersheim, Main km-310.

4.1.3 Wassertransparenz und euphotische Zone

Wassertransparenz

See 1: Tabelle 7 zeigt die Werte der Wassertransparenz an beiden Probestellen von See 1. Im März wurden die Höchstwerte ermittelt, zwischen Mai und November verringerte sich die Sichttiefe mit geringen Schwankungen, wobei beide Probestellen gleiche Tendenzen zeigten. Die durchschnittliche Transparenz über den gesamten Zeitraum betrug 0,27 m.

See 2: Ebenfalls in Tabelle 7 sind die Werte der Wassertransparenz in See 2 zu erkennen. Hier zeigte die Transparenz die niedrigsten Werte zwischen Juni und September und stieg in den Monaten Oktober und November, wiederum mit gleicher Tendenz an beiden Probestellen. Der Durchschnitt der Transparenz lag bei 0,90 m.

Die Werte für beide Seen sind typisch für nährstoffreiche Seen, in welchen im Sommer die Transparenz absinkt. Während See 1 fast durchgehend eine geringe Sichttiefe aufweist, sind bei See 2 deutliche Schwankungen zu beobachten.

Tab. 7. Wassertransparenz in Metern für die Seen 1 und 2 im Jahr 1997.

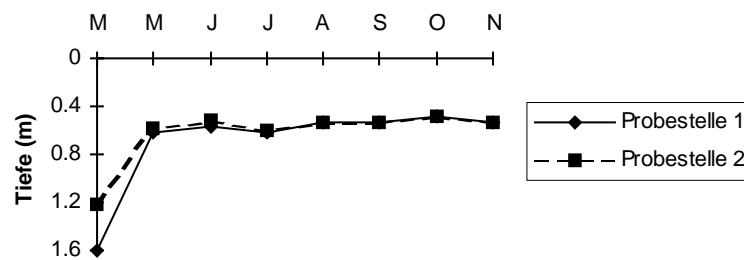
Monat	See 1		See 2	
	Probestelle 1	Probestelle 2	Probestelle 1	Probestelle 2
März	0,97	0,45	1,15	0,99
Mai	0,23	0,22	0,83	1,10
Juni	0,21	0,19	0,65	0,46
Juli	0,23	0,22	0,70	0,59
August	0,24	0,24	0,62	0,77
September	0,20	0,20	0,54	0,62
Oktober	0,18	0,18	1,80	1,20
November	0,20	0,20	1,18	1,18

Euphotische Zone

See 1: Abb. 8 zeigt diejenige Tiefe, in welcher noch 1% der PAR („photosynthetically active radiation“) vorhanden ist (LAMPERT & SOMMER 1993). Die Untergrenze der euphotischen Zone ließ an beiden Probestellen keine bemerkenswerten Veränderungen erkennen, nur im März war eine größere Tiefe zu beobachten.

See 2: Abb. 8 zeigt die Variation der euphotischen Zone. An beiden Probestellen war die euphotische Zone in den Monaten März bis Mai sowie im Oktober und November größer. Während des Sommers ließen sich niedrigere Werte mit geringen Schwankungen beobachten.

Tiefe der euphotischen Zone. See 1.



Tiefe der euphotischen Zone. See 2.

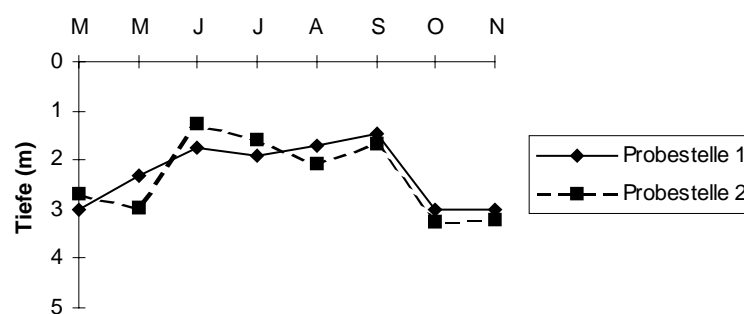


Abb. 8. Variation der euphotischen Zone im Jahresverlauf in beiden Seen.

4.1.4 Wassertemperatur

See 1: Die durchschnittliche Wassertemperatur betrug $14,5^{\circ}\text{C}$ bei einer Schwankung von $\text{CV}=48,15\%$. Abb. 9 zeigt den Wassertemperaturverlauf an Probestelle 1. Im März war das Profil orthograd, bedingt durch Zirkulationen. Zwischen Mai und September bildeten sich unterschiedliche Gradienten mit Tendenz zur Stratifikation und der Ausbildung einer oberflächennahen Schicht wärmeren Wassers aus. Im Verlauf des Sommers verschob sich die Grenze der Vermischungszone zwischen der warmen Oberflächenschicht und dem kälteren Wasser zunehmend zur Oberfläche hin. Im Herbst (Oktober und November) zeigten sich wieder orthograde Profile.

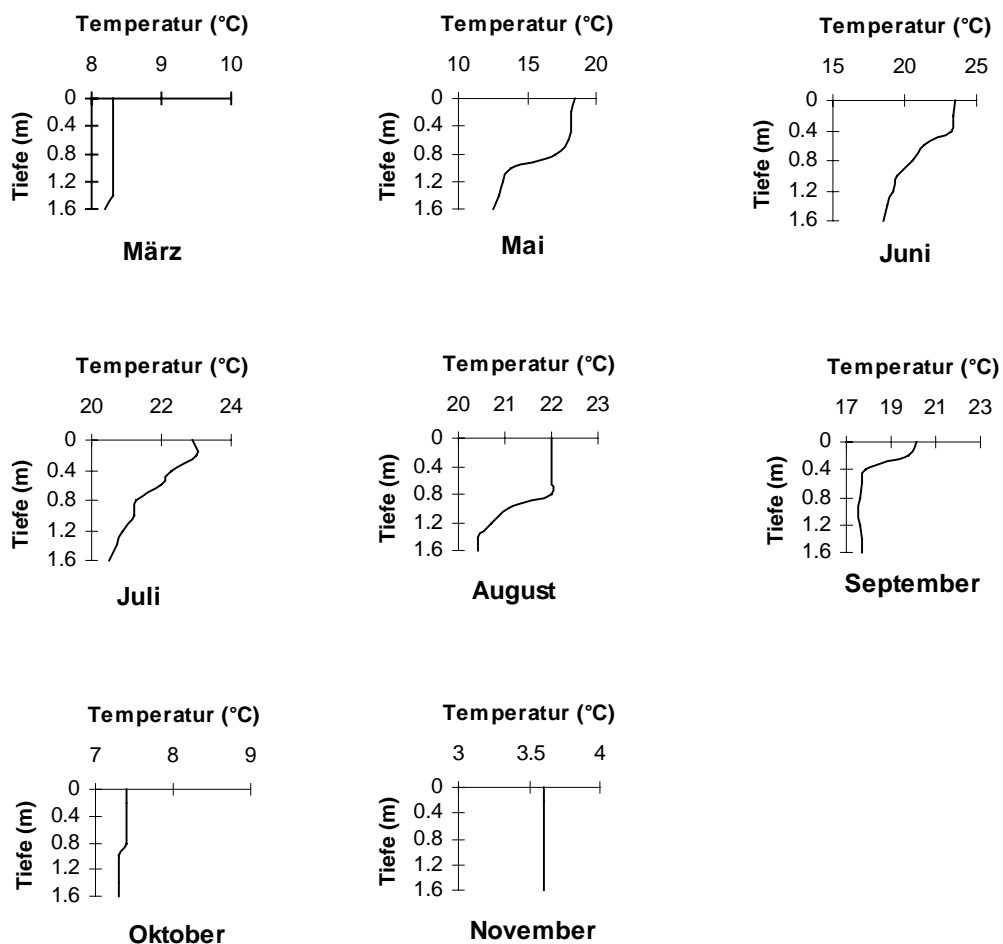


Abb. 9. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile der Wassertemperatur an Probestelle 1 des Sees 1.

An Probestelle 2 (Abb. 10) waren ähnliche Tendenzen wie an der ersten zu beobachten: ein orthograde Temperaturverlauf im Frühjahr und Herbst und die Ausbildung eines Temperaturgradienten zwischen Mai und September.

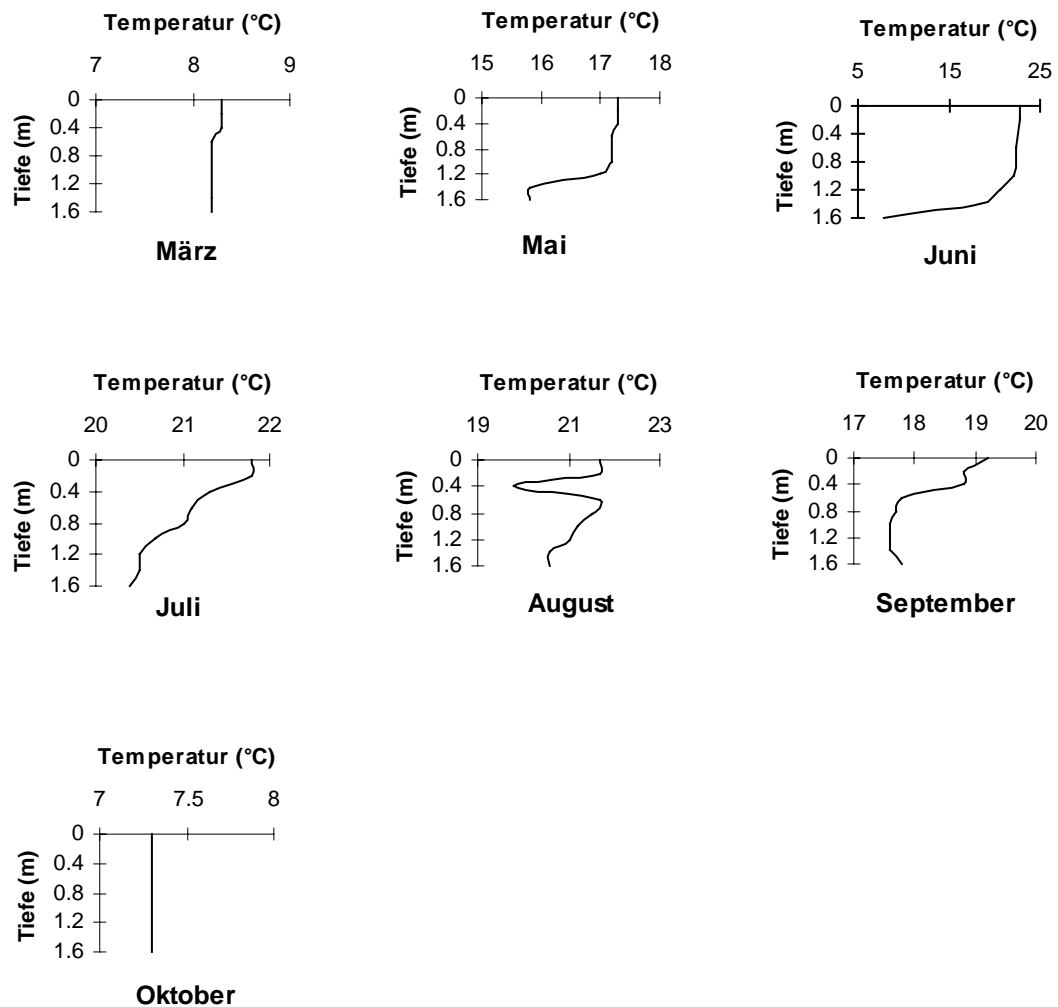


Abb. 10. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile der Wassertemperatur an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Die mittlere Wassertemperatur während der gesamten Probennahme betrug $14,0^{\circ}\text{C}$ bei einer Schwankung von 44%. Abb. 11 zeigt den Temperaturverlauf an Probestelle 1. Im März hat sich schon eine Stratifikation ausgebildet, die sich im Verlauf des Frühlings und Sommers verstärkt. Auch hier ist die Tendenz zu erkennen, daß sich im Verlauf des Sommers die Durchmischungszone nach oben verschiebt. Typisch ist in diesem See der unregelmäßige Verlauf der Temperaturprofile. Während des Herbstes, im Oktober und November, waren wiederum orthograde Profile zu beobachten.

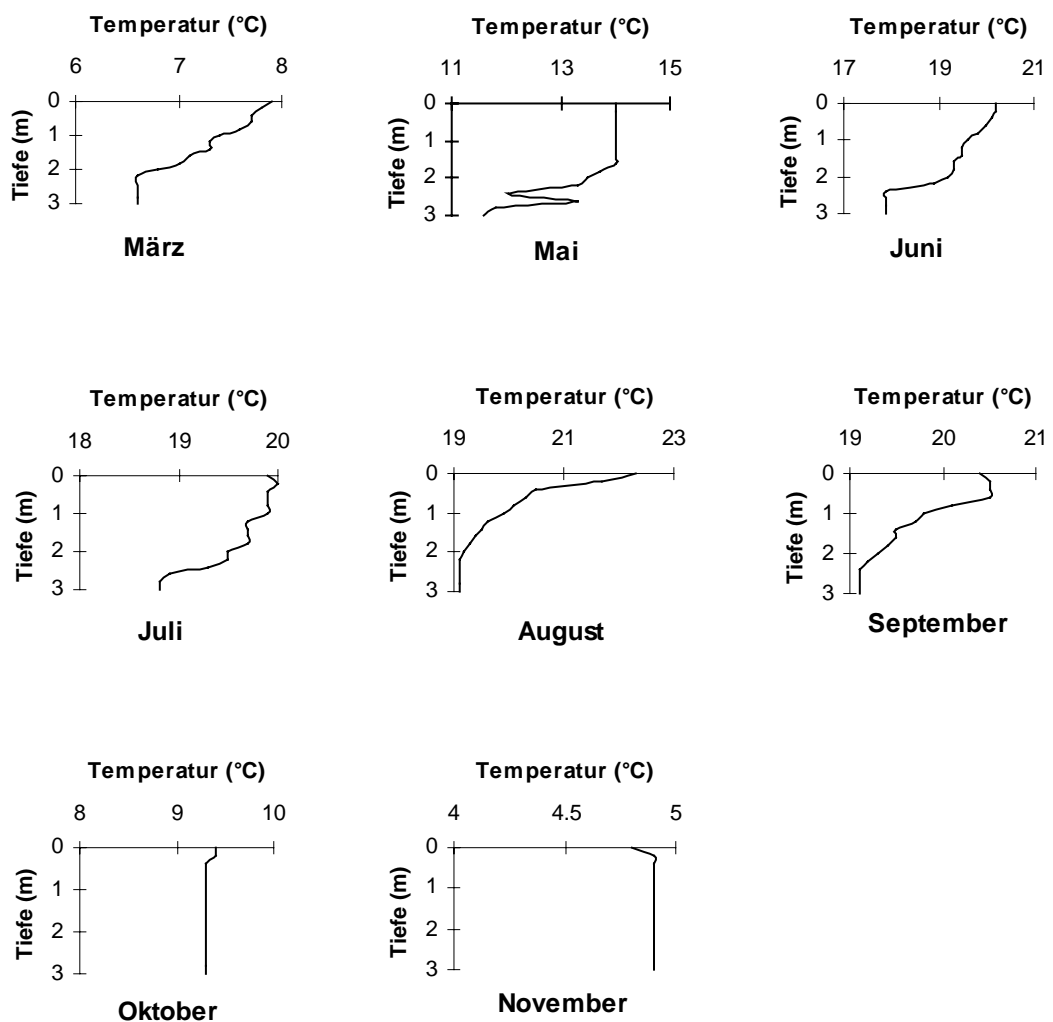


Abb. 11. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile der Wassertemperatur an Probestelle 1 des Sees 2.

Abb. 12 zeigt den Temperaturverlauf an Probestelle 2. Im März begann die Stratifikation, die in diesem und dem folgenden Monat einen ähnlichen Verlauf aufweist wie an der anderen Probestelle. Ab Oktober stellte sich auch hier wieder ein orthogrades Temperaturprofil ein.

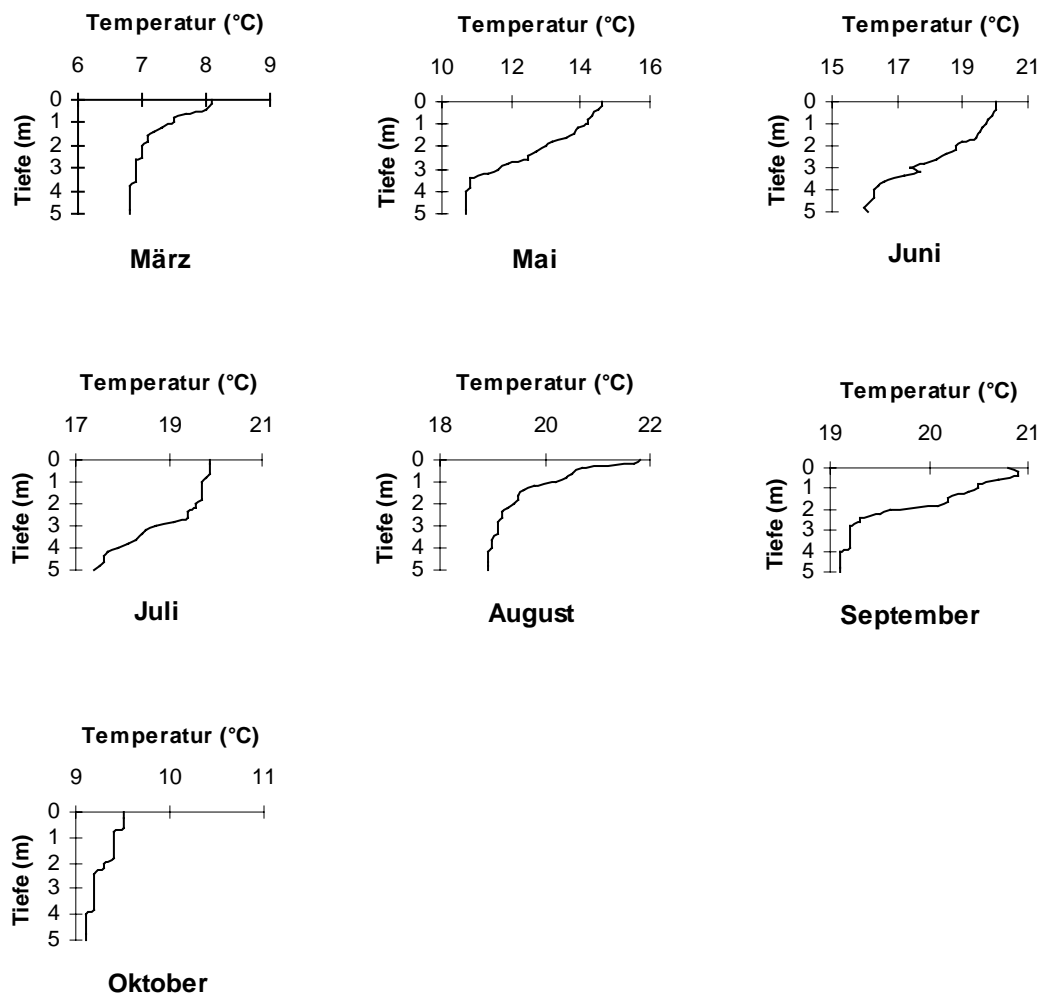


Abb. 12. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile der Wassertemperatur an Probestelle 2 des Sees 2.

4.1.5 Relativer thermischer Widerstand

See 1: Abb. 13 zeigt den Jahresverlauf des relativen thermischen Widerstandes (RTW) an Probestelle 1. Zwischen Mai und September konnten Widerstände errechnet werden; deren Höchstwerte im Mai liegen. Während des Sommers ist der Dichteunterschied in

Abhängigkeit von der Tiefe deutlich zu erkennen, wobei die maximalen Werte des RTW in den oberen Schichten liegen. Im Juni und Juli zeigten sich mehrere Maxima. In März, Oktober und November bildeten sich keine Dichteunterschiede und folglich keine relativen thermischen Widerstände.

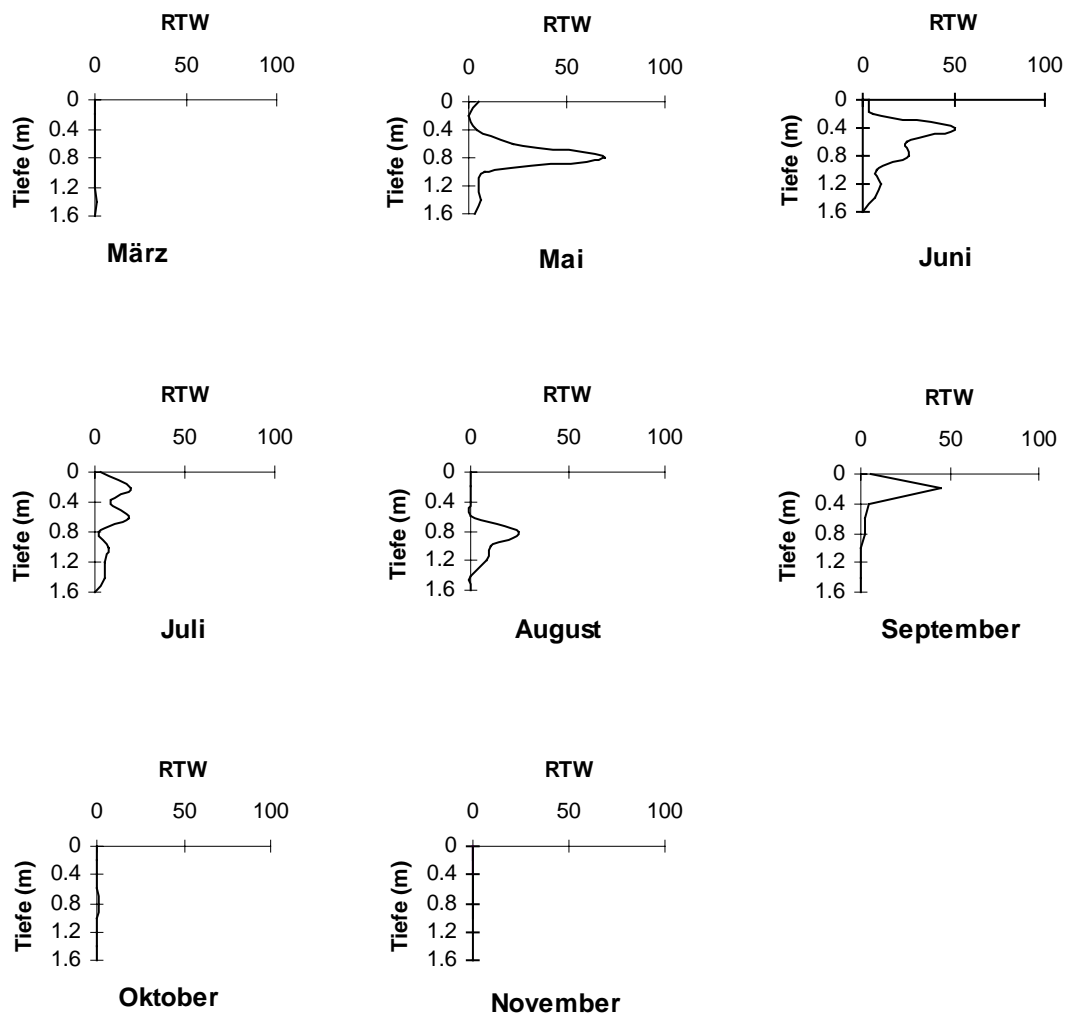


Abb. 13. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des RTW an Probestelle 1 des Sees 1.

Probestelle 2 (Abb. 14) zeigte die gleiche Tendenz wie Probestelle 1. Zwischen Mai und September ließ sich ein RTW errechnen, dessen Höchstwerte aufgrund von größeren Temperaturunterschieden im Juni sowie im August erreicht wurden, wobei diese im August nahe der Oberfläche lagen. In März und Oktober gab es keine signifikanten Dichteänderungen und deshalb auch keinen RTW.

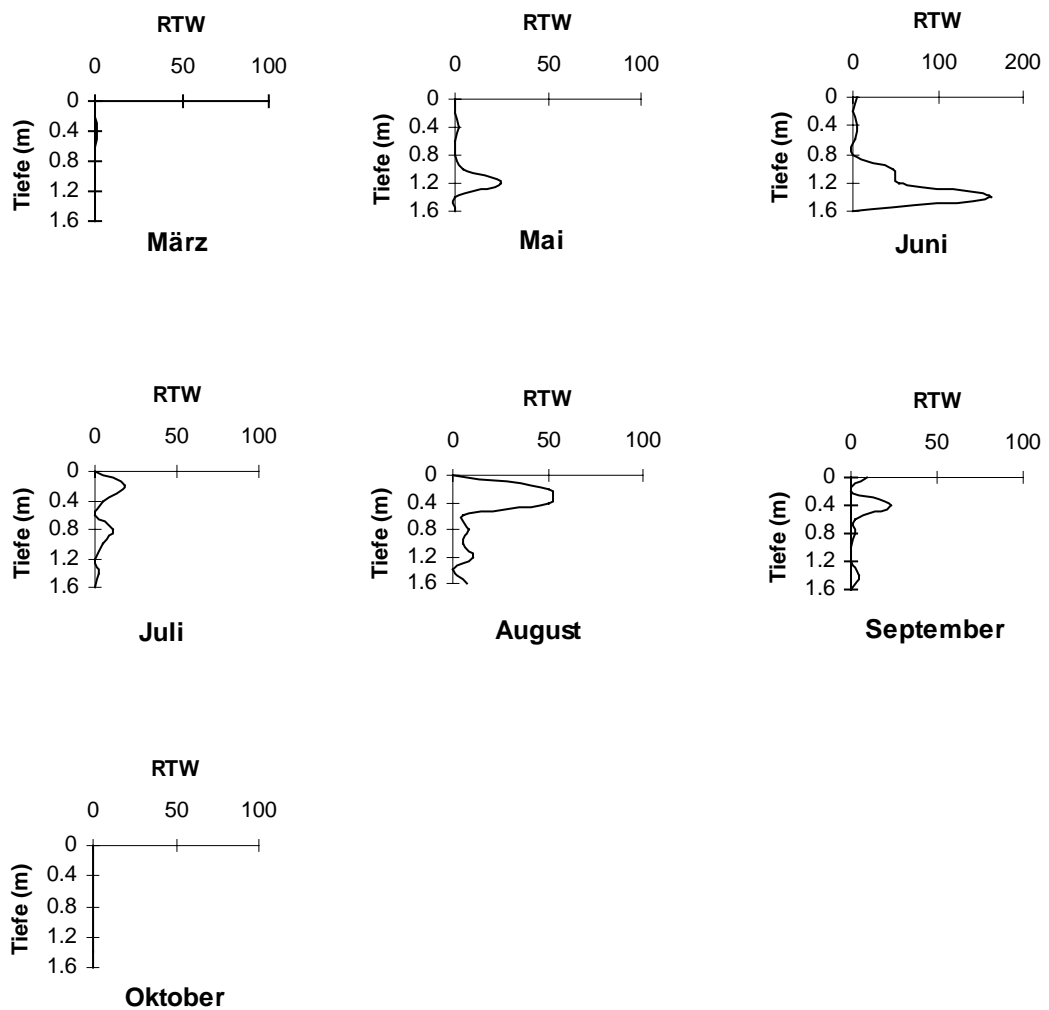


Abb. 14. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des RTW an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: An Probestelle 1 (Abb. 15) ließen sich RTW Werte zwischen Mai und September berechnen. Der RTW lag von Mai bis Juni eher in tieferen Zonen, im August hingegen in oberen Schichten. Während der meisten Monate zeigten sich mehrere deutliche Dichteschwankungen, und die Profile bildeten mehr als ein Maximum aus. In März, Oktober und November konnten keine Werte des RTW festgestellt werden.

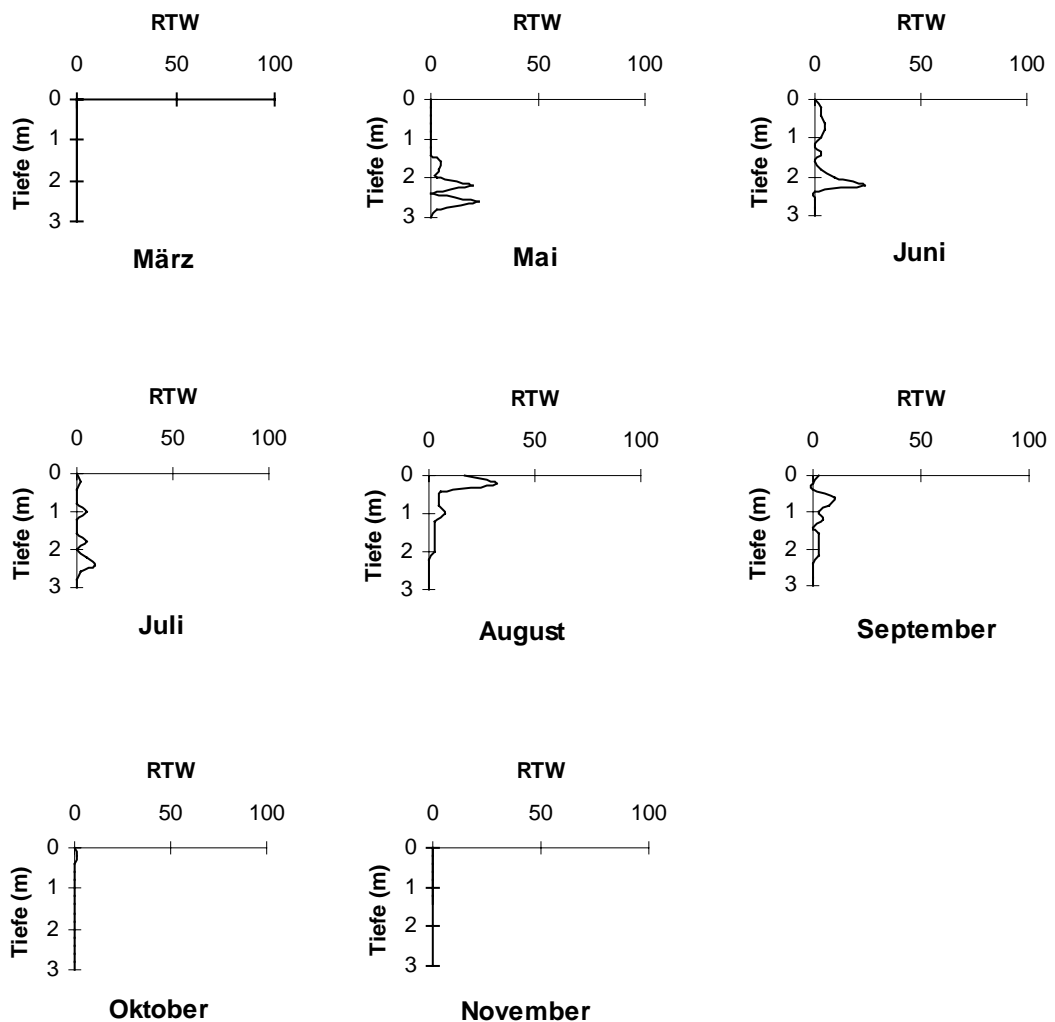


Abb. 15. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des RTW an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 16) zeigte sich ein RTW zwischen Mai und September, jedoch ausgeprägtere Werte nur in den Monaten Juni, August und September. In den meisten Fällen waren heterograde Dichteprofile zu beobachten. In März und Oktober waren kaum Schwankungen des RTW zu erkennen.

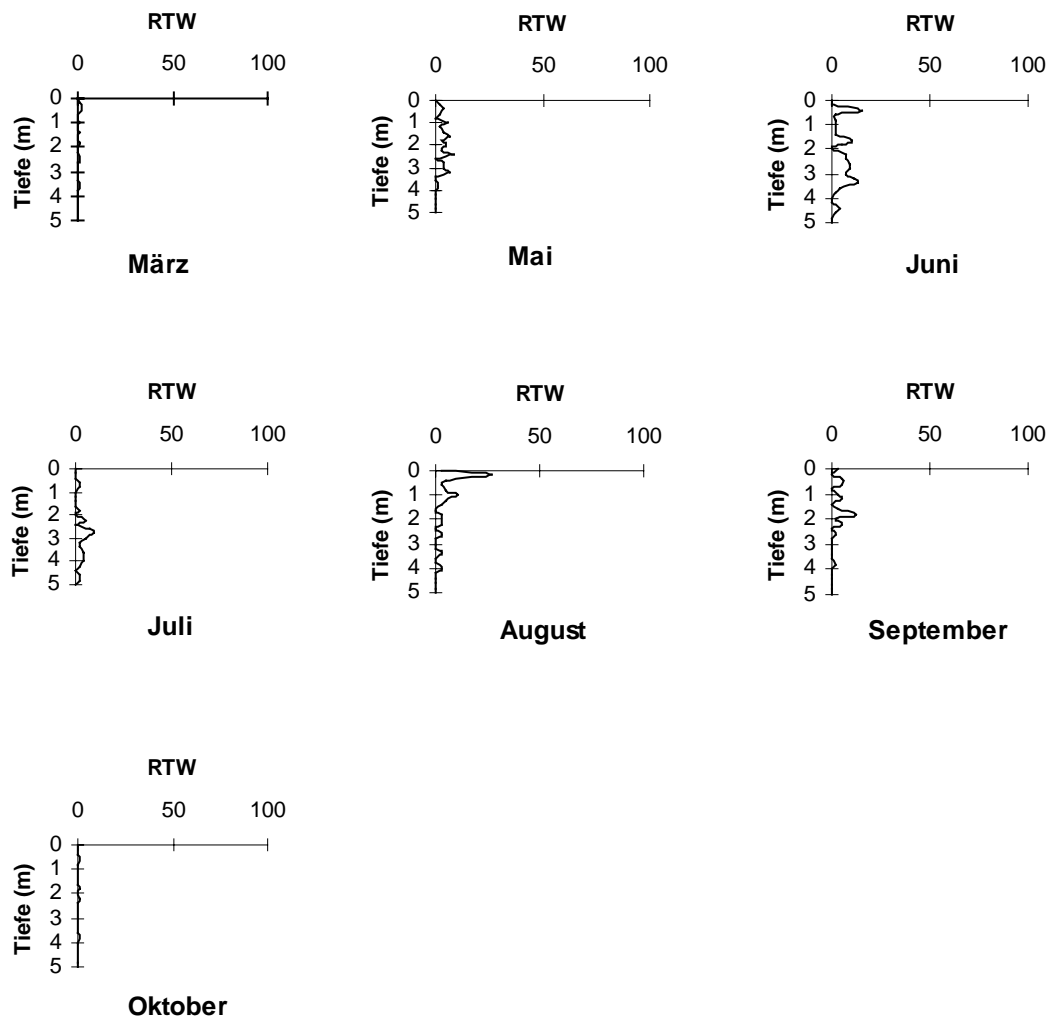


Abb. 16. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des RTW an Probestelle 2 des Sees 2.

4.1.6 Leitfähigkeit

See 1: Die Leitfähigkeit lag im Durchschnitt bei 391,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und zeigte eine geringe Variation (CV= 5,9%). Die Messungen an Probestelle 1 (Abb. 17) verliefen in allen Monaten orthograd und wiesen eine geringe Änderung im Jahresverlauf auf.

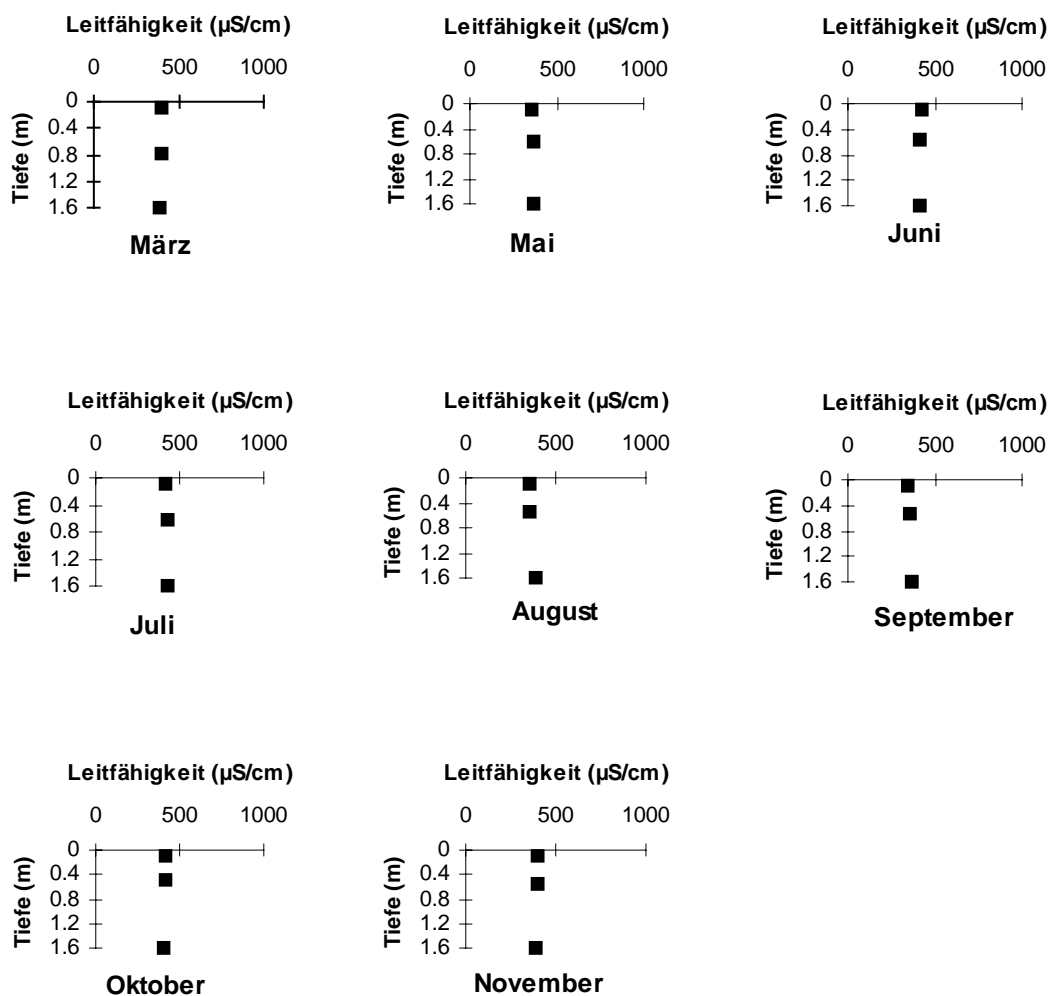


Abb. 17. Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

An Probestelle 2 (Abb. 18) ließen sich ebenfalls eine orthograde Tendenz der Meßwerte, sowie geringe Schwankungen zwischen den Monaten erkennen.

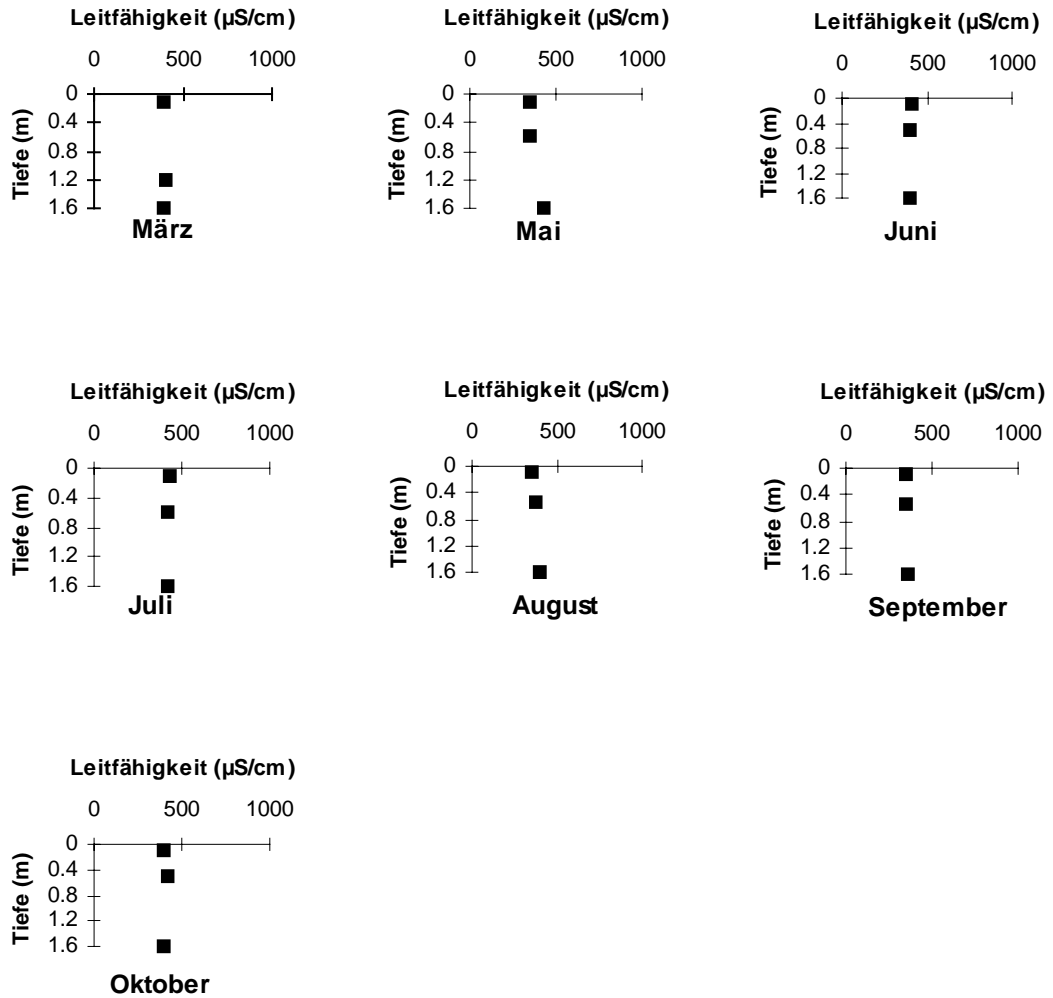


Abb. 18. Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: In See 2 lag die Leitfähigkeit im Durchschnitt bei $654 \mu\text{S}/\text{cm}$ mit einer Variation von 10,2%. An Probestelle 1 (Abb. 19) zeigte sich eine orthograde Tendenz mit einem Anstieg der Werte während des Jahresverlaufes. Die niedrigsten Werte wurden im März und im August gemessen.

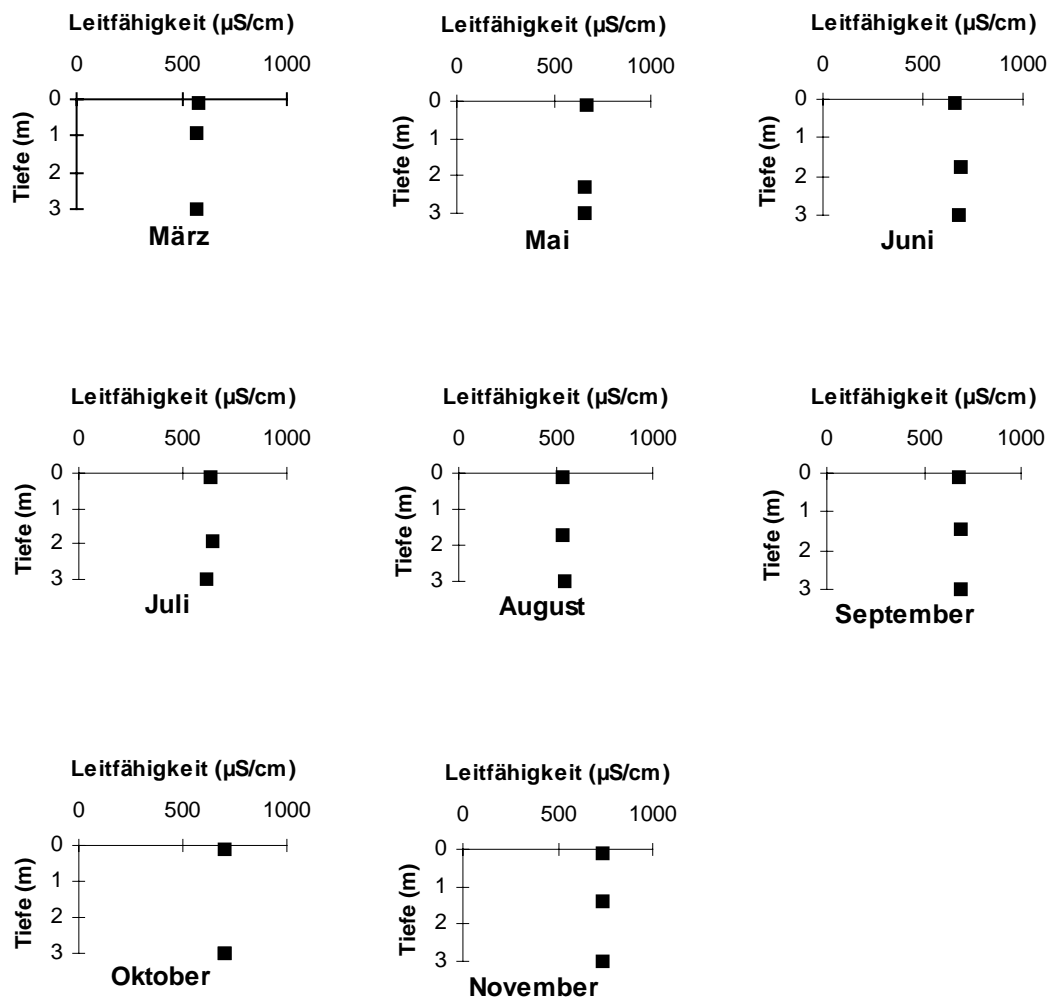


Abb. 19. Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

Abb. 20 der Probestelle 2 zeigt ebenfalls orthograde Profile mit einem leichten Anstieg der Werte während des Jahresverlaufes. Wiederum wurden im März und August die geringsten Leitfähigkeitswerte gemessen.

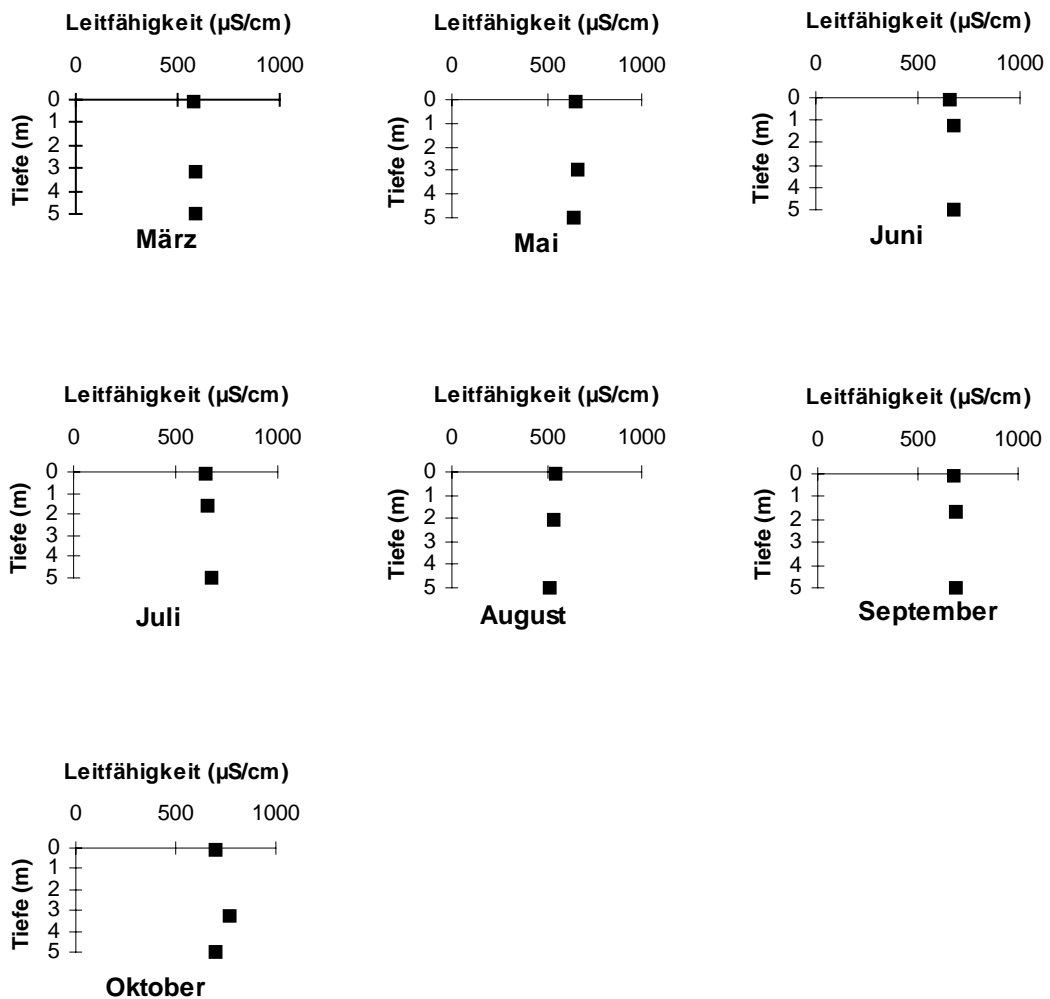


Abb. 20. Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2 Chemische Variablen

4.2.1 Sauerstoff

See 1: Der Sauerstoffgehalt lag während des Jahresverlaufes durchschnittlich bei 10,3 mg/l mit einer Variation von 15,9%. Die Sauerstoffkurve der Probestelle 1 (Abb. 21) zeigt in

den Monaten März, Oktober und November orthograde Profile mit einem Sauerstoffgehalt von nahezu 10 mg/l. Zwischen Mai und September läßt sich eine klinograde Kurve beobachten. Im Mai setzte die Stratifikation ein, deren Fortschreiten eine heterograde Kurve im Juni, Juli und September sowie eine höhere O₂-Konzentration in der oberen Wasserschicht zur Folge hatte. Am Grund des Sees konnte im Hochsommer kein Sauerstoff mehr gemessen werden.

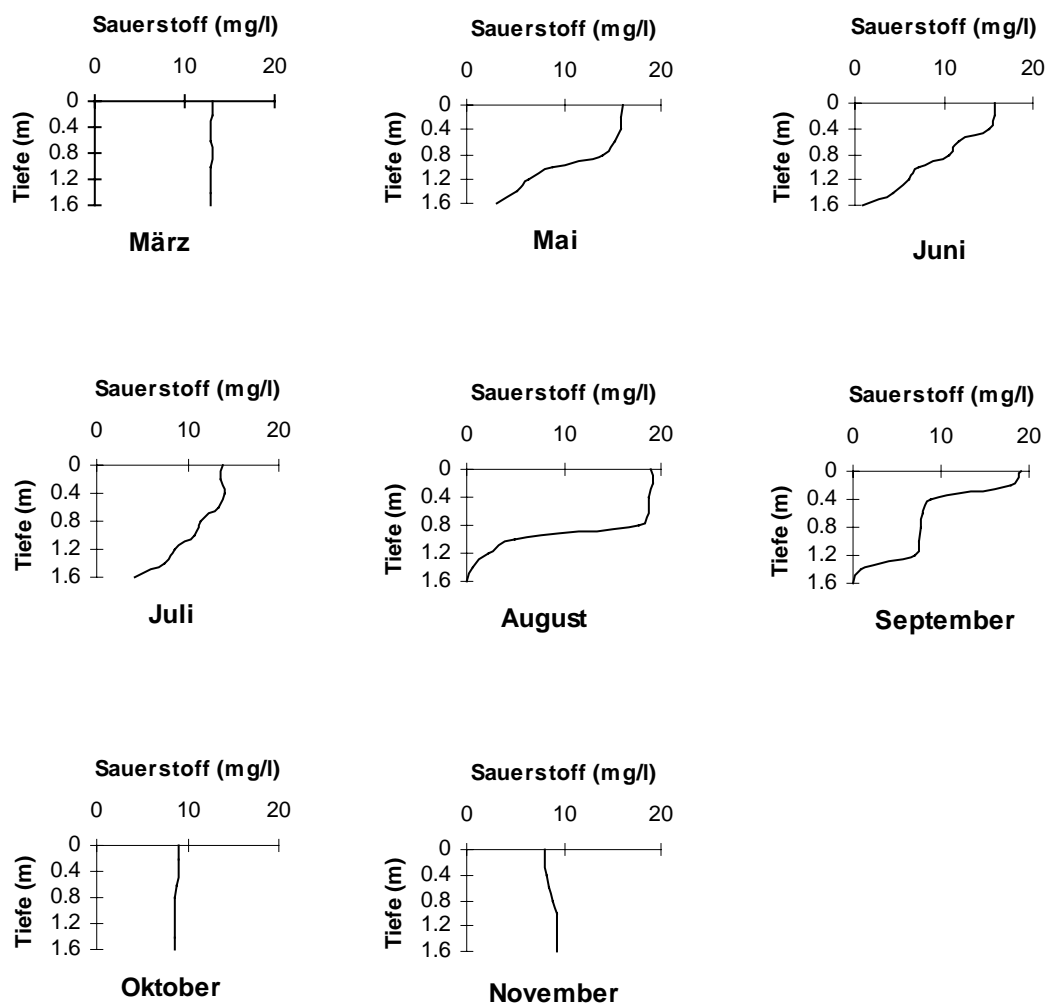


Abb. 21. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 1 des Sees 1.

Probestelle 2 (Abb. 22) zeigte orthograde Profile in den Monaten März, Mai und Oktober, sowie eine klinograde Kurve zwischen Juni und September mit Höchstwerten nahe der Oberfläche und Nullwerten am Seeboden.

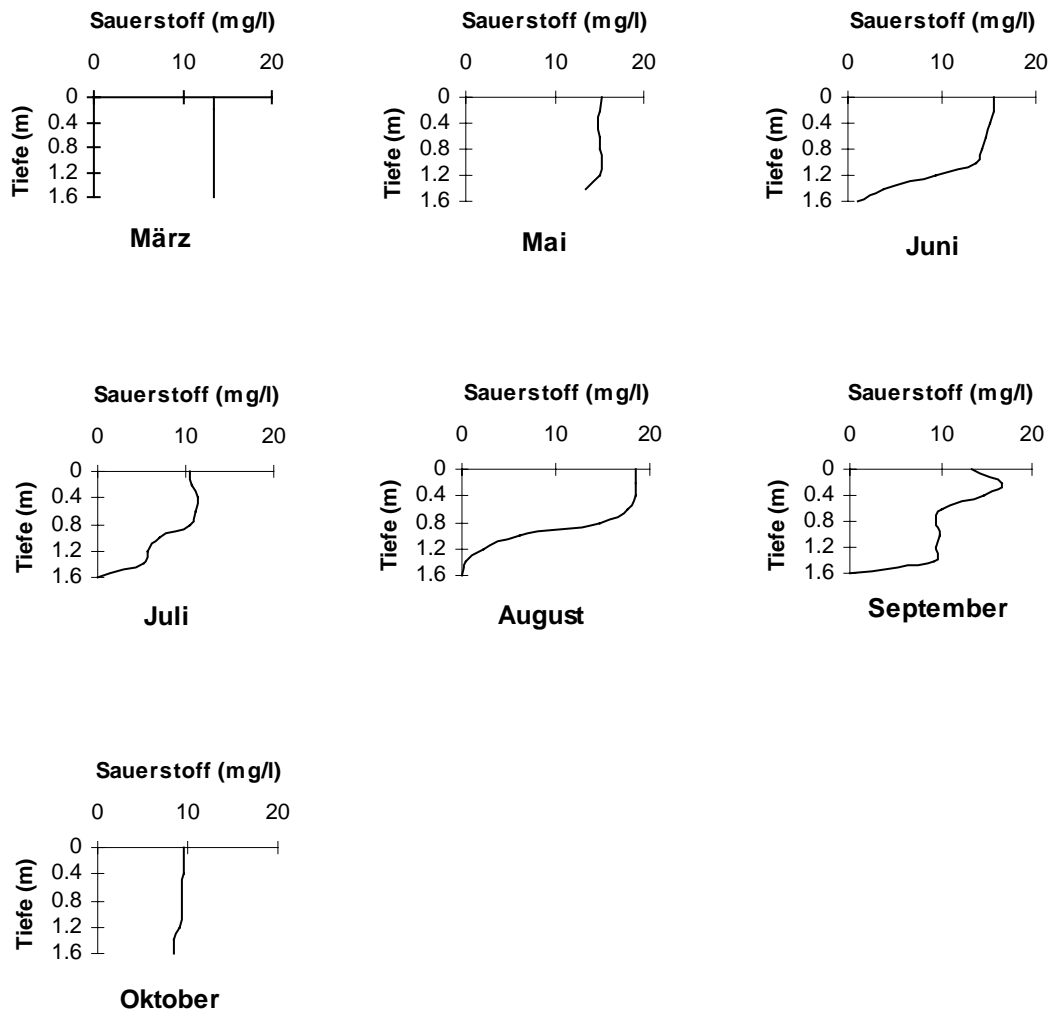


Abb. 22. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: See 2 ließ eine durchschnittliche Sauerstoffkonzentration von 9,9 mg/l sowie eine Variation von 27,25% erkennen. An Probestelle 1 (Abb. 23) wurden orthograde Profile im März, August, Oktober und November mit Werten von nahezu 10 mg/l gemessen. Die anderen Monate zeigten heterograde Profile mit größeren Schwankungen im Juni und Juli. Nur im Juli tendierte die Sauerstoffkonzentration gegen Null. Die Höchstwerte wurden im Juni und Juli im Oberflächenwasser gemessen.

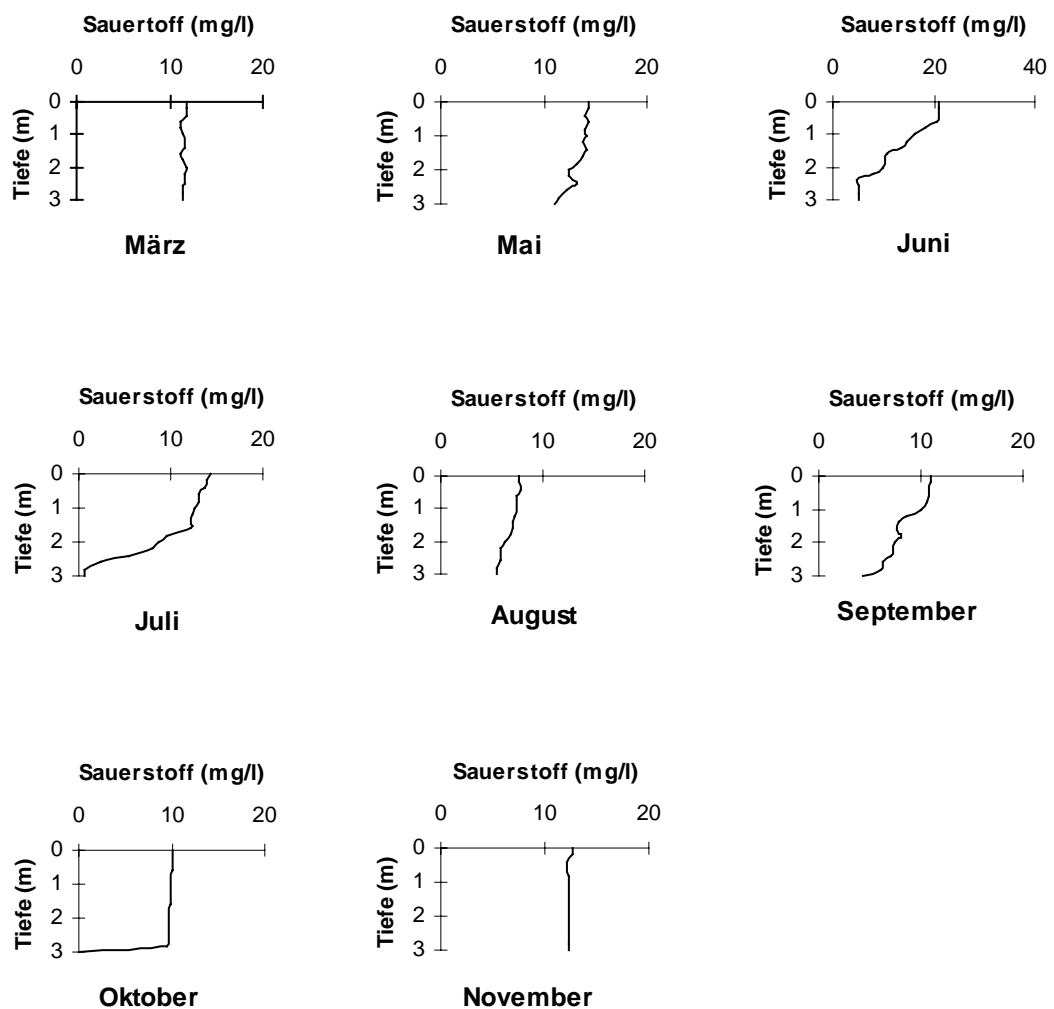


Abb. 23. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 24) wurde die gleiche Tendenz wie an Probestelle 1 beobachtet: orthograde Profile im März und Oktober. Zwischen Mai und September zeigte sich eine heterograde Kurve. Die Höchstwerte wurden wiederum nahe der Oberfläche in den Monaten Juni und Juli festgestellt. In den Sommermonaten tendierte der Sauerstoffgehalt in den Tiefenbereichen zwischen 4 und 5 m zu Werten nahe Null.

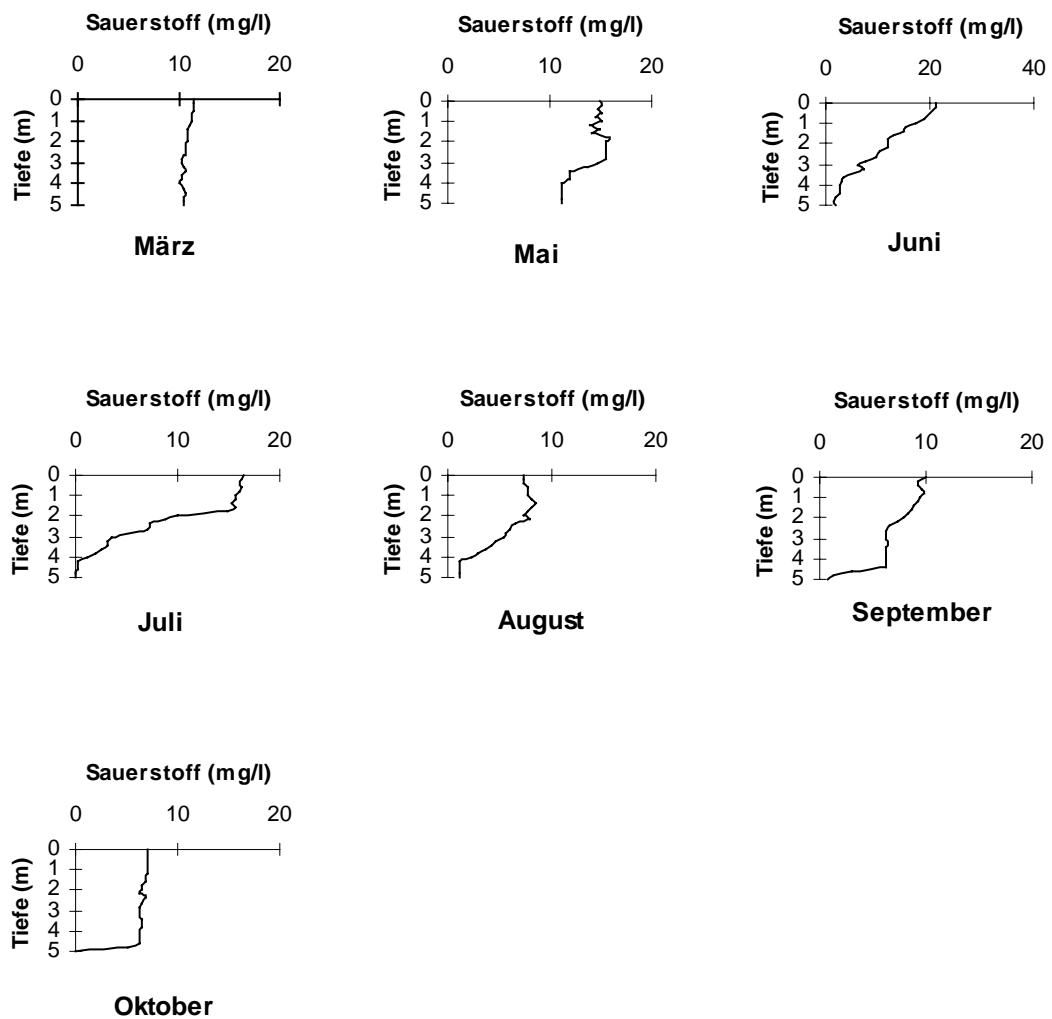


Abb. 24. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.2 Relative Sauerstoffsättigung

See 1: Die relative Sauerstoffsättigung betrug im Durchschnitt 105,1% mit einer Variation von 20,8%. Die Profile (Abb. 25) an Probestelle 1 waren orthograd in März, Oktober und November mit einer Untersättigung während des Herbstes. Zwischen Mai und September ergaben sich klinograde Kurven mit einer Übersättigung im oberflächennahen Bereich und einem Sauerstoffdefizit im tieferen Wasser.

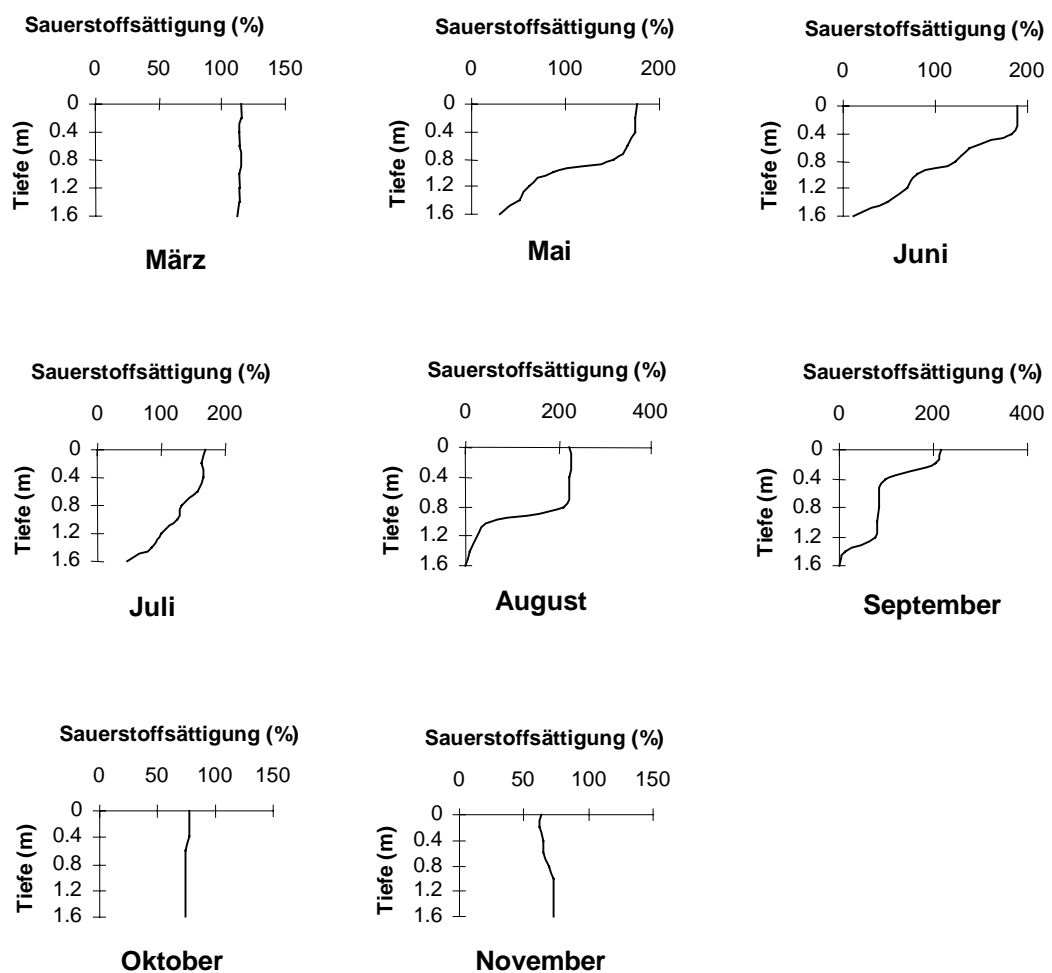


Abb. 25. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung an Probestelle 1 des Sees 1.

Abb. 26 zeigt die Profile der Probestelle 2 mit orthograden Profilen in März und Oktober mit Werten von nahezu 100 %. Ab Mai war eine starke Übersättigung im oberen Bereich der Wassersäule zu verzeichnen. Zwischen Juni und September trat in den tieferen Bereichen stets ein Sauerstoffdefizit auf.

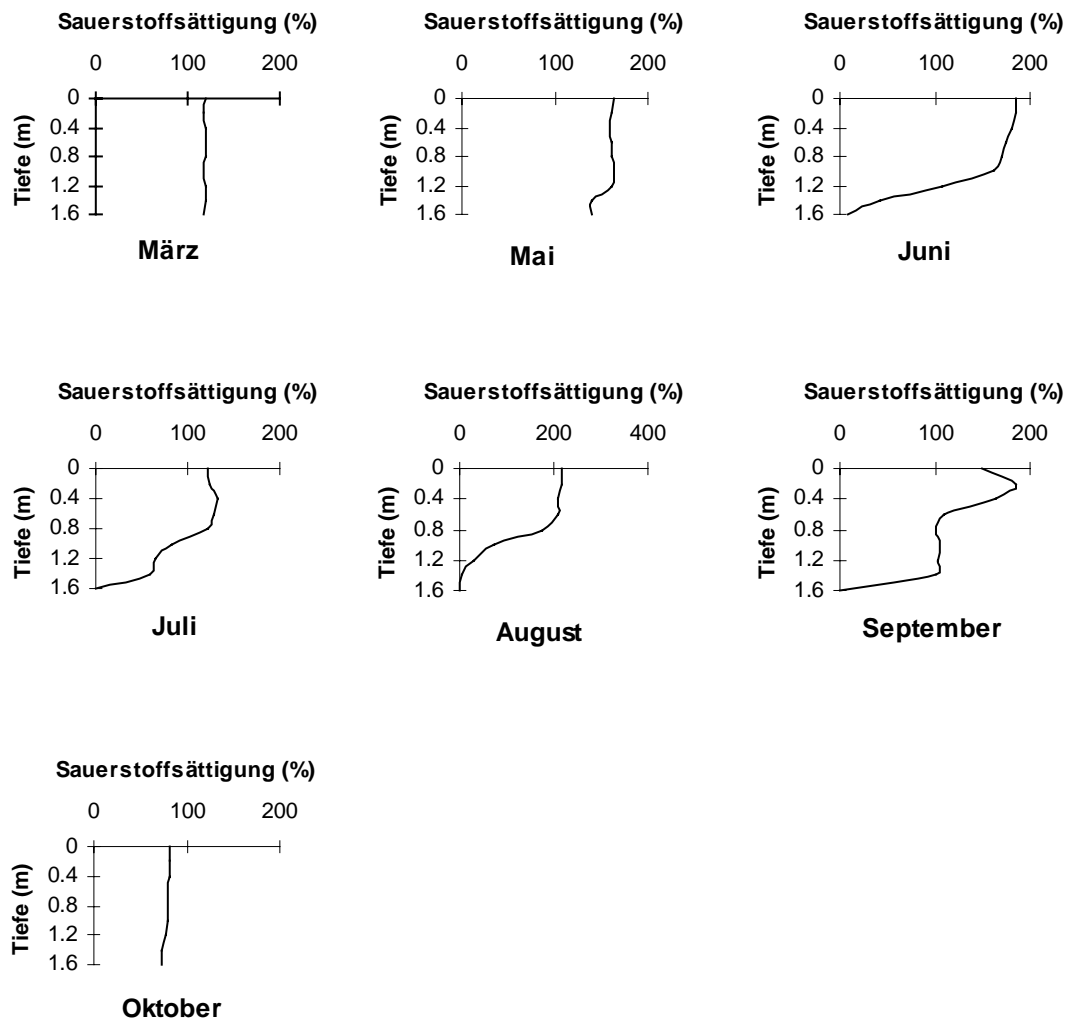


Abb. 26. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: In See 2 betrug die Sauerstoffsättigung durchschnittlich 98% mit einer Variation von 25%. Abb. 27 stellt die Profile der Probestelle 1 dar. Es zeigten sich orthograde Profile mit Werten von nahezu 100% in den Monaten März, Oktober und November. Zwischen Mai und September ergaben sich negative heterograde Kurven mit einer Übersättigung im oberen Bereich.

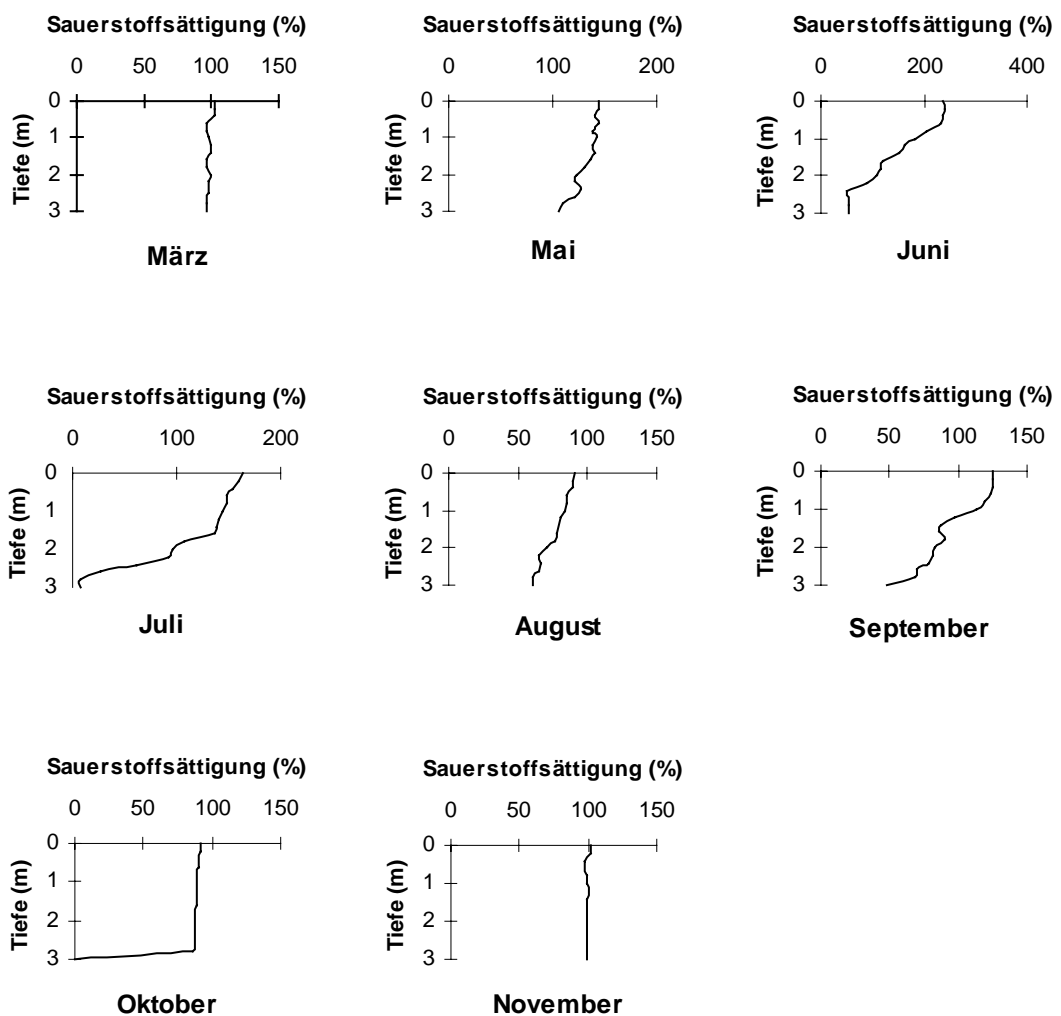


Abb. 27. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 1 des Sees 2.

Probestelle 2 (Abb. 28) zeigte orthograde Profile im März und Oktober auf. Ab Mai stellte sich eine Stratifikation ein, das Sauerstoffprofil zeigte eine heterograde Kurve. Die Höchstwerte fanden sich in den Monaten Juni und Juli mit Übersättigung um 200%. Die Sättigungswerte nahe dem Grund sanken in allen Sommermonaten auf fast Null.

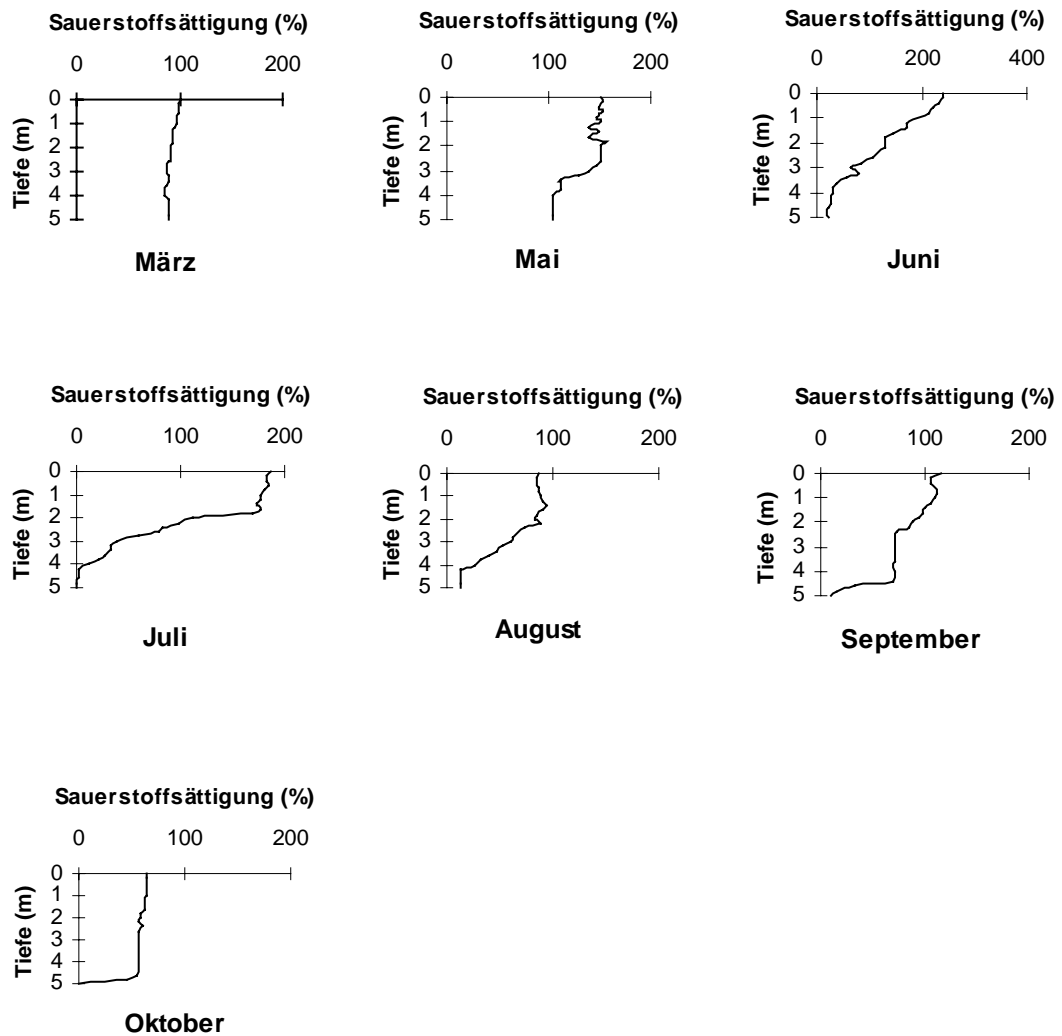


Abb. 28. Zeitlicher Verlauf und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.3 pH-Wert

See 1: Der pH-Wert lag bei durchschnittlich 8,1 mit einer Variation von 11% im Jahresverlauf. Abb. 29 zeigt die pH-Profile an Probestelle 1. Die Profile waren weitgehend orthograd mit nur einer geringen Absenkungstendenz im Oberflächenwasser. In den Monaten März, Oktober und November lagen die Werte im neutralen Bereich, von Mai bis September dagegen im basischen.

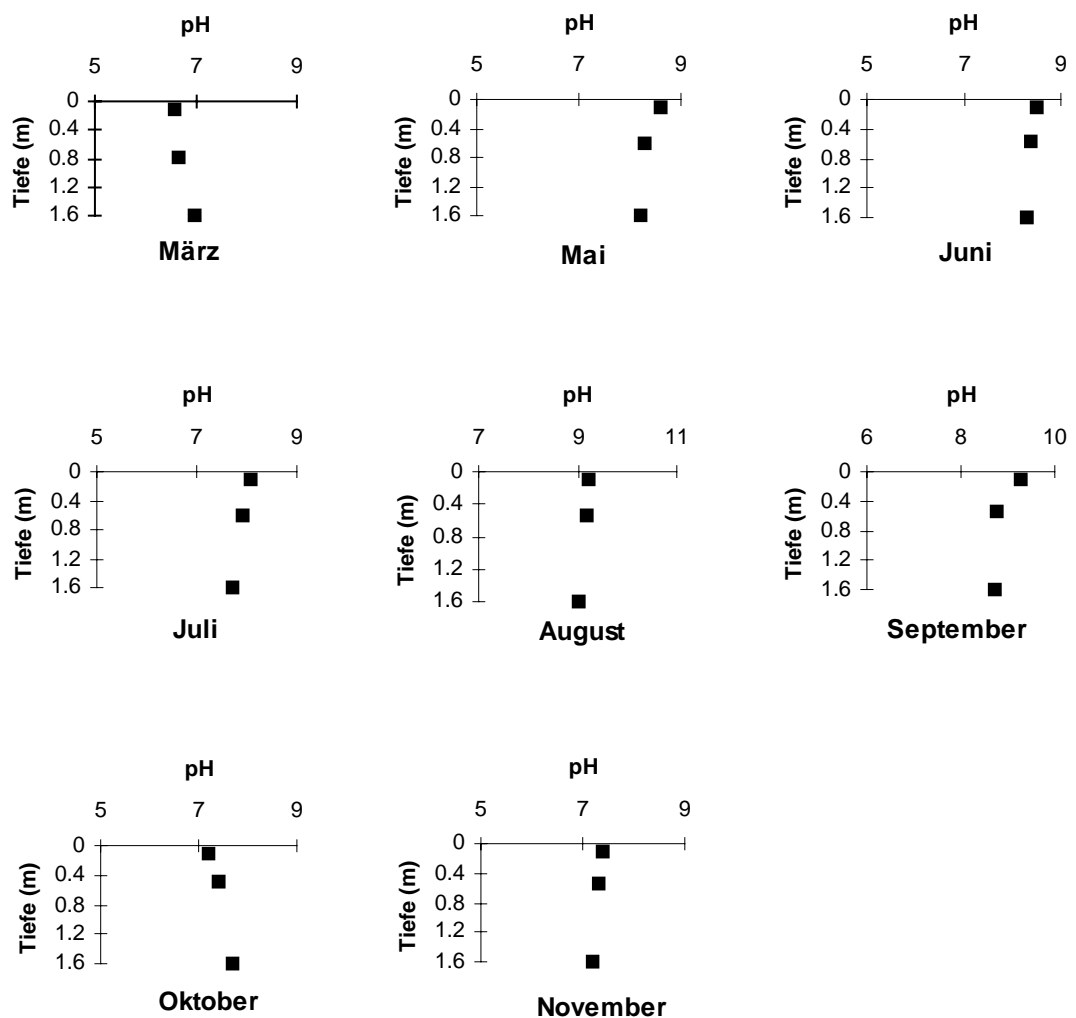


Abb. 29. Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

An Probestelle 2 (Abb. 30) zeigten sich orthograde Profile mit einer leichten Absenkungstendenz mit der Tiefe. Es fanden sich neutrale Werte im März und basische in den übrigen Monaten mit einem Höchstwert von über 10 im August.

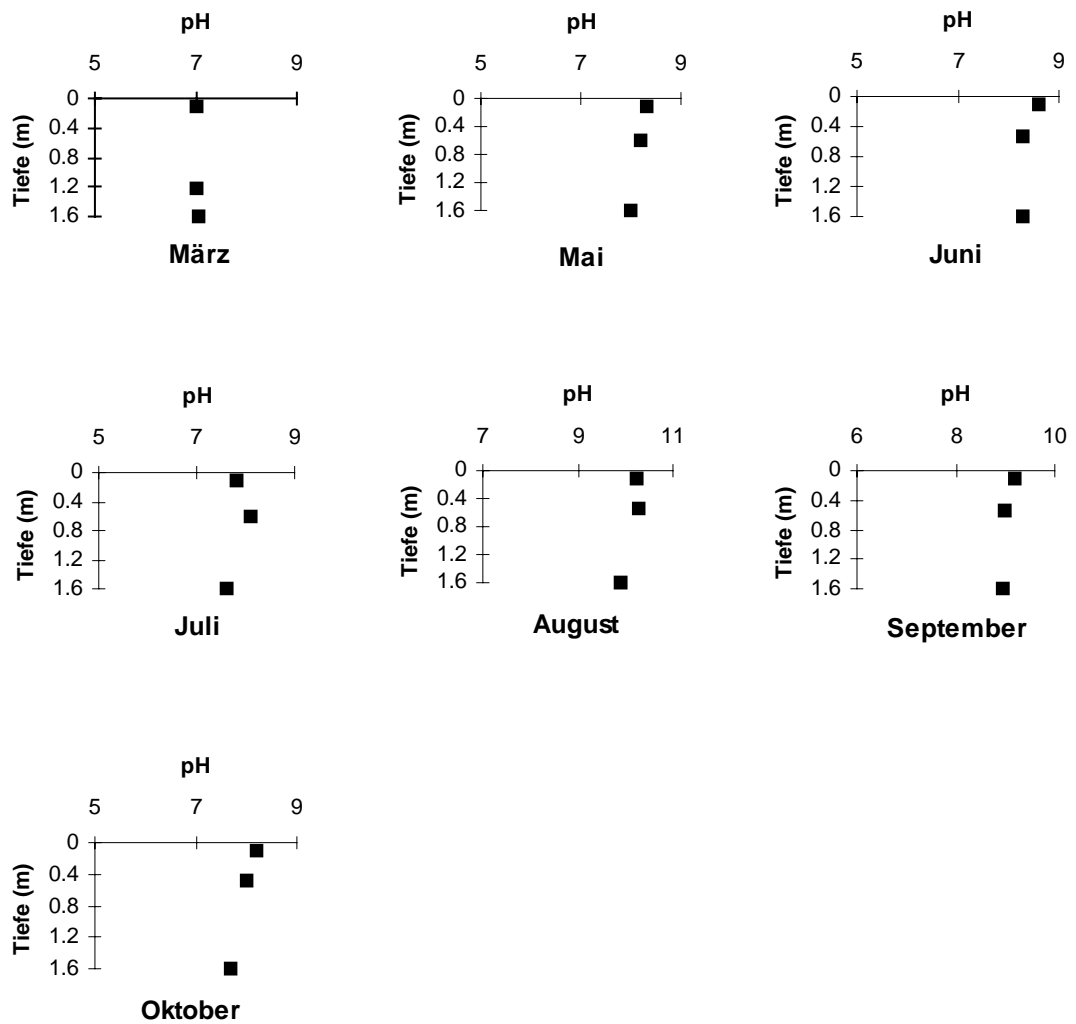


Abb. 30. Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Der pH-Wert betrug im Durchschnitt 7,8 mit einer geringen Variation von 5% im Jahresverlauf. Abb. 31 zeigt die pH-Profile an Probestelle 1. Die Profile waren orthograd, obwohl sie eine leichte Absenkung mit der Tiefe aufwiesen. Die Werte lagen in März und November im neutralen Bereich. Zwischen Mai und Oktober zeigten sich basische Werte.

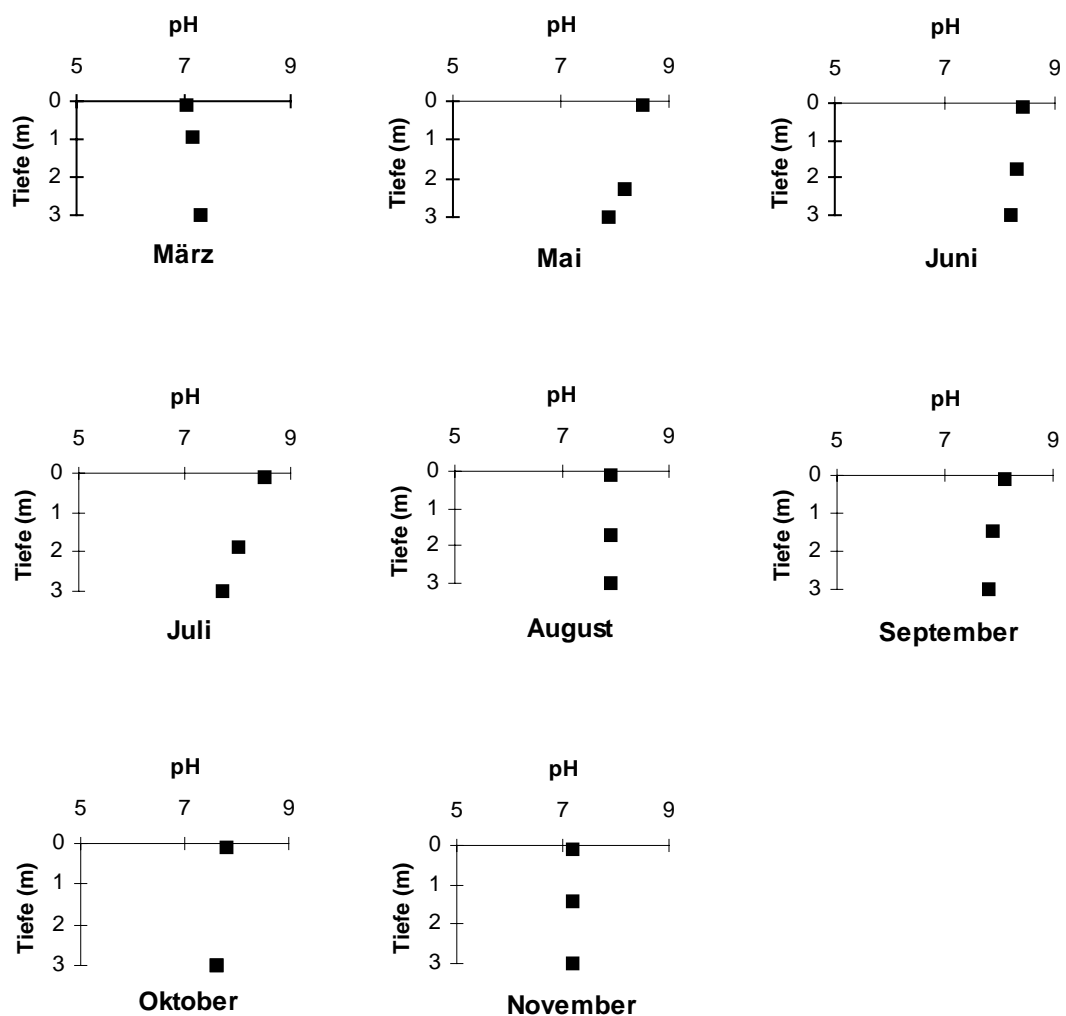


Abb. 31. Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 32) wurden wiederum orthograde Profile mit einer leichten Tendenz zur Absenkung mit der Tiefe gefunden, dieses war besonders deutlich im Oktober. Die Werte waren im März neutral und in den übrigen Monaten basisch.

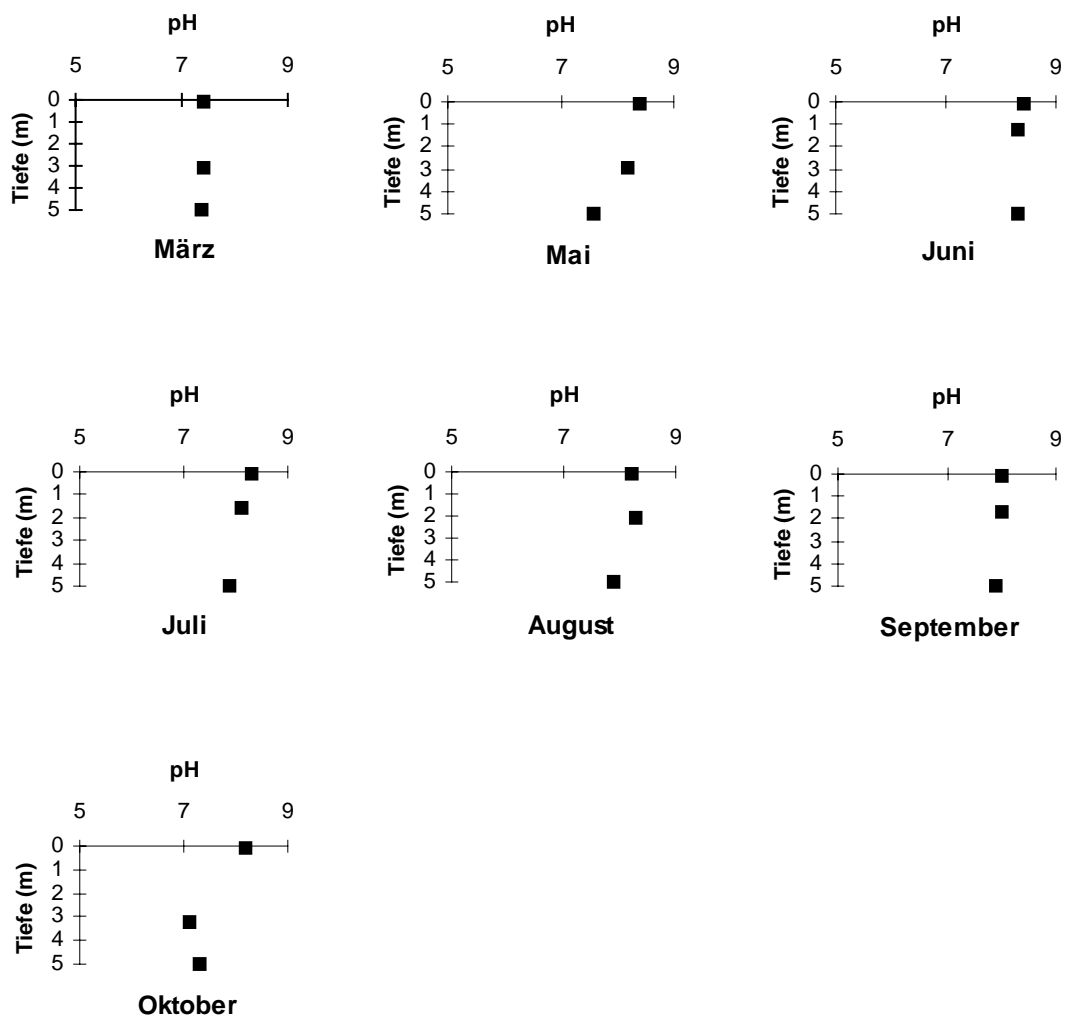


Abb. 32. Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.4 Kohlendioxid

See 1: Die CO₂-Konzentration war in allen Sommermonaten nicht meßbar. Lediglich in den Herbstmonaten und im Frühjahr waren Werte zwischen 1 und 5 mg/l zu verzeichnen (Abb. 33 und 34).

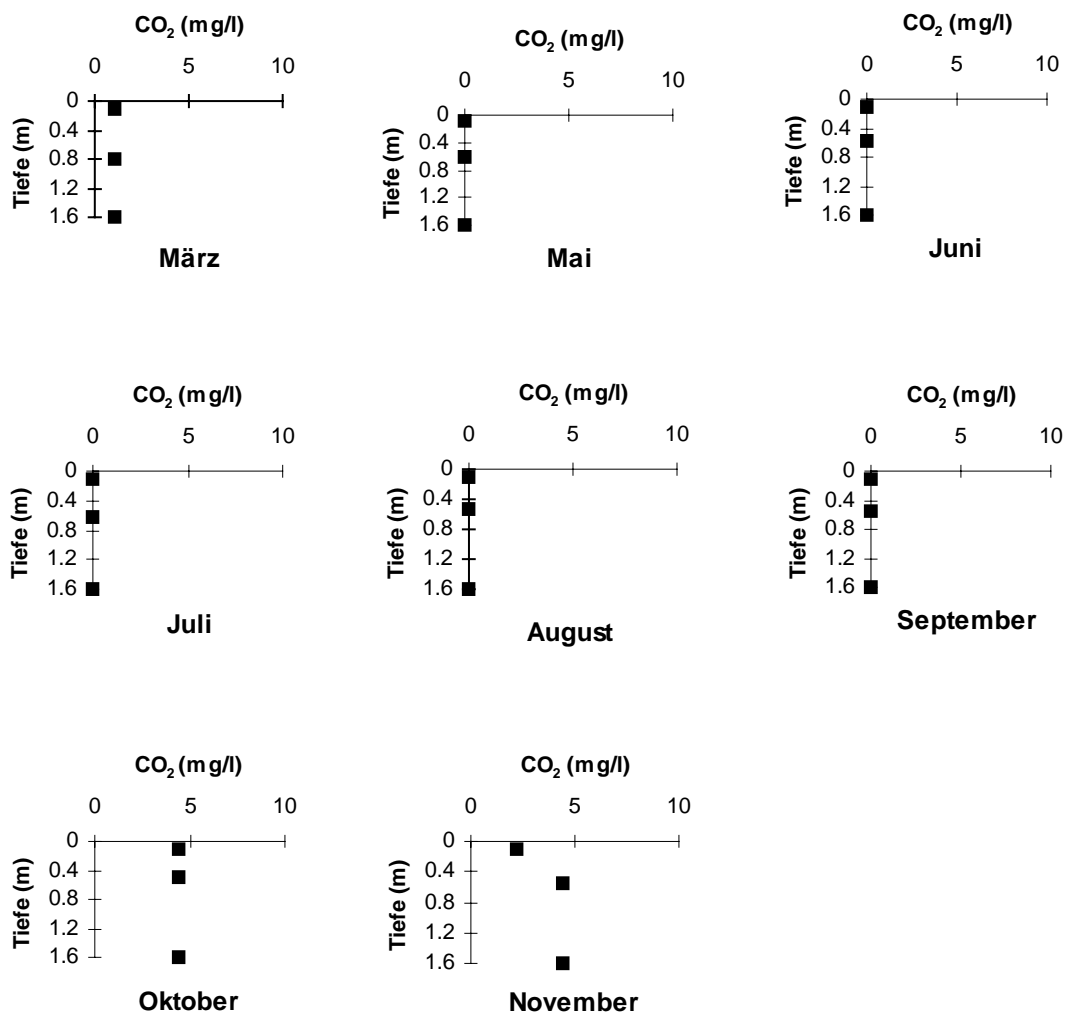


Abb. 33. Zeitlicher Verlauf des CO₂-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

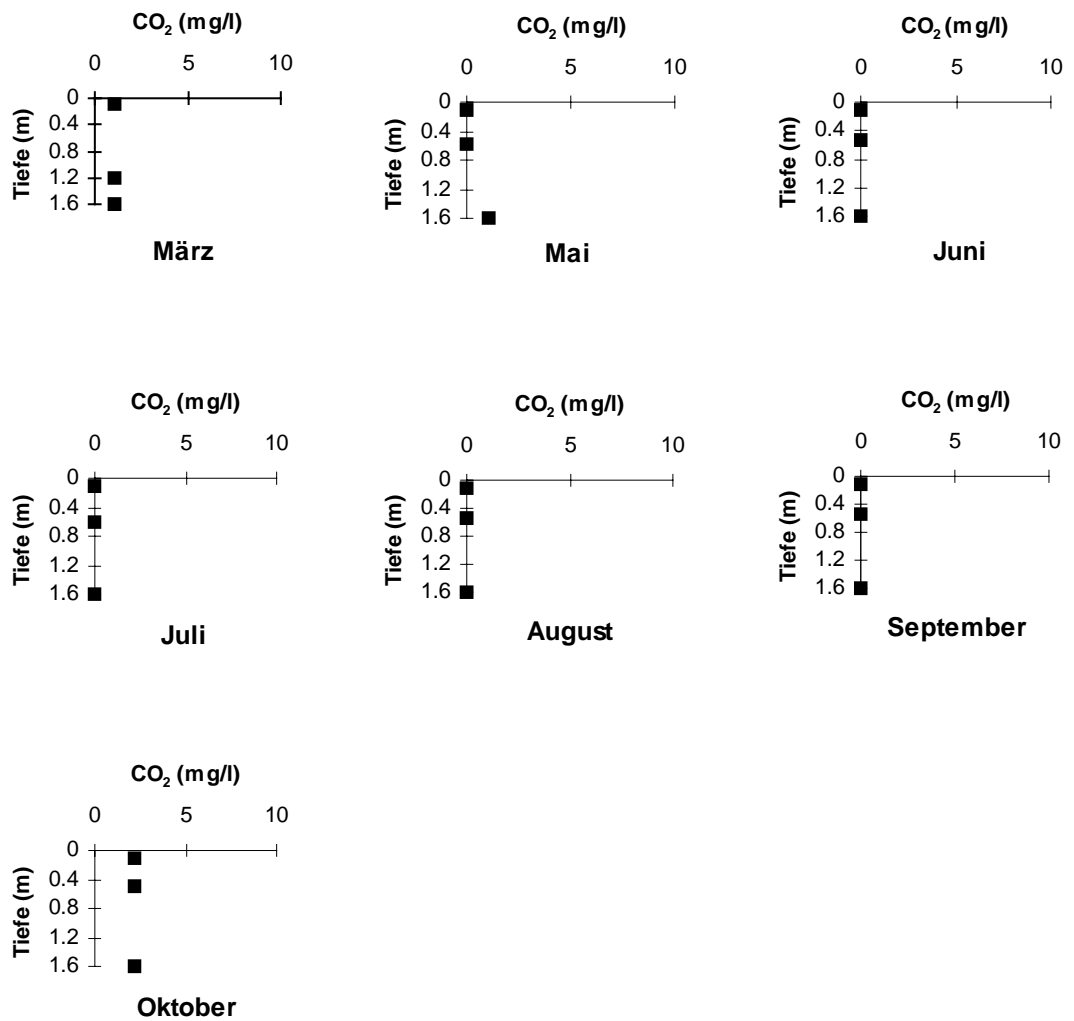


Abb. 34. Zeitlicher Verlauf des CO₂-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: In See 2 zeigte der Kohlendioxidgehalt insgesamt höhere Werte als im Vergleichssee bei einem Durchschnitt von 4,3 mg/l und einer Variation von 65%. Abb. 35 zeigt die Werte für das Kohlendioxid mit orthograden Profilen im März, Juli, Oktober und November, wobei höhere Werte im November gefunden wurden. Klinograde Profile konnten im Mai, Juni, August und September beobachtet werden, wobei die Konzentrationen mit der Tiefe stiegen und Höchstwerte im Tiefenbereich aufwiesen.

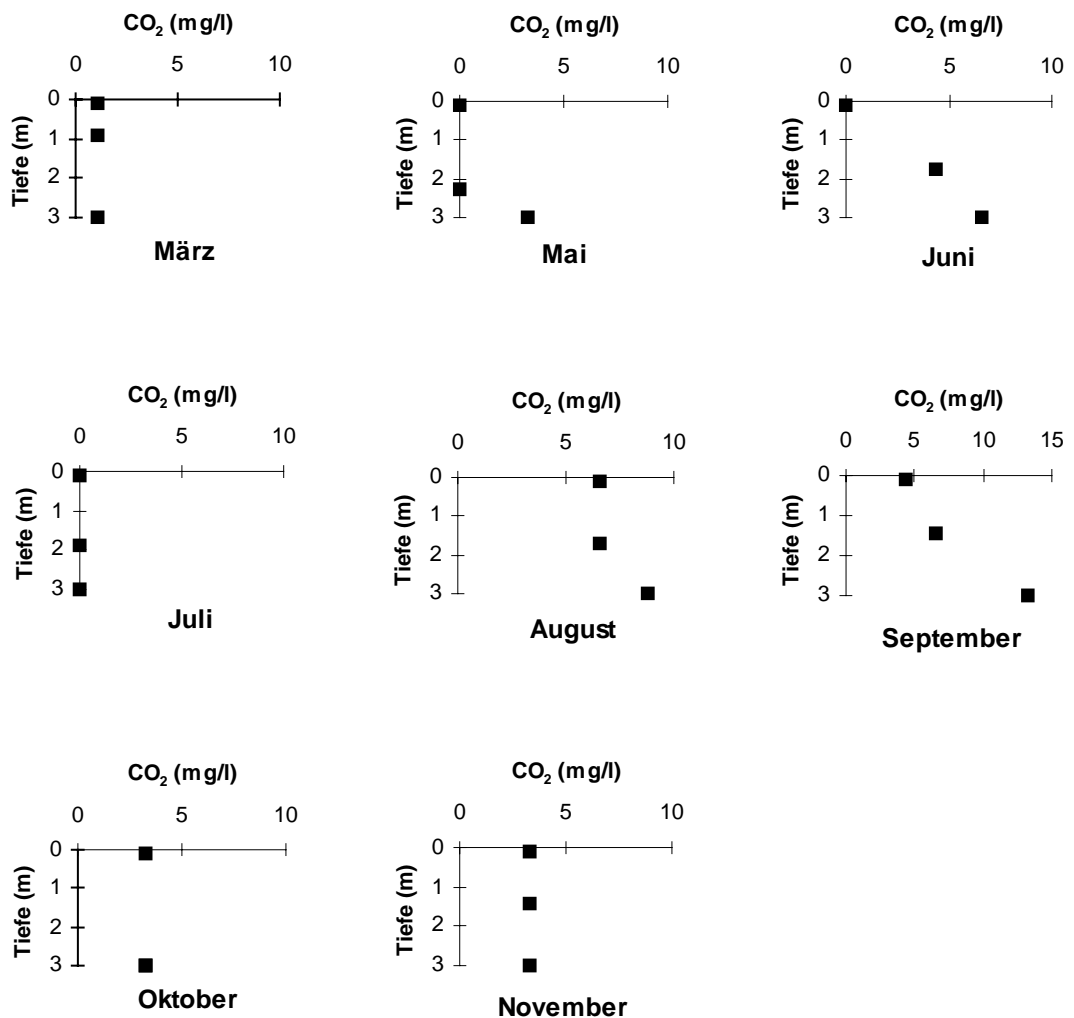


Abb. 35. Zeitlicher Verlauf des CO₂-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 36) gab es klinograde Profile, wobei die Werte mit der Tiefe anstiegen.

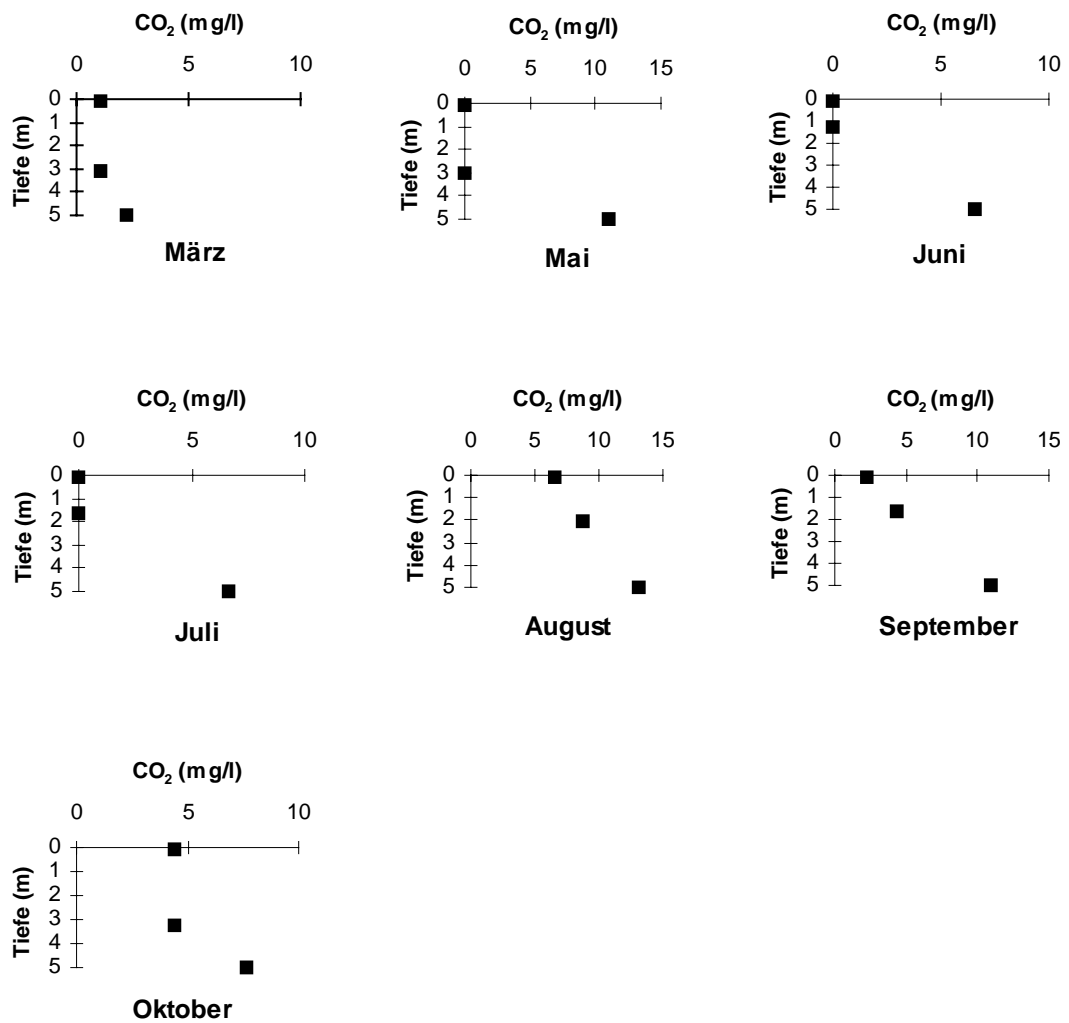


Abb. 36. Zeitlicher Verlauf des CO₂-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.5 Alkalinität

See 1: Die Alkalinität (Säurebindungsvermögen), die ein Maß für die Pufferkapazität gegen Säuren ist, betrug im Durchschnitt 170,9 mg/l CaCO_3 mit einem CV von 88,5%. Abb. 37 stellt die Profile an Probestelle 1 dar. Im Mai und Juni zeigten sich klinograde Tendenzen und die Alkalinität sank mit der Tiefe ab. Die Höchstwerte fanden sich im Hochsommer mit orthograden Profilen. Im März, Oktober und November ließ die Alkalinität orthograde Profile und niedrige Werte erkennen.

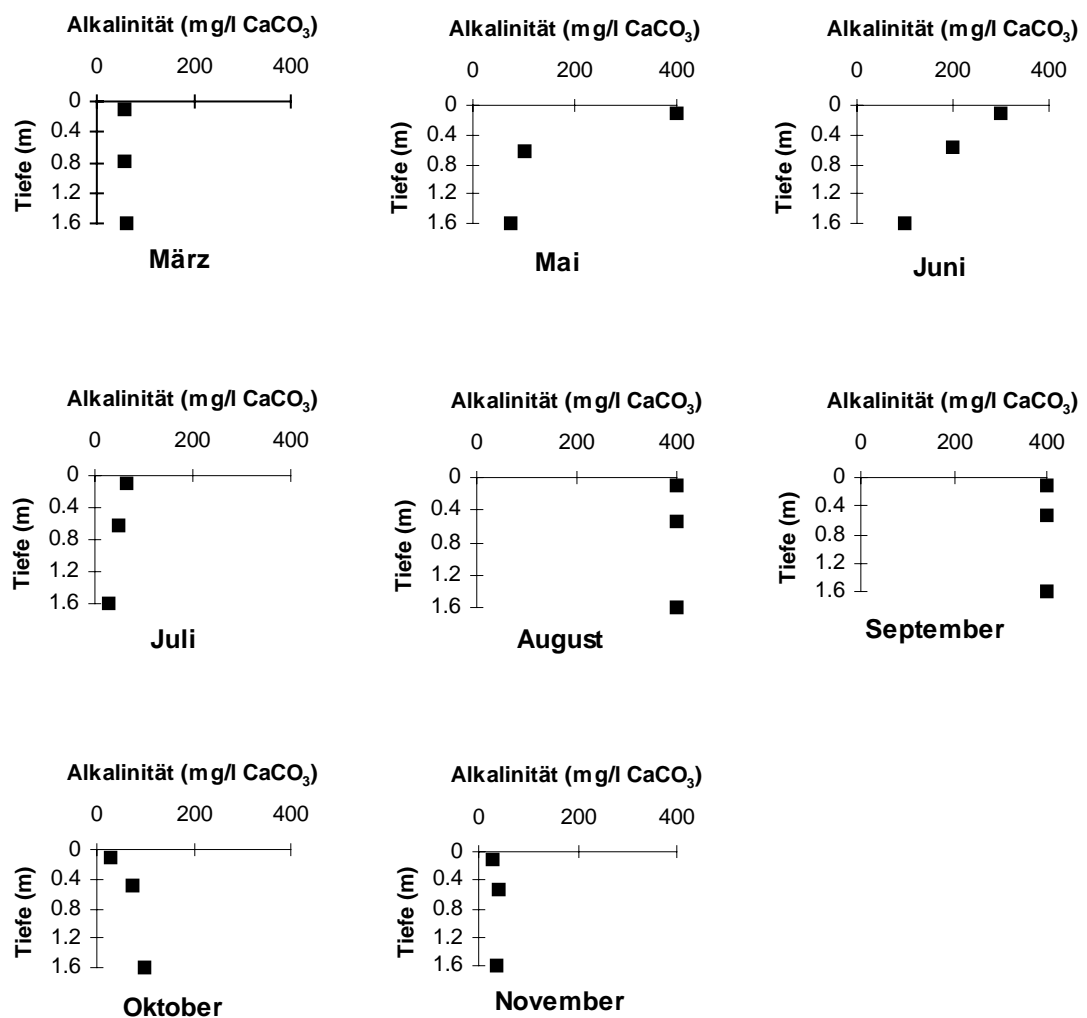


Abb. 37. Zeitlicher Verlauf der Alkalinität in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

Probestelle 2 (Abb. 38) zeigte klinograde Kurven im Juni und Oktober sowie orthograde Kurven während der übrigen Monate. Die höchsten Werte wurden im Hochsommer erreicht.

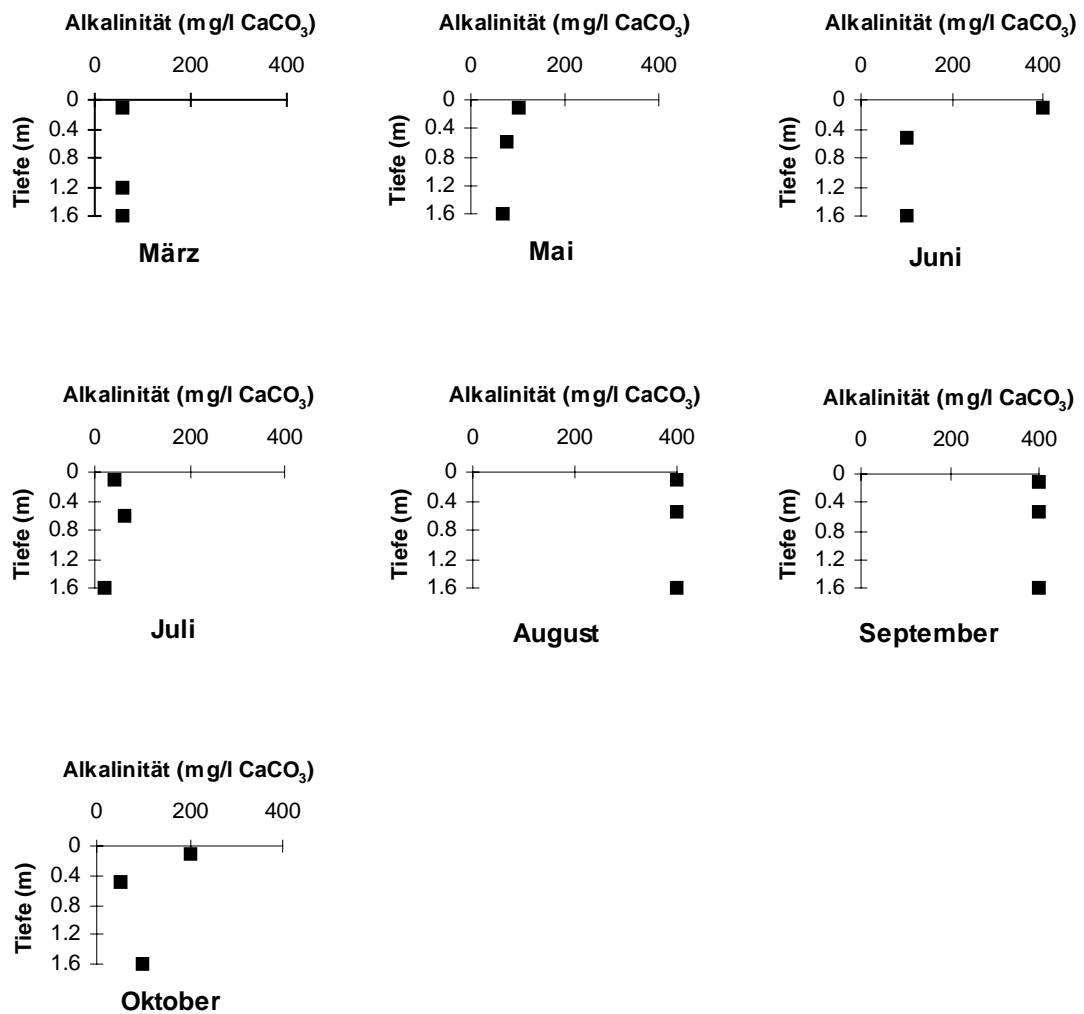


Abb. 38. Zeitlicher Verlauf der Alkalinität in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Das Säurebindungsvermögen betrug im Durchschnitt 153,5 mg/l CaCO_3 mit einem CV von 60%. Probestelle 1 (Abb. 39) zeigte orthograde Profile im März, August und November. Zwischen Mai und Juli sanken die Werte mit der Tiefe ab. Im September stieg die Alkalinität mit der Tiefe an.

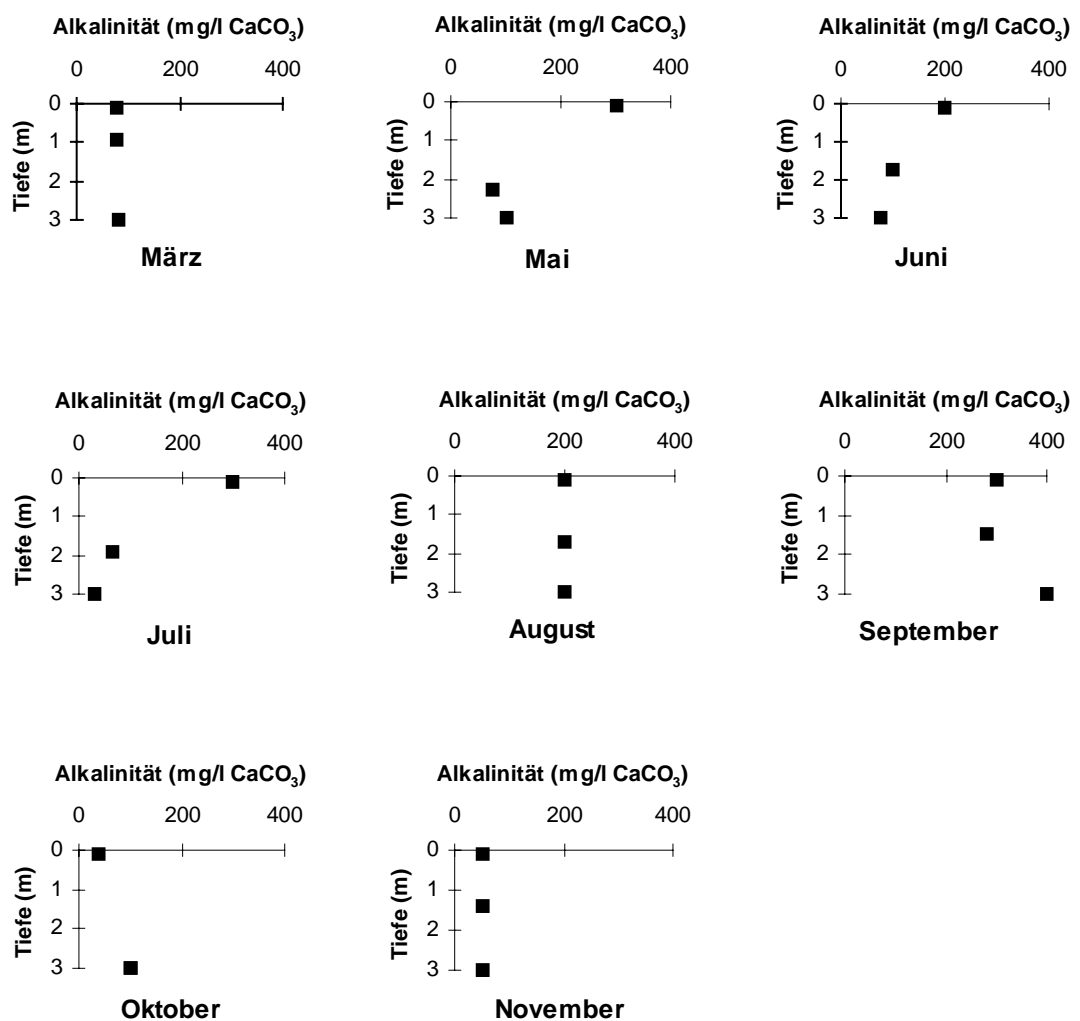


Abb. 39. Zeitlicher Verlauf der Alkalinität in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 40) fanden sich orthograde Verläufe im März, wobei zwischen Mai und Juli sowie im Oktober die Werte mit der Tiefe absanken. Im Hochsommer stieg die Alkalinität mit der Tiefe an.

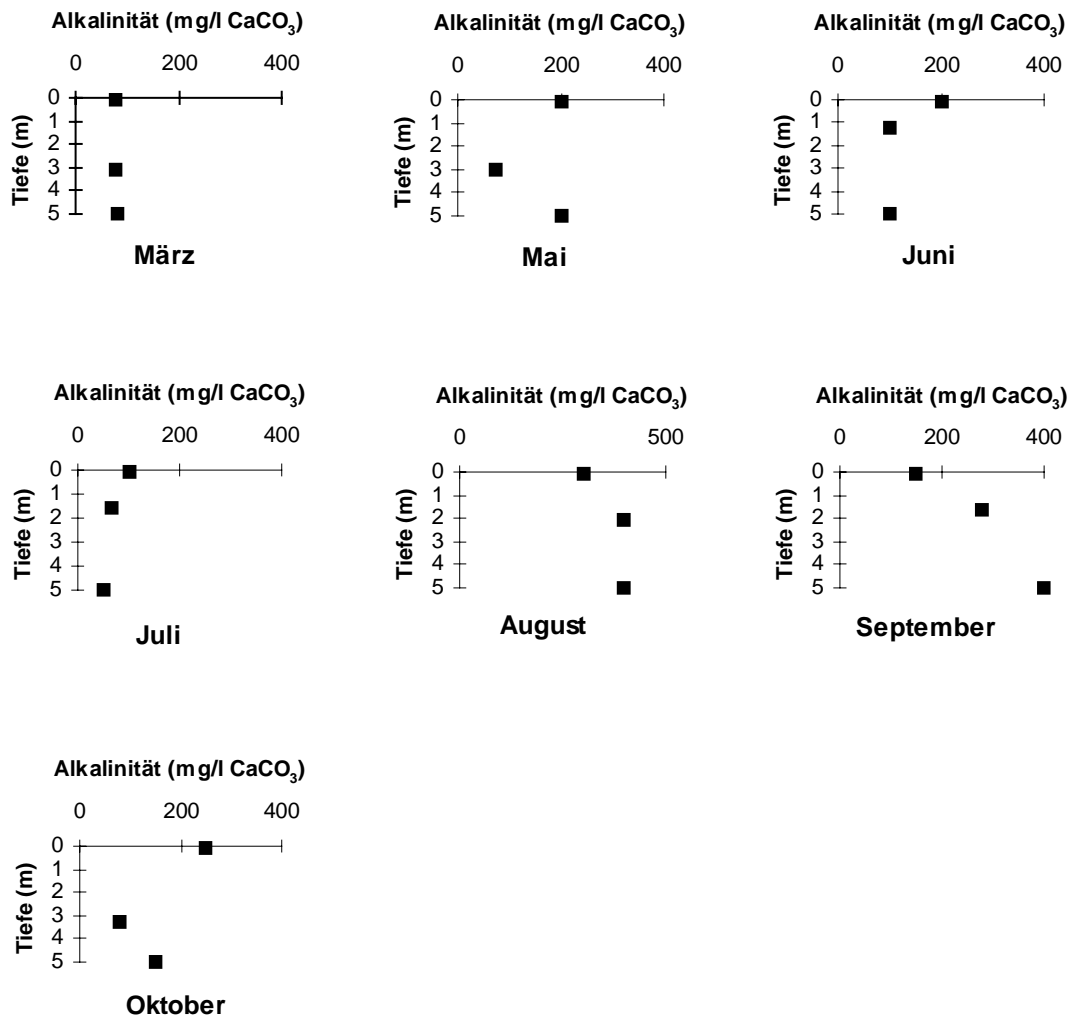


Abb. 40. Zeitlicher Verlauf der Alkalinität in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.6 Gesamthärte

See 1: Die Gesamthärte betrug im Durchschnitt 10,35 °dH mit einer Variation von 71,9%. Abb. 41 zeigt die Profile von Probestelle 1. Die Profile waren in den meisten Monaten orthograd, nur im August und September gab es klinograde Kurven. Die Gesamthärte stieg mit dem Jahresverlauf an, das Maximum wurde im September erreicht. In diesem Monat zeigte sich eine besonders hohe Wasserhärte, während in den anderen Monaten die Werte mit 10 °dH typisch für Weichwasser waren.

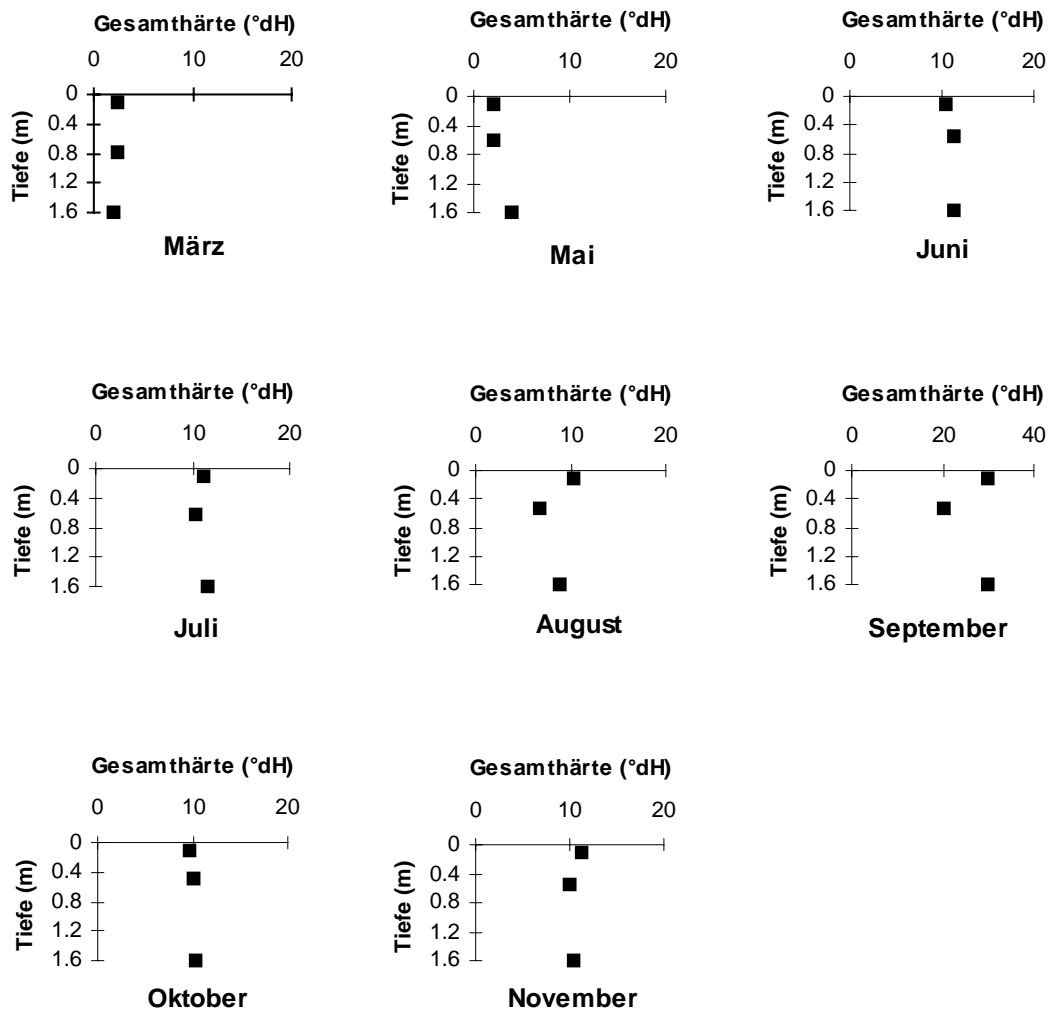


Abb. 41. Zeitlicher Verlauf der Gesamthärte in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

An Probestelle 2 (Abb. 42) fanden sich nur im Juli und September Änderungen der Gesamthärte in Abhängigkeit von der Tiefe. Die größte Wasserhärte fand sich auch an dieser Probestelle im September.

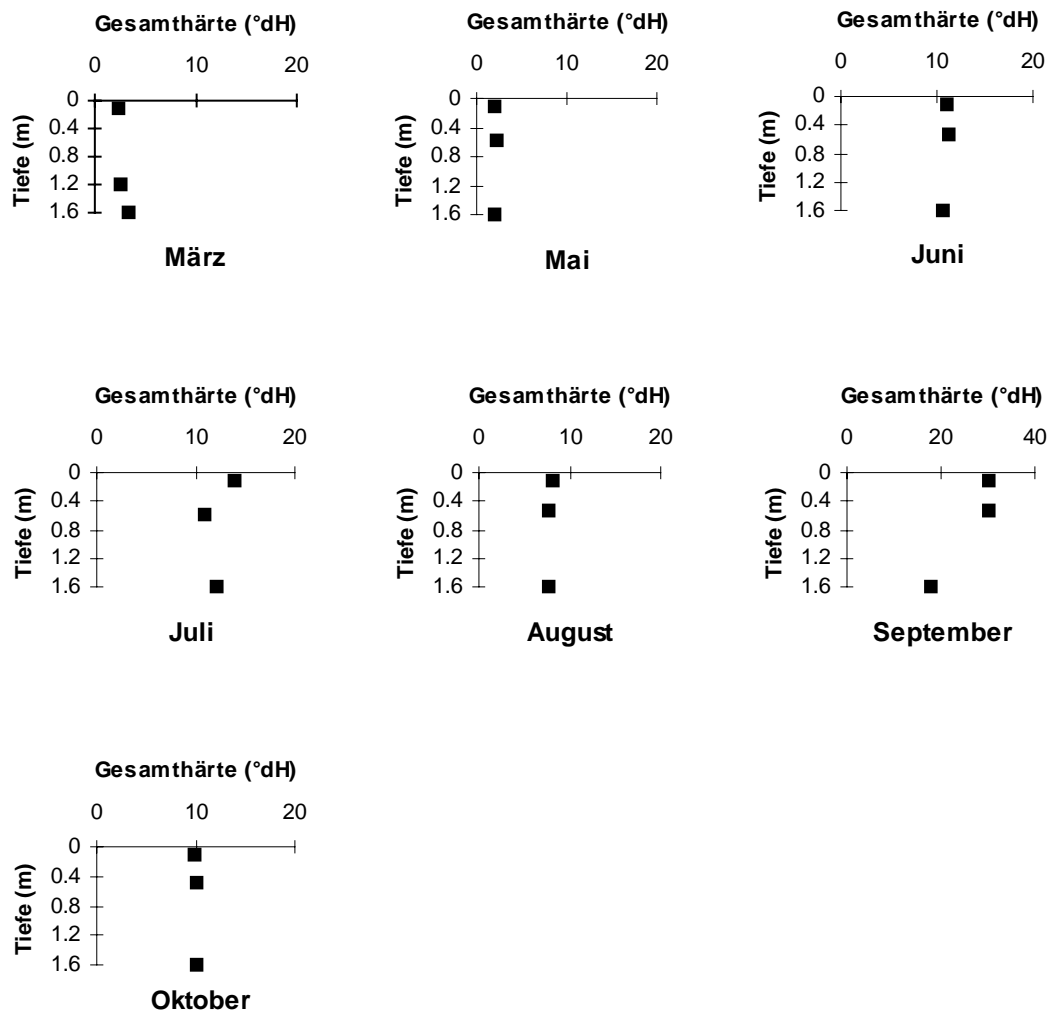


Abb. 42. Zeitlicher Verlauf der Gesamthärte in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Die Gesamthärte betrug im Durchschnitt $14,95^{\circ}\text{dH}$ mit einer Variation von 54%. In Abb. 43 sind die Profile von Probestelle 1 dargestellt. Es zeigten sich in den meisten Monaten orthograde Profile, mit Ausnahme der Monate Juni und September, in denen die Werte ihre Maxima an der Grenze der euphotischen Zone aufwiesen. Im September fand sich mit Abstand die größte Wasserhärte. Die Gesamthärte stieg im Jahresverlauf und erreichte im September ein Maximum.

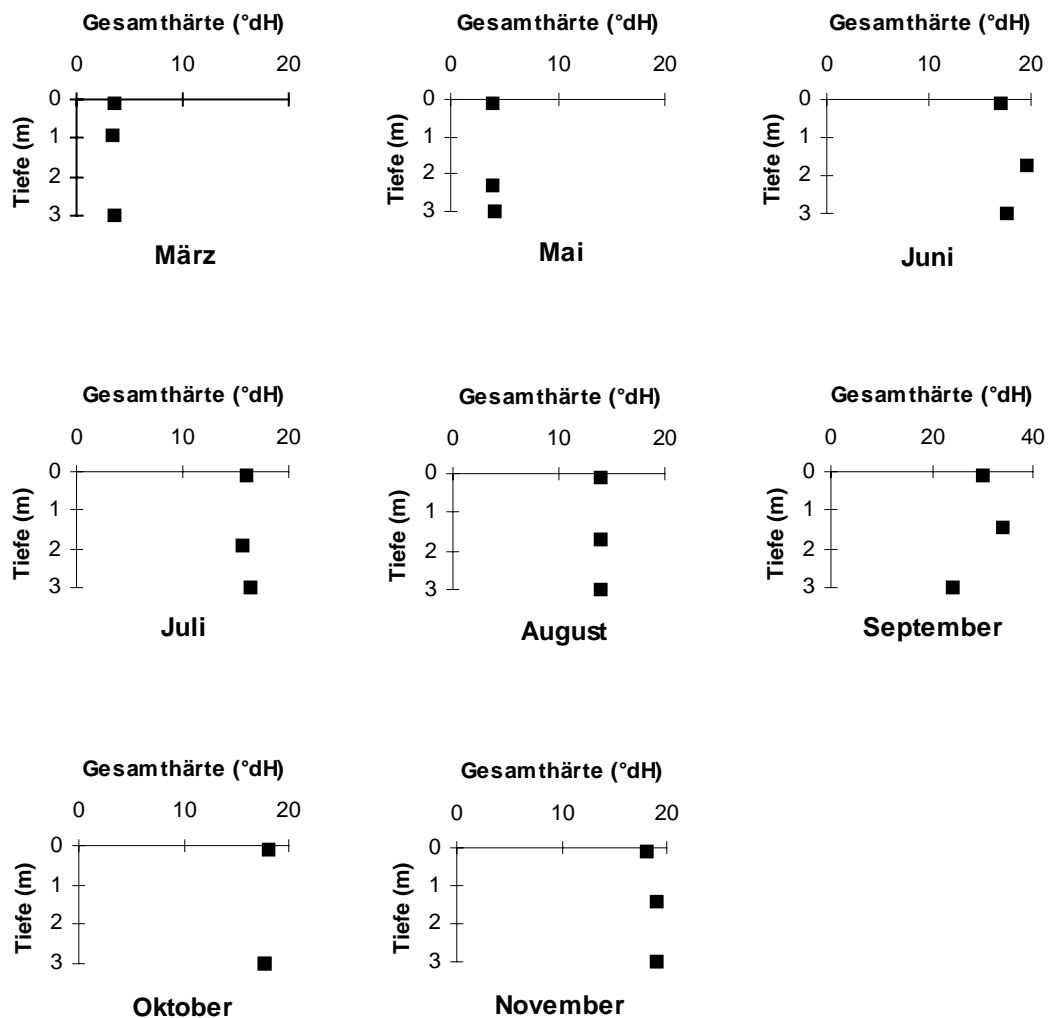


Abb. 43. Zeitlicher Verlauf der Gesamthärte in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 44) zeigten sich während der meisten Monate orthograde Profile, nur im September zeigte sich eine klinograde Kurve mit einem Höchstwert an der Grenze der euphotischen Zone. Die Werte stiegen im Laufe des Jahres mit einem Maximum im September.

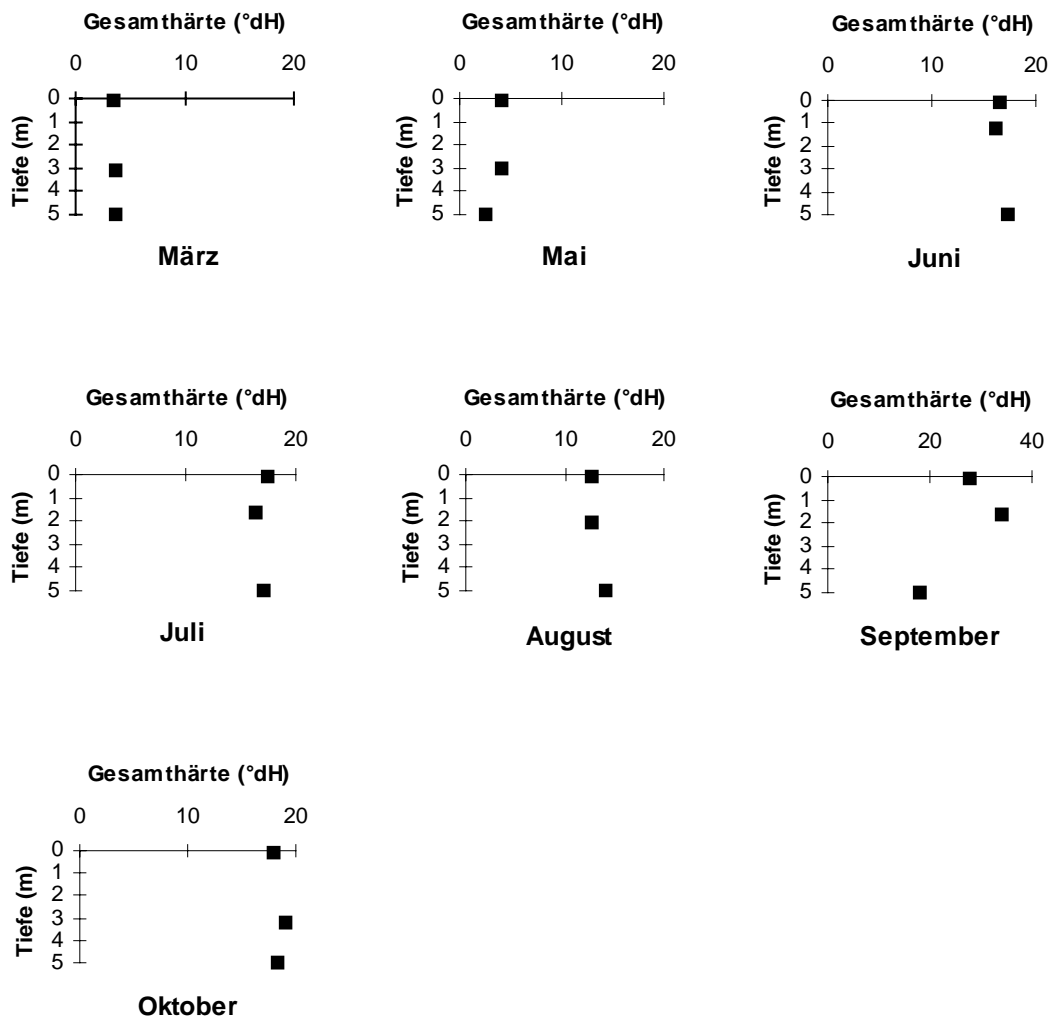


Abb. 44. Zeitlicher Verlauf der Gesamthärte in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.7 Carbonathärte

See 1: Im Jahr 1997 zeigte die Carbonathärte einen Mittelwert von 5,6 °dH mit einer Variation von 43,9%. An Probestelle 1 (Abb. 45) stellten sich in den meisten Monaten orthograde Profile ein, nur im Juli stiegen die Werte mit der Tiefe an. Während die Werte in den Frühjahrsmonaten bis zum Mai sehr niedrig lagen, stiegen sie in den übrigen Monaten an und zeigten im September Maximalwerte um 10 °dH.

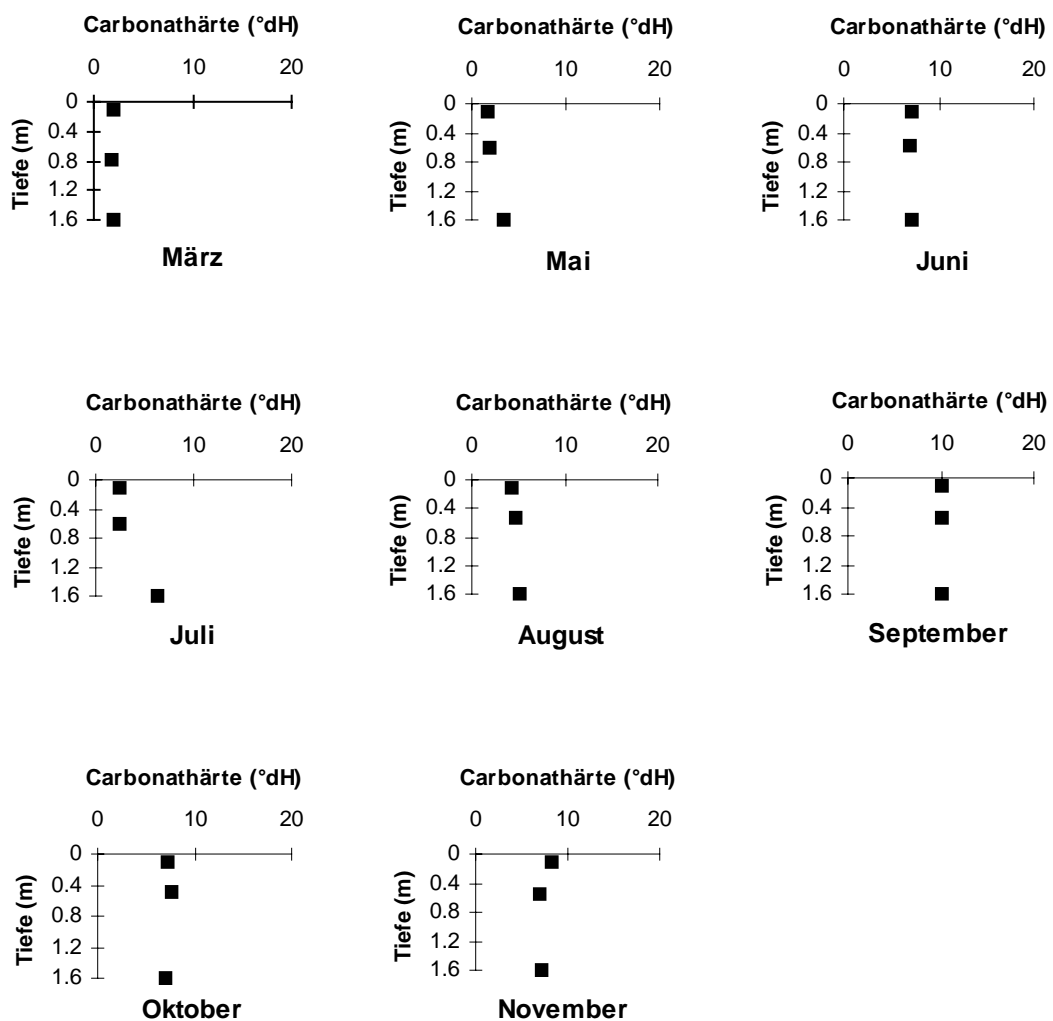


Abb. 45. Zeitlicher Verlauf der Carbonathärte in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

Abb. 46 zeigt den Jahresverlauf der Carbonathärte mit orthograden Profilen an Probestelle 2. Die Werte waren im März und Mai niedrig, und stiegen im Jahresverlauf an, wobei sie zwischen Juni und Oktober geringe Schwankungen zeigten.

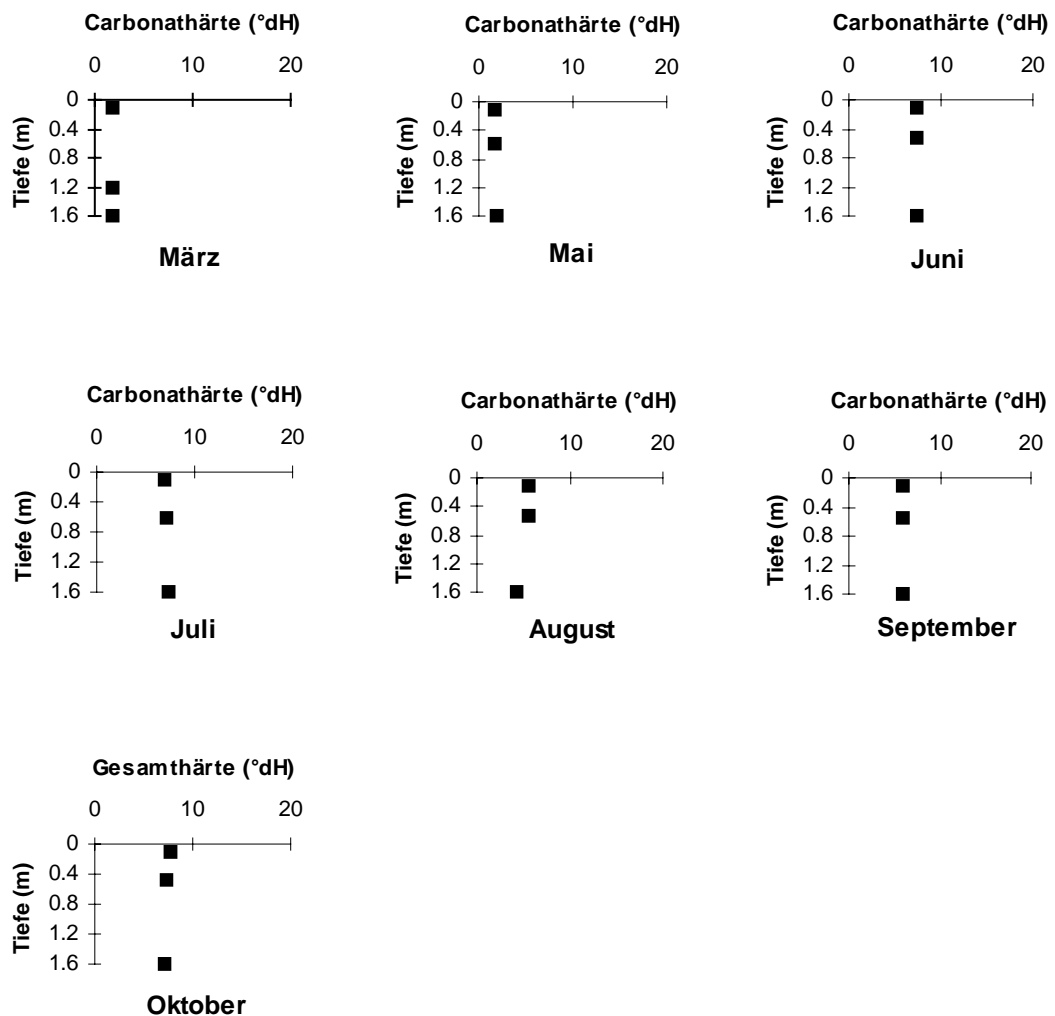


Abb. 46. Zeitlicher Verlauf der Carbonathärte in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Als Mittelwert betrug die Carbonathärte $8,7 \text{ }^\circ\text{dH}$ mit einem CV von 42,7%. Abb. 47 stellt die orthograden Profile an Probestelle 1 dar. Die Werte der Carbonathärte liegen im März und Mai um $3 \text{ }^\circ\text{dH}$, in den restlichen Monaten liegen sie bei etwa $10 \text{ }^\circ\text{dH}$.

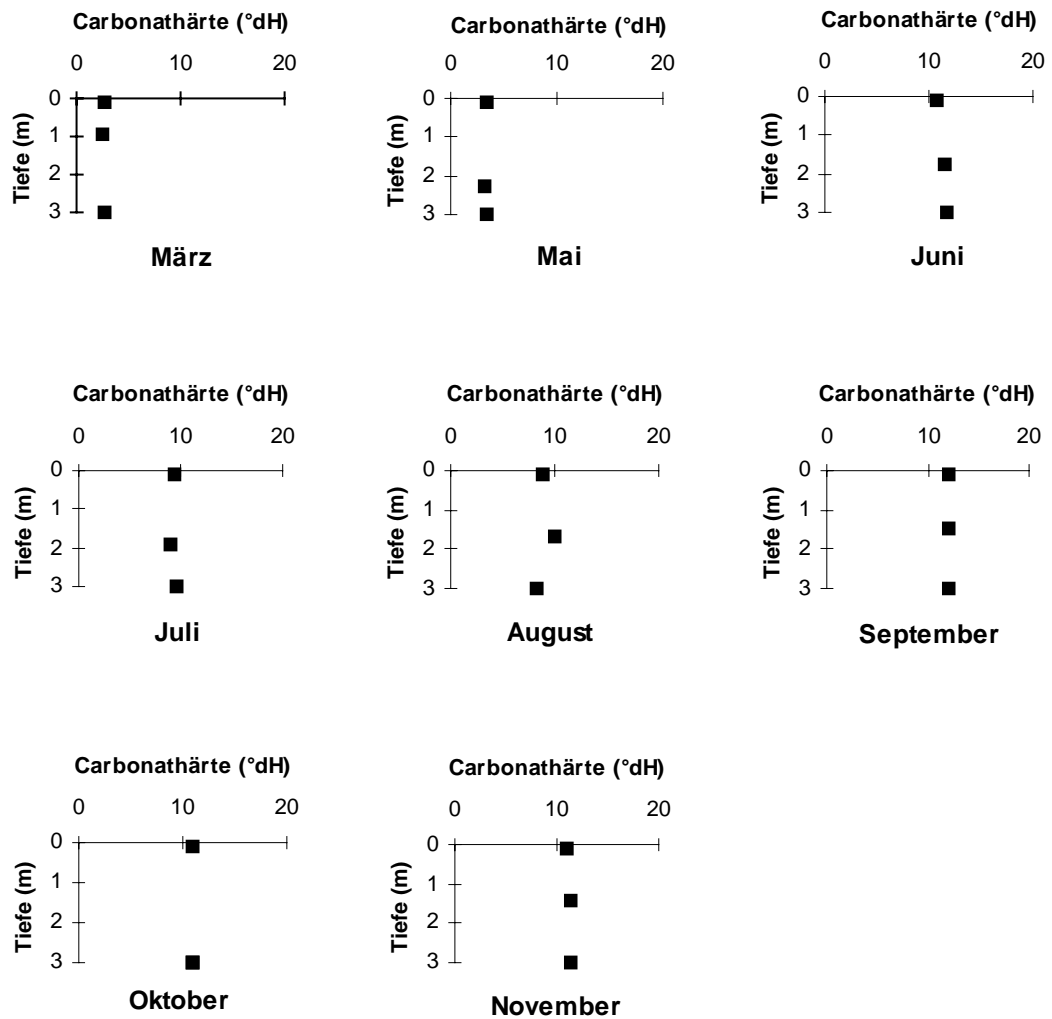


Abb. 47. Zeitlicher Verlauf der Carbonathärte in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 48) zeigten sich orthograde Profile, d.h. es fand keine Änderung mit der Tiefe statt. Im Jahresverlauf zeigt sich die gleiche Tendenz wie an Probestelle 1.

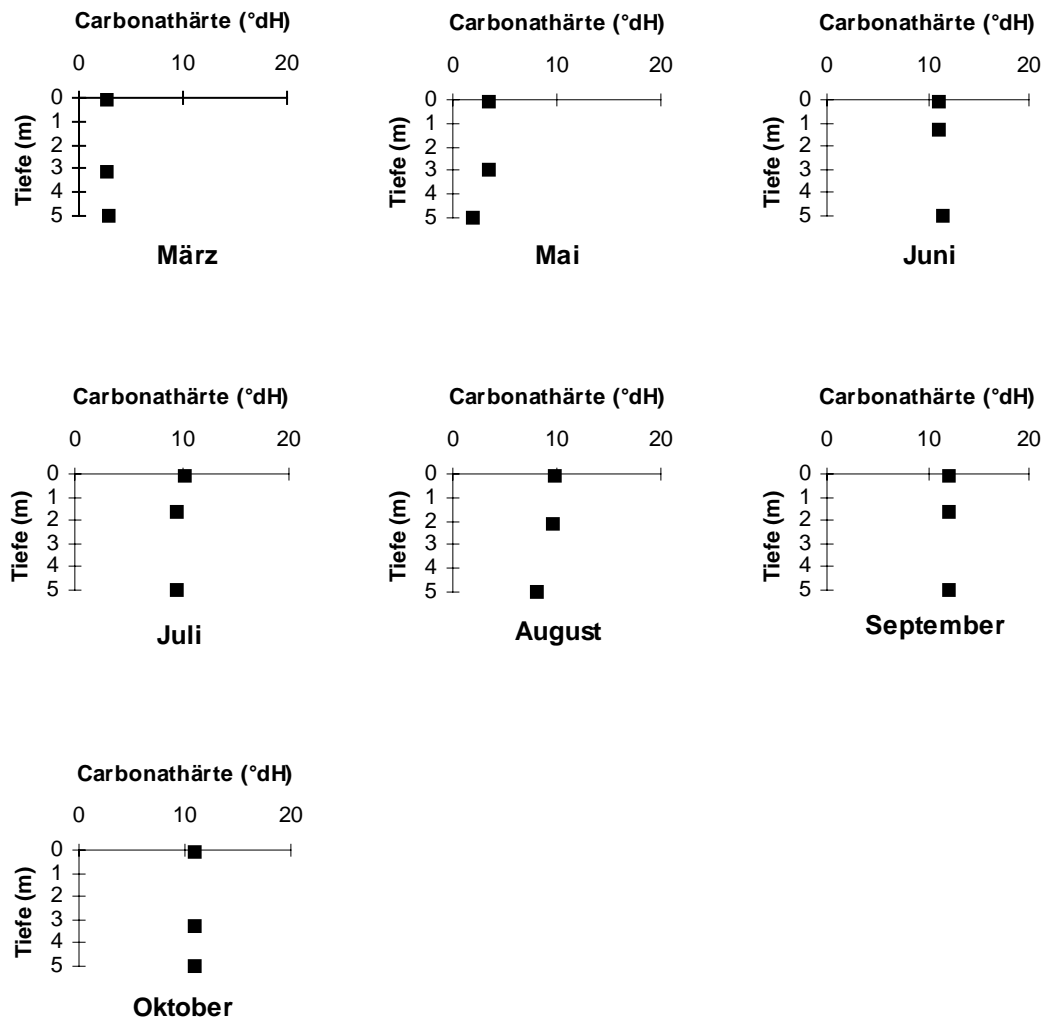


Abb. 48. Zeitlicher Verlauf der Carbonathärte in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.8 Gelöster Stickstoff

See 1: In See 1 fand sich ein Mittelwert von 2 mg/l mit einem Variationskoeffizienten von 73,7%. Abb. 49 zeigt die Profile des gelösten Stickstoffes an Probestelle 1. Im März und Mai fand sich eine leichte Tendenz zum Anstieg der Werte mit der Tiefe, während sich in den übrigen Monaten die Profile orthograd einstellten. Höchstkonzentrationen fanden sich im Oktober und November. Der Höchstwert wurde im September an der Grenze der euphotischen Zone gemessen.

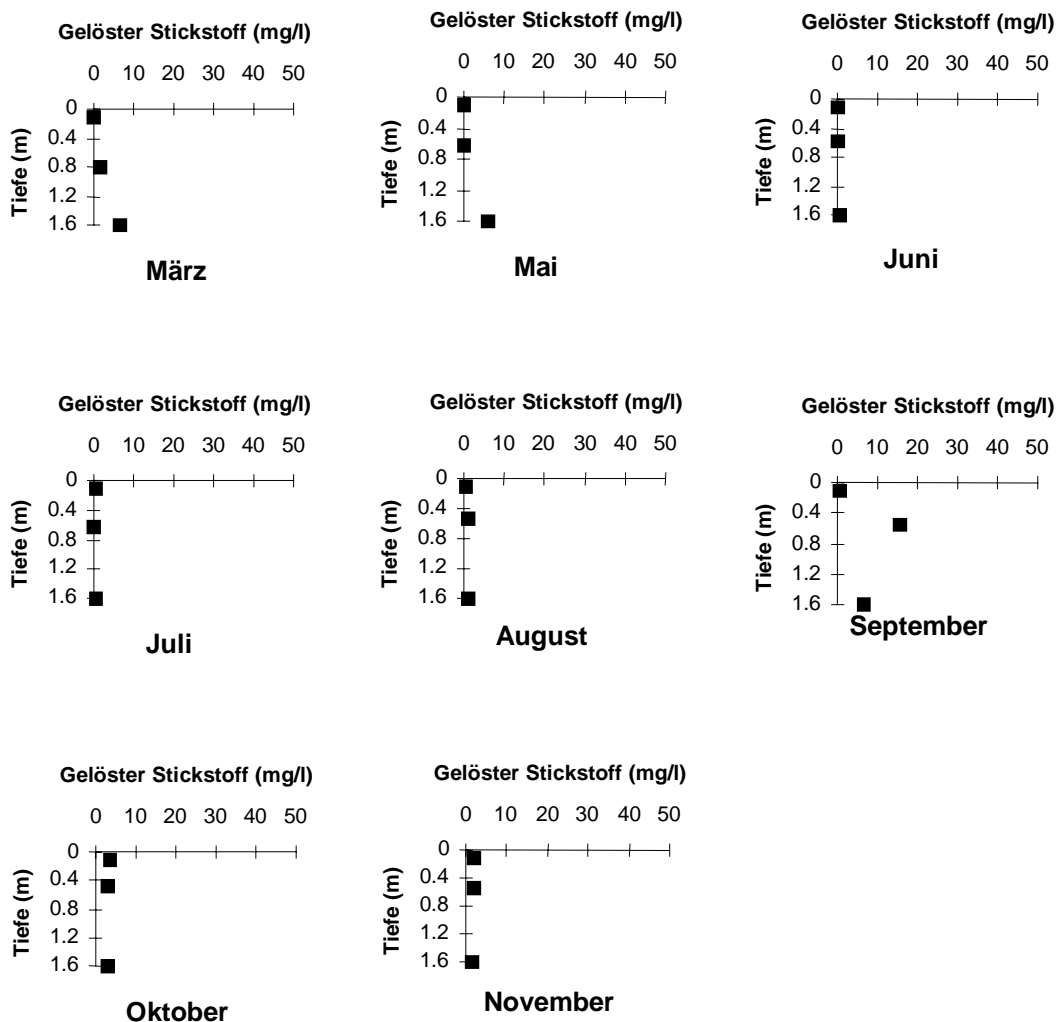


Abb. 49. Zeitlicher Verlauf des gelösten Stickstoffes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

Abb. 50 stellt die Profile an Probestelle 2 dar. Die Profile zeigten einen orthograden Verlauf mit einer Tendenz zum Anstieg im Jahresverlauf.

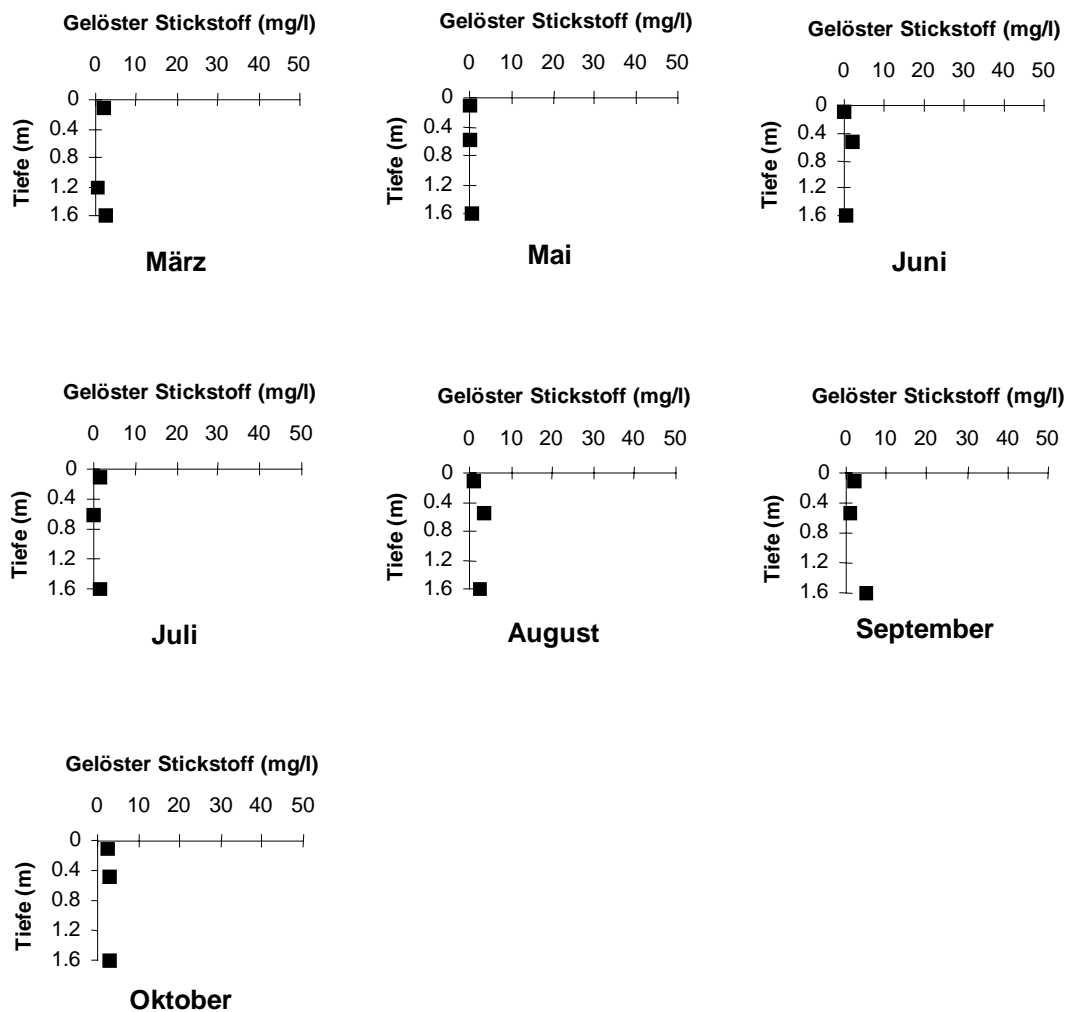


Abb. 50. Zeitlicher Verlauf des gelösten Stickstoffes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Der gelöste Stickstoff zeigte im Jahre 1997 einen Mittelwert von 6,2 mg/l mit einem CV von 67,2%. Abb. 51 stellt die Profile der Probestelle 1 dar. Hier fanden sich orthograde Profile, die jedoch nur im August und September Änderungen mit der Tiefe aufwiesen. Im August ließ sich ein Maximum an der Grenze der euphotischen Zone erkennen, im September war ein Anstieg mit der Tiefe zu verzeichnen.

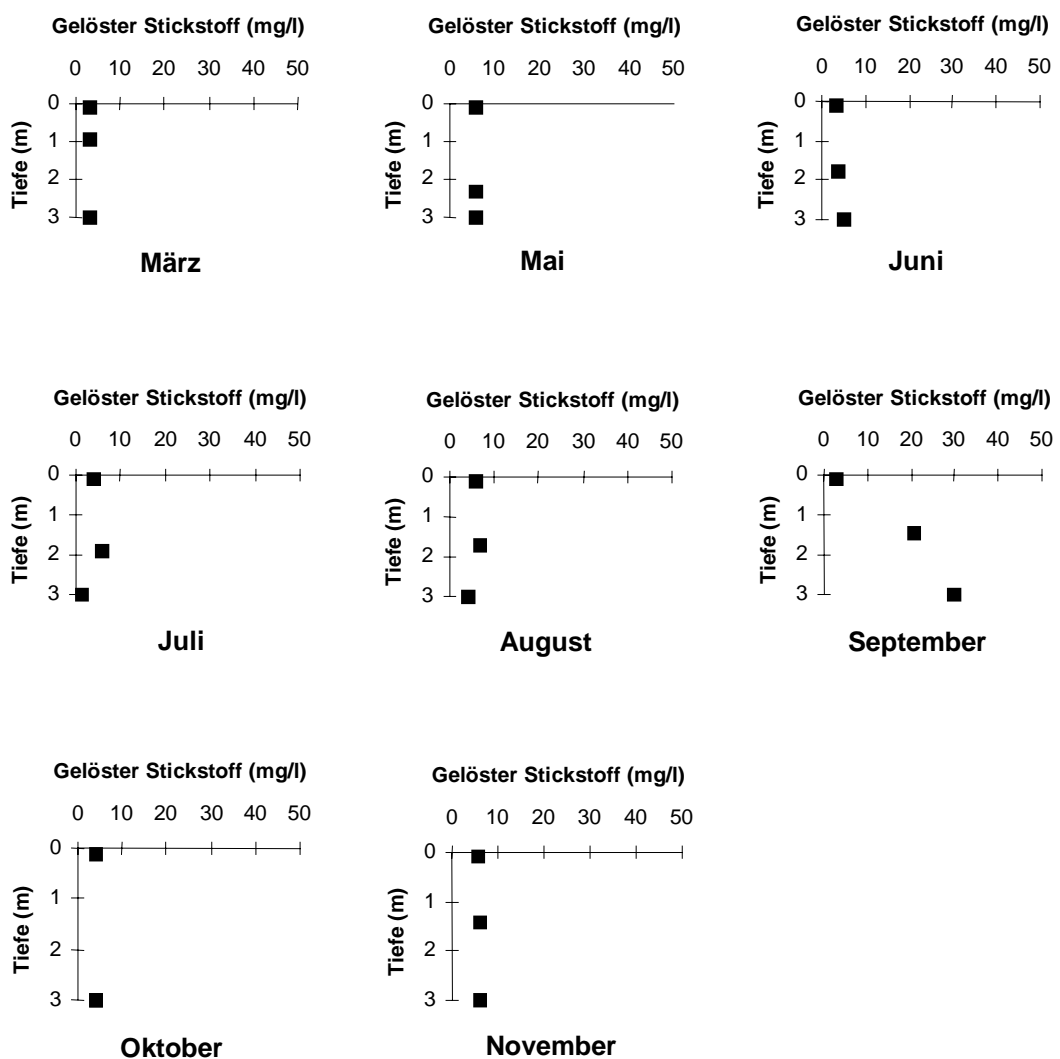


Abb. 51. Zeitlicher Verlauf des gelösten Stickstoffes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 52) bildeten die Werte orthograde Profile, mit Ausnahme der Monate August und September mit klinograden Profilen. Die Werte stiegen im Jahresverlauf mit einem Maximum im September im Hypolimnion.

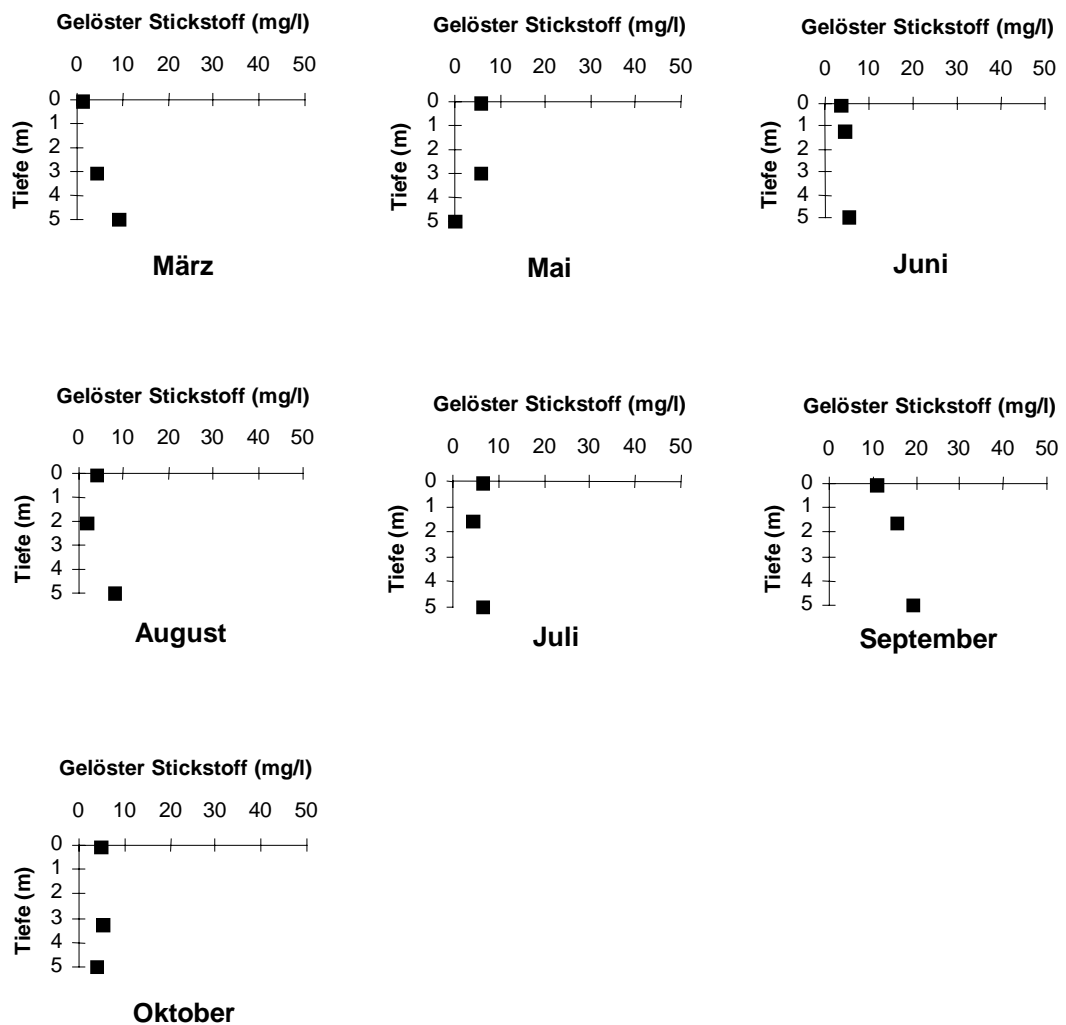


Abb. 52. Zeitlicher Verlauf des gelösten Stickstoffes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.9 Nitrat

See 1: Der Mittelwert des Nitratgehaltes lag bei 5,6 mg/l. Abb. 53 stellt die Profile an Probestelle 1 dar. In den Monaten März und Mai stiegen die Nitratkonzentrationen mit der Tiefe an. Zwischen Juni und August war die Nitratkonzentration sehr gering, die Meßwerte lagen nahe Null. Im September zeigte sich ein Anstieg des Nitratgehaltes an der Grenze der euphotischen Zone, wohingegen im Oktober und November die Werte wieder absanken.

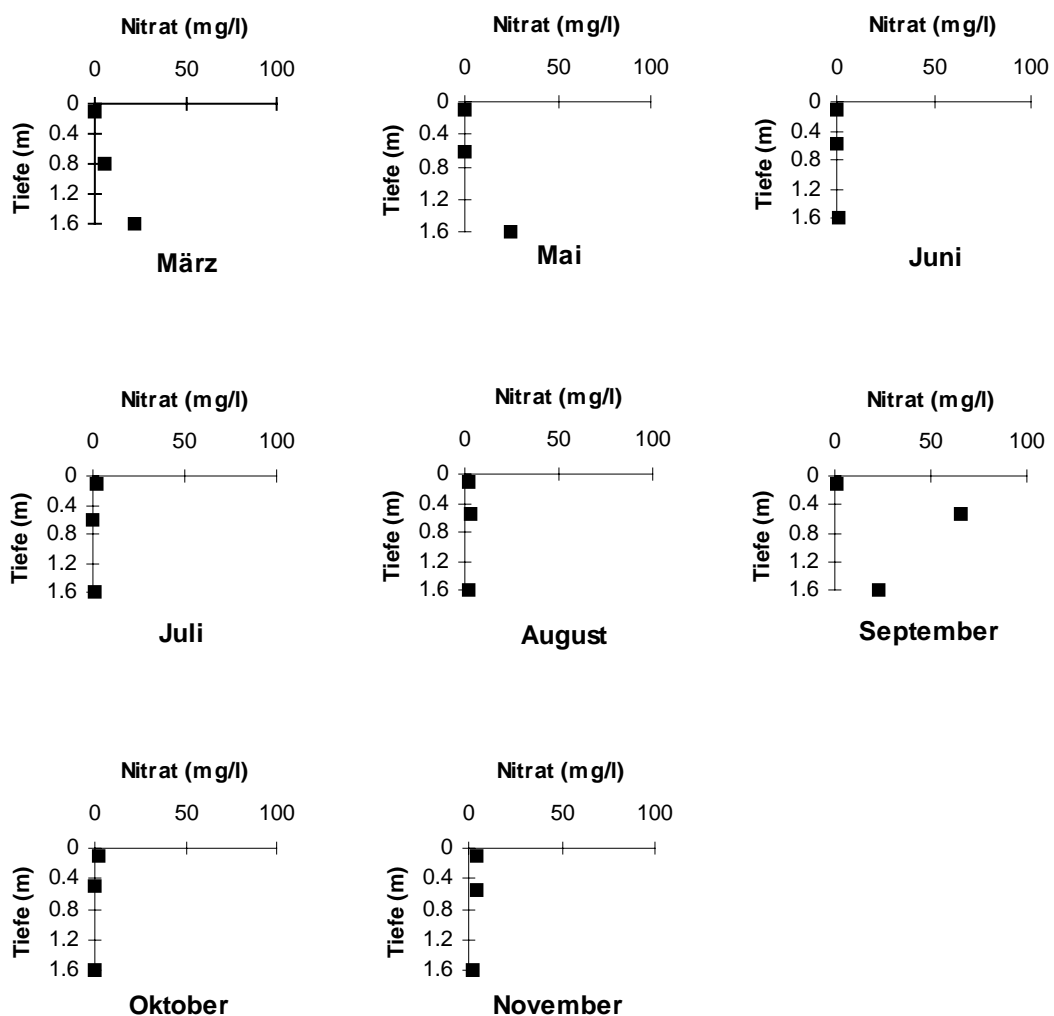


Abb. 53. Zeitlicher Verlauf des Nitratgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

An Probestelle 2 (Abb. 54) konnten im Frühling und Herbst orthograde Profile beobachtet werden, während sich im Sommer die Werte mit der Tiefe veränderten und niedrige Konzentrationen in der euphotischen Zone aufwiesen.

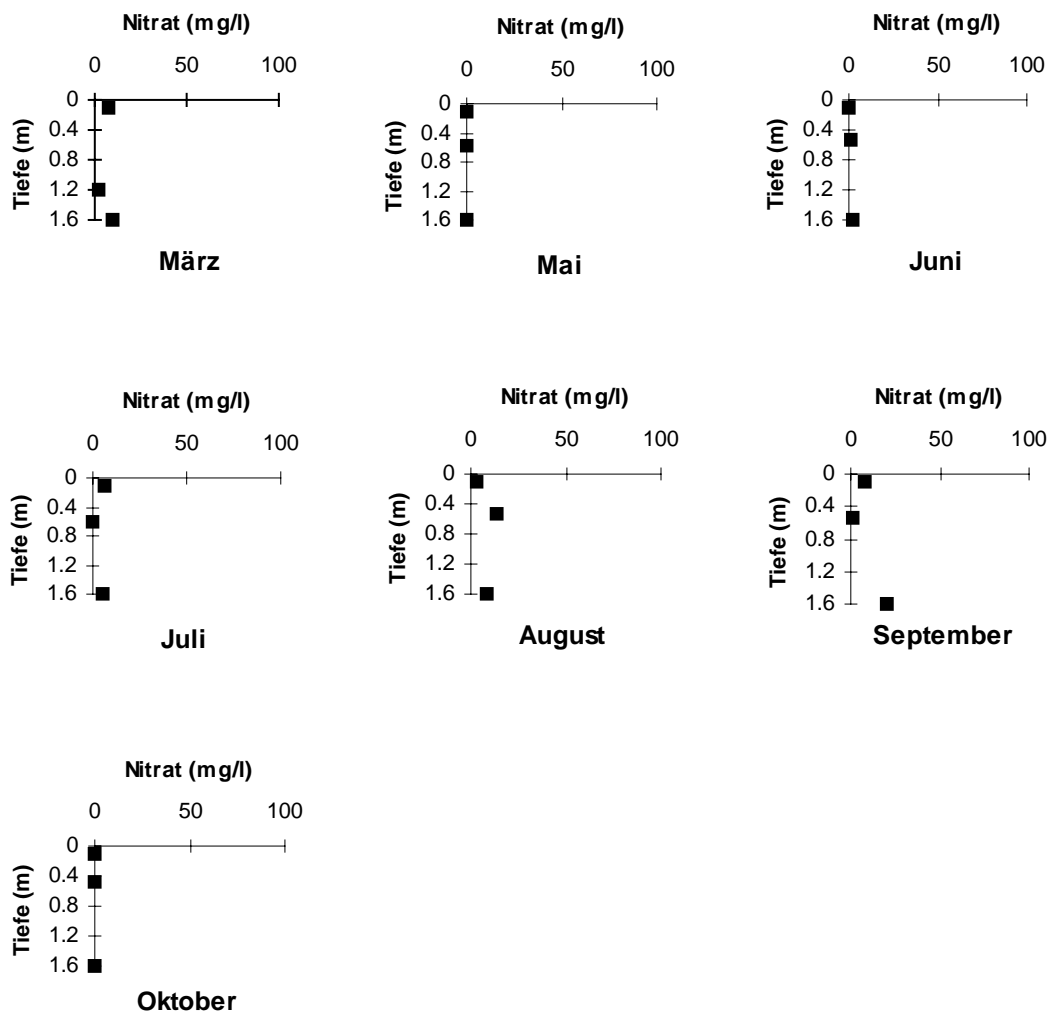


Abb. 54. Zeitlicher Verlauf des Nitratgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Die Werte der Nitratkonzentration betragen hier im Durchschnitt 25,5 mg/l. Probestelle 1 (Abb. 55) zeigte insgesamt weitgehend orthograde Profile mit Werten über 10 mg/l. Auffällig sind die hohen Werte, die im September gemessen wurden.

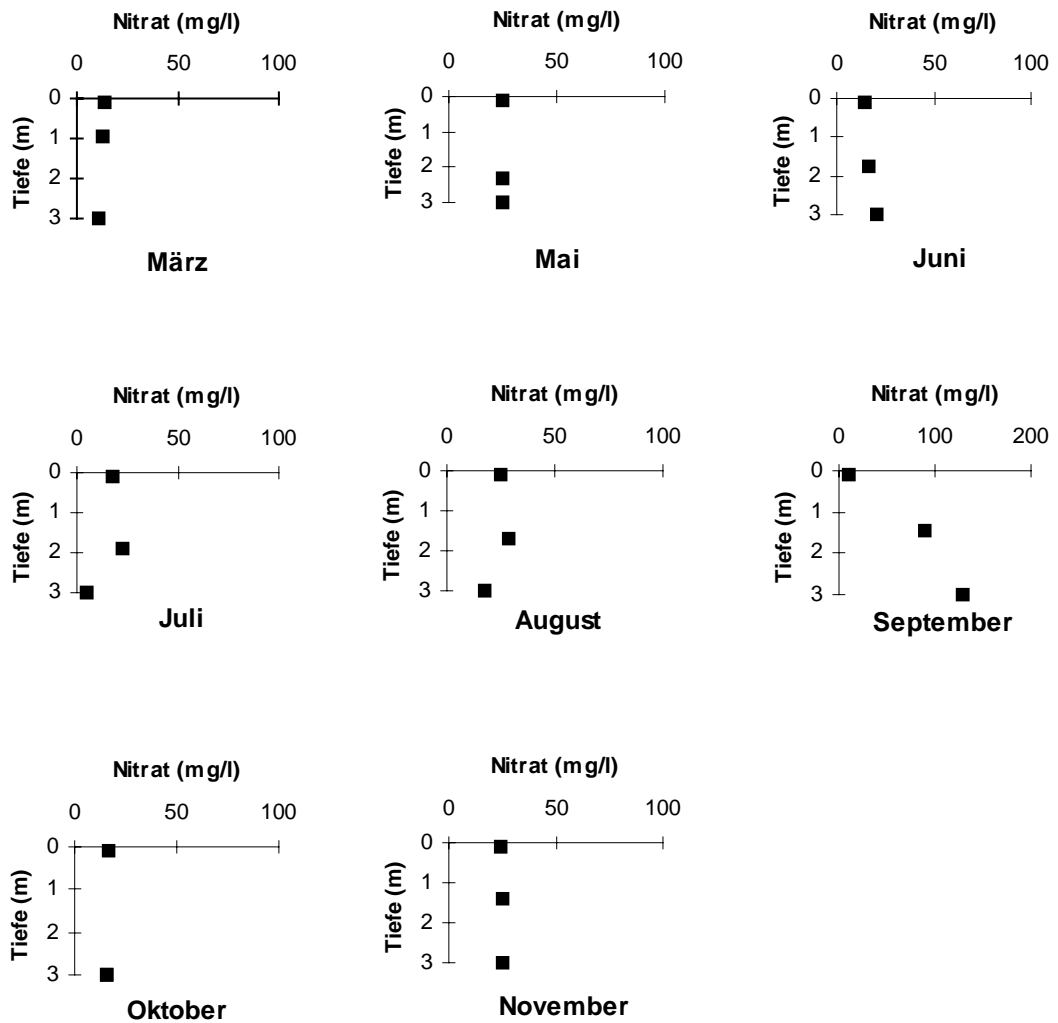


Abb. 55. Zeitlicher Verlauf des Nitratgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 56) fanden sich ebenfalls relativ hohe Werte, die immer über 10 mg/l in der Wassersäule lagen. Auch hier lag das Maximum der gemessenen Werte im September.

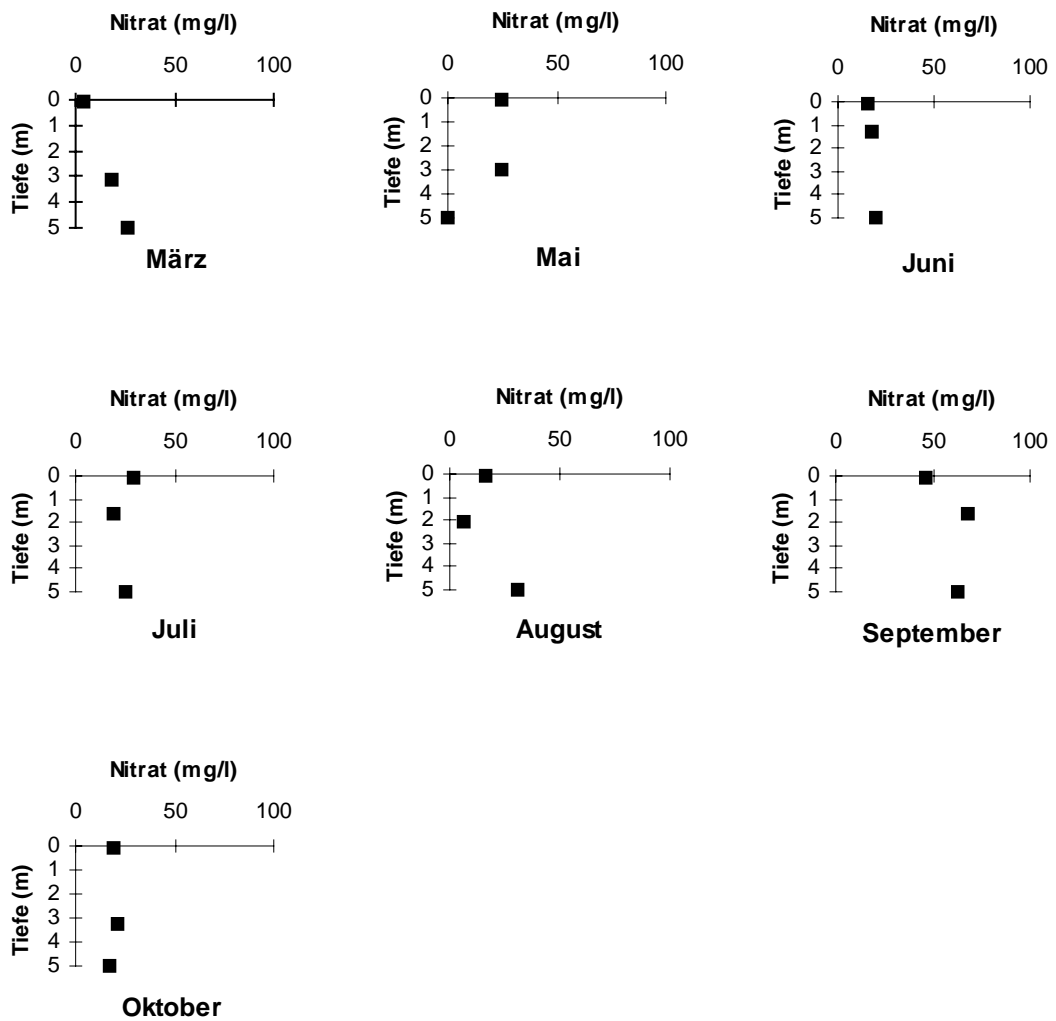


Abb. 56. Zeitlicher Verlauf des Nitratgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.10 Nitrit

See 1: Die durchschnittliche Nitritkonzentration lag bei 0,14 mg/l mit einer Variation von 46%. An Probestelle 1 (Abb. 57) zeigte die Nitritkonzentration während des Jahresverlaufes niedrige Werte. Die orthograden Profile ließen nur im März und September einen Anstieg mit der Tiefe erkennen.

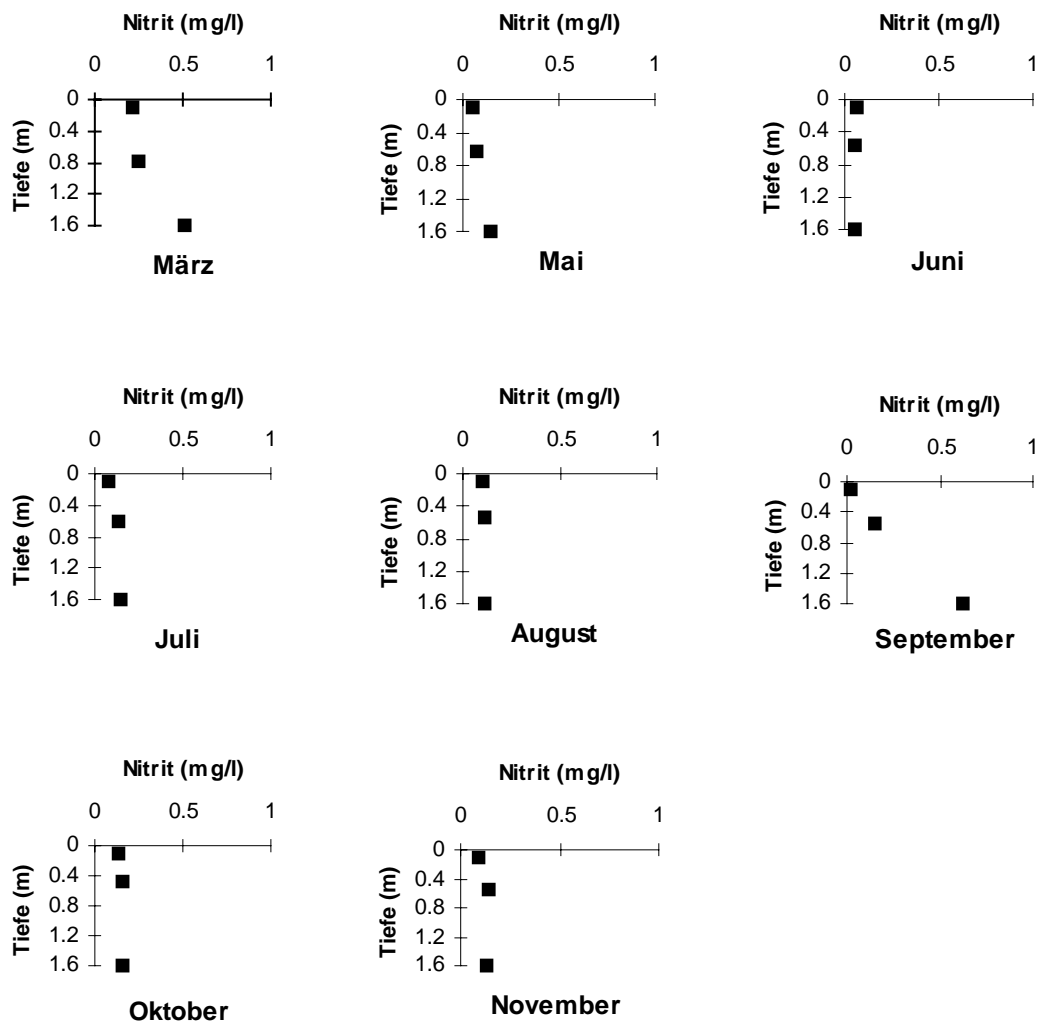


Abb. 57. Zeitlicher Verlauf des Nitritgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

An Probestelle 2 (Abb. 58) wurden für die Nitritkonzentration während des Jahresverlaufes niedrige Konzentrationen verzeichnet. Alle Nitrit-Messungen ergaben eine orthograde Tendenz, d.h. es waren keine signifikanten Änderungen mit der Tiefe zu verzeichnen.

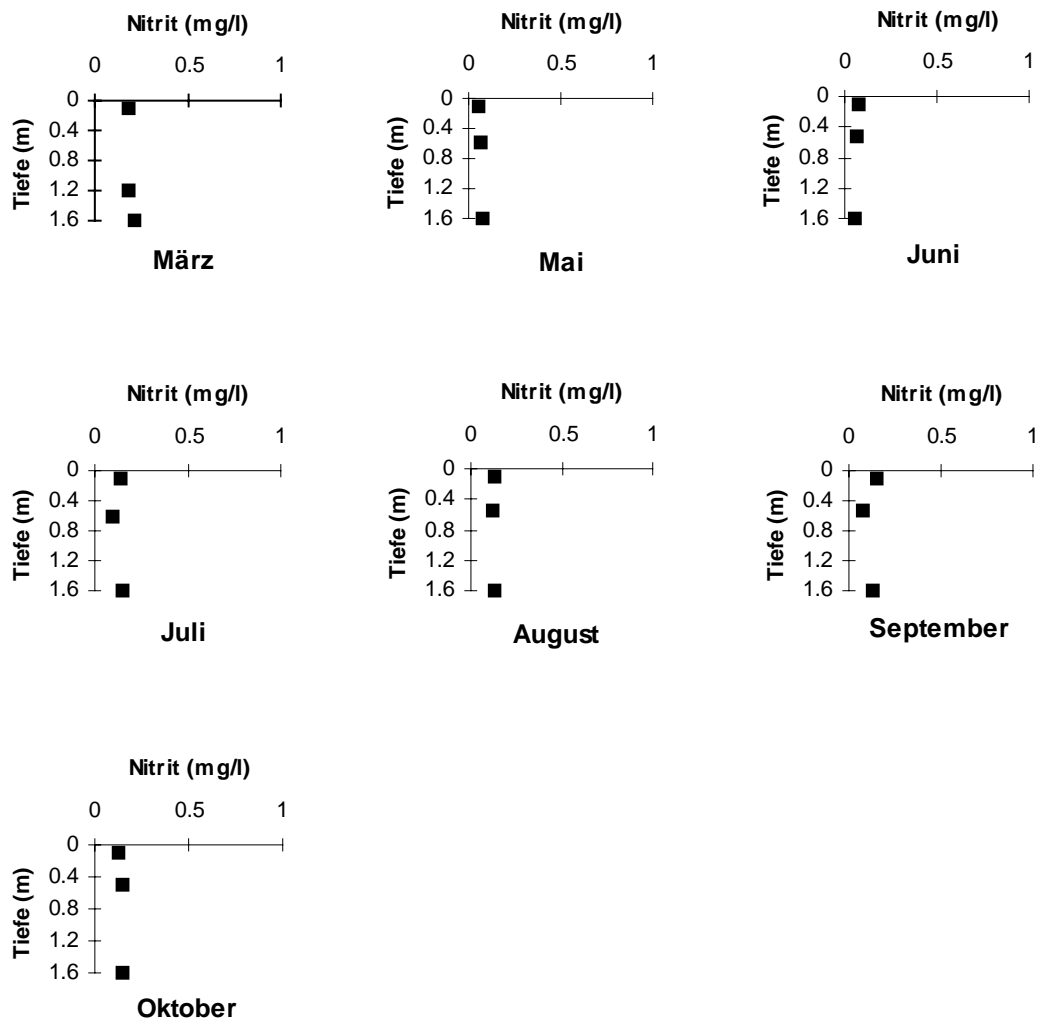


Abb. 58. Zeitlicher Verlauf des Nitritgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Die Messungen des Nitritgehaltes ergaben während des Jahres 1997 niedrige Konzentrationen. Die durchschnittlichen Werte der Nitritkonzentration lagen bei 0,25 mg/l mit einer Variation von 43,5%. An Probestelle 1 (Abb. 59) fanden sich orthograde Profile mit Ausnahme des Julis, in dem der Höchstwert an der Grenze der euphotischen Zone lag.

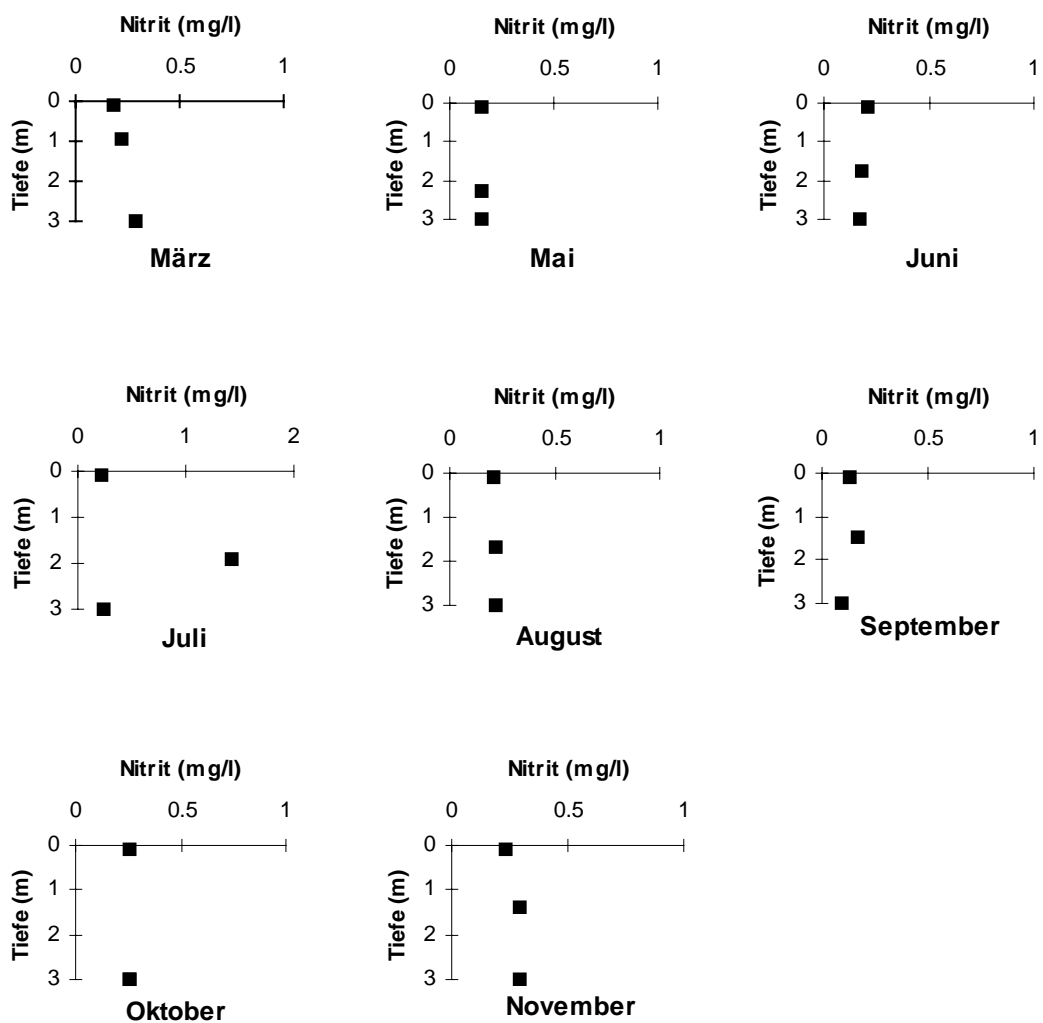


Abb. 59. Zeitlicher Verlauf des Nitritgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 60) zeigte sich im März ein Anstieg der Nitritkonzentration im Hypolimnion, zu den übrigen Probeterminen ergaben sich Profile mit einem orthogradem Verlauf. Nur im Sommer ließ sich eine geringe Schwankung in der euphotischen Zone erkennen.

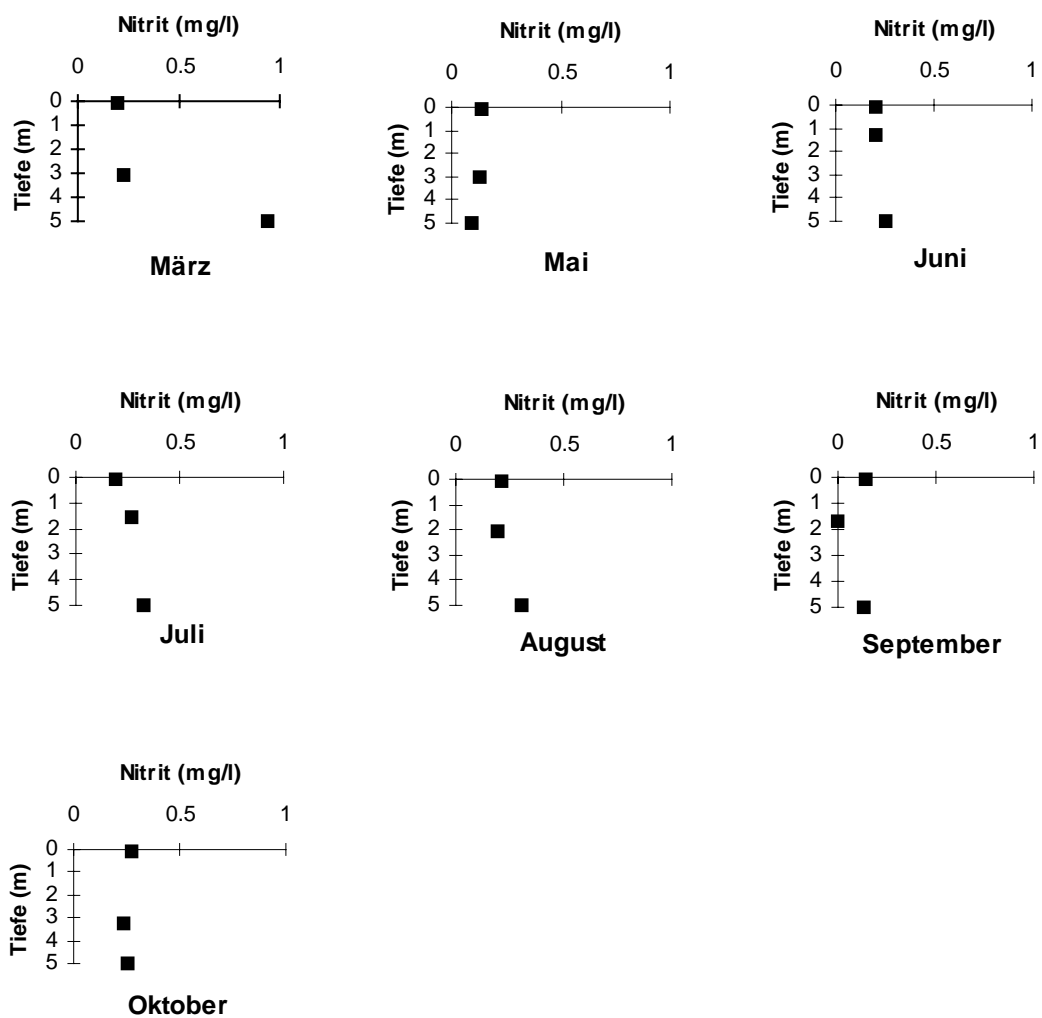


Abb. 60. Zeitlicher Verlauf des Nitritgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.11 Ammonium

See 1: Der Ammoniummittelwert lag bei 0,68 mg/l mit einem CV von 95,42%. An Probestelle 1 (Abb. 61) zeigte sich eine Tendenz zum Anstieg der Ammoniumkonzentration mit der Tiefe im März sowie im Sommer. Die Werte stiegen während des Jahresverlaufes und erreichten im Oktober Maximalwerte von 4 mg/l.

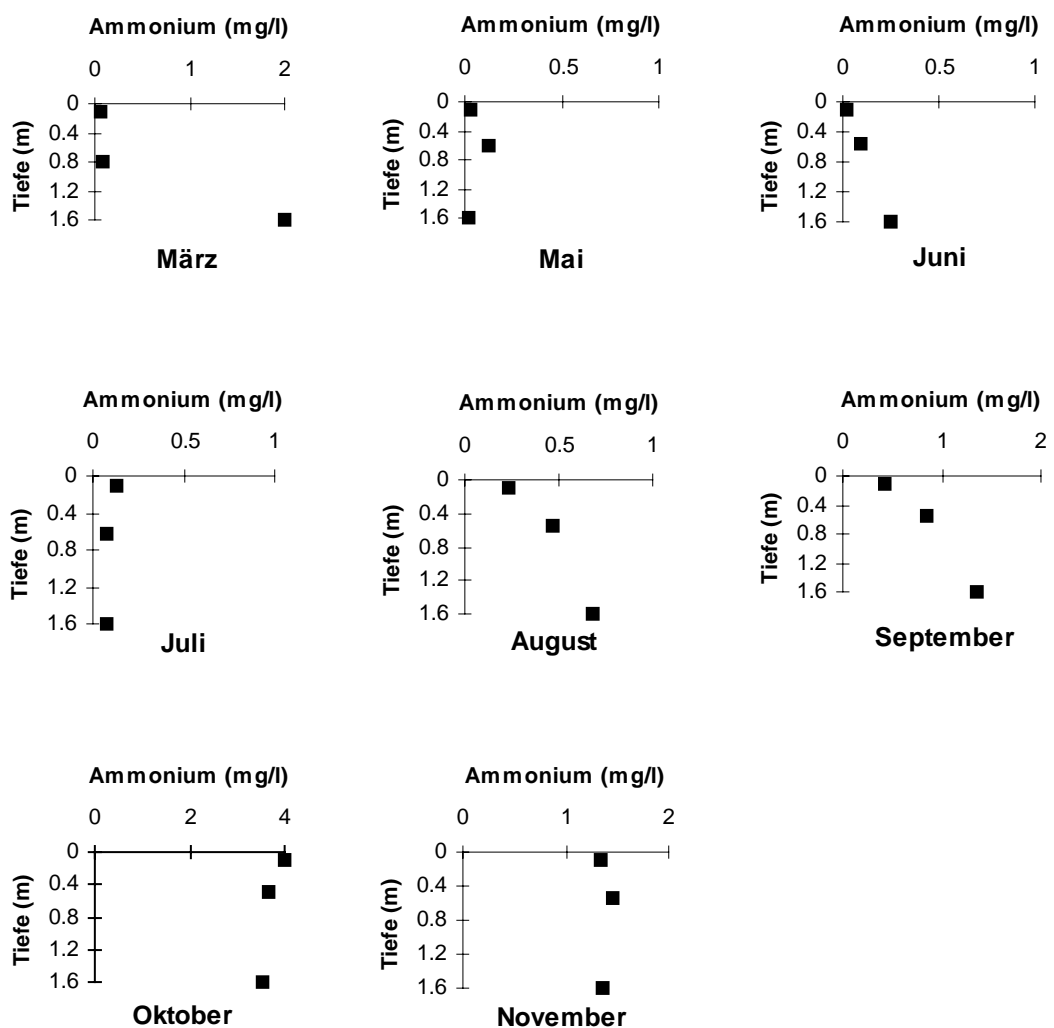


Abb. 61. Zeitlicher Verlauf des Ammoniumgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

Auch Probestelle 2 (Abb. 62) zeigte eine Tendenz zum Anstieg der Werte in zwei Richtungen und zwar sowohl mit der Tiefe, als auch über den gesamten Jahresverlauf hinweg. In den Monaten Juni und September wurden bei einem klinograden Verlauf des Profiles an der Grenze der euphotischen Zone Höchstwerte erreicht. Die Maximalwerte des Jahresganges konnten im Oktober festgestellt werden.

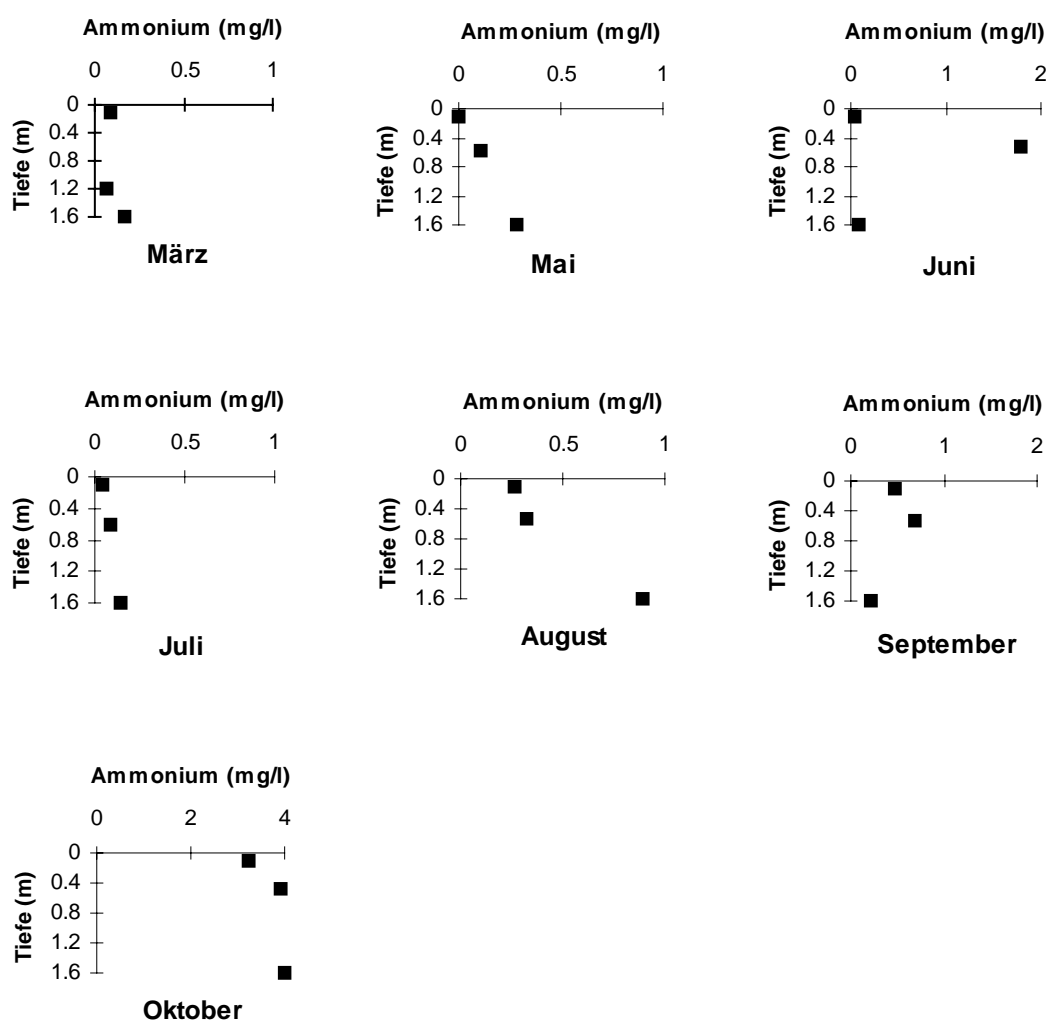


Abb. 62. Zeitlicher Verlauf des Ammoniumgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Der durchschnittliche Wert betrug 0,38 mg/l mit einer Variation von 56,5 %. Abb. 63 zeigt die Profile an Probestelle 1. Es lässt sich ein Anstieg mit der Tiefe, sowie ein Anstieg der Werte im Sommer und Herbst erkennen. Orthograde Profile fanden sich in den Monaten August und Oktober.

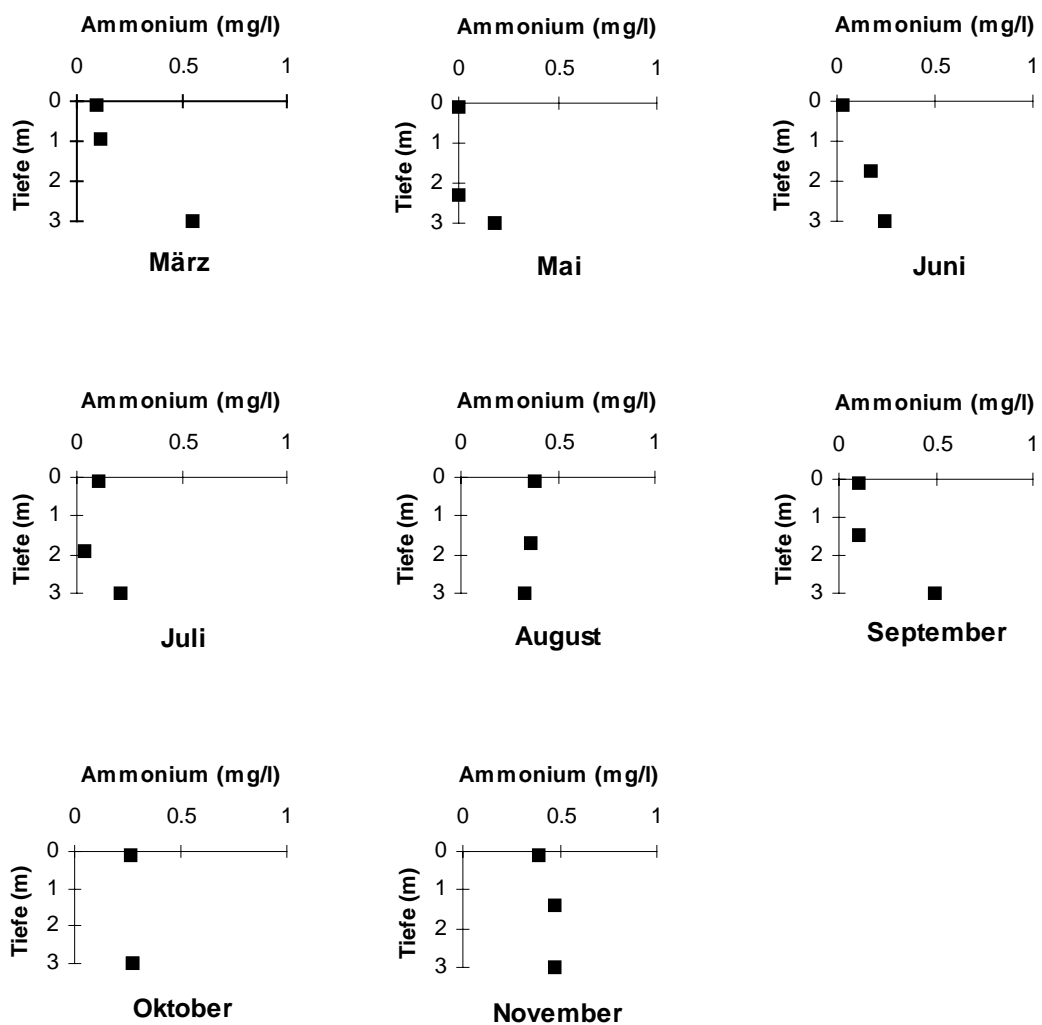


Abb. 63. Zeitlicher Verlauf des Ammoniumgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

Abb. 64 zeigt klinograde Profile mit Maximalkonzentrationen zwischen März und August im Tiefenbereich.

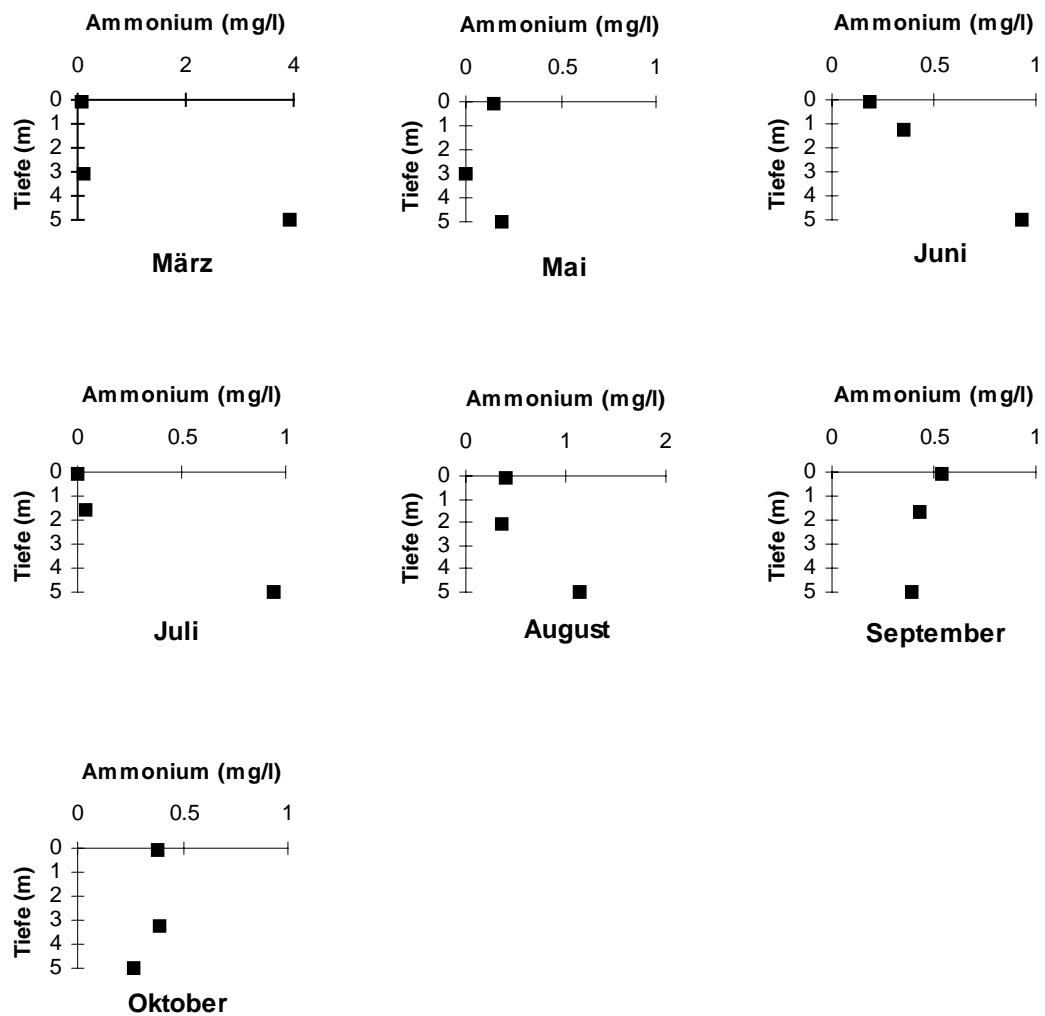


Abb. 64. Zeitlicher Verlauf des Ammoniumgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.12 Orthophosphat

See 1: Der Orthophosphatgehalt lag bei einem Mittelwert von 0,56 mg/l und einem CV von 65,85%. An Probestelle 1 war während des gesamten Jahres Orthophosphat in der Wassersäule verfügbar. An beiden Probestellen (Abb. 65, 66) lagen die Werte durchweg um 0,5 mg/l. Eine Abweichung stellte der Monat September dar, in dem deutlich höhere Werte gemessen wurden.

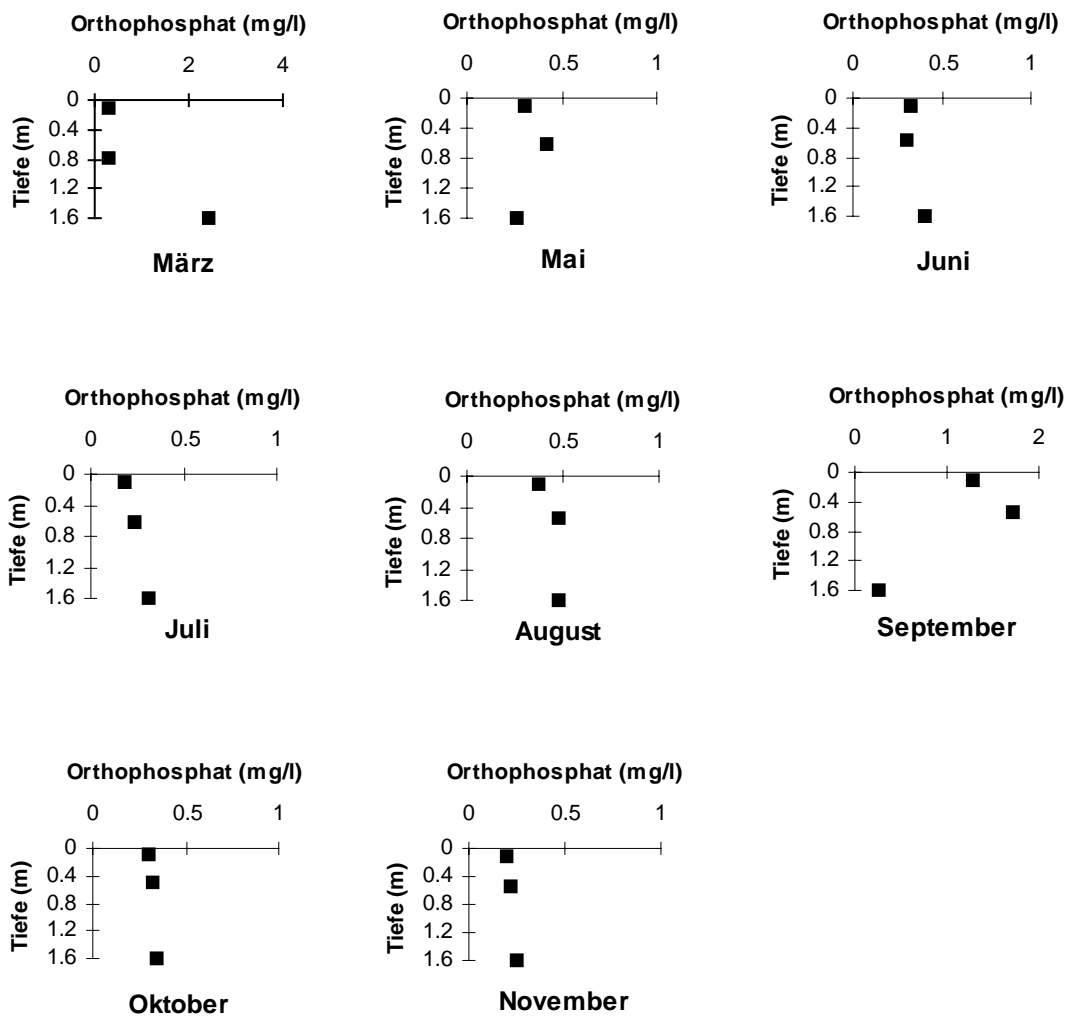


Abb. 65. Zeitlicher Verlauf des Orthophosphatgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

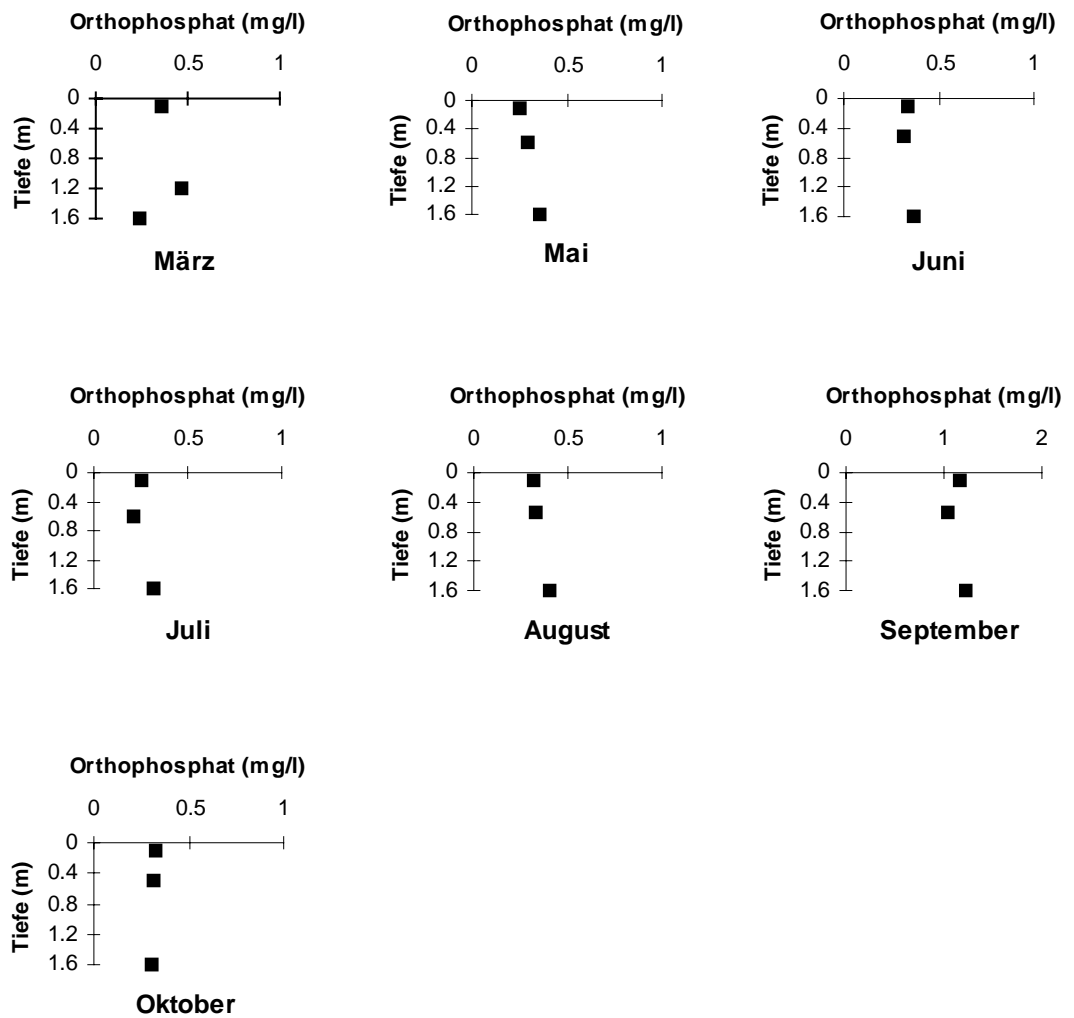


Abb. 66. Zeitlicher Verlauf des Orthophosphatgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Der durchschnittliche Wert des Orthophosphatgehaltes lag bei 0,66 mg/l. Abb. 67 zeigt den Anstieg der Orthophosphatkonzentration mit der Tiefe an Probestelle 1. Im Jahresverlauf gab es eine leichte Zunahme des Phosphatgehaltes, die Höchstwerte wurden im Hochsommer beobachtet.

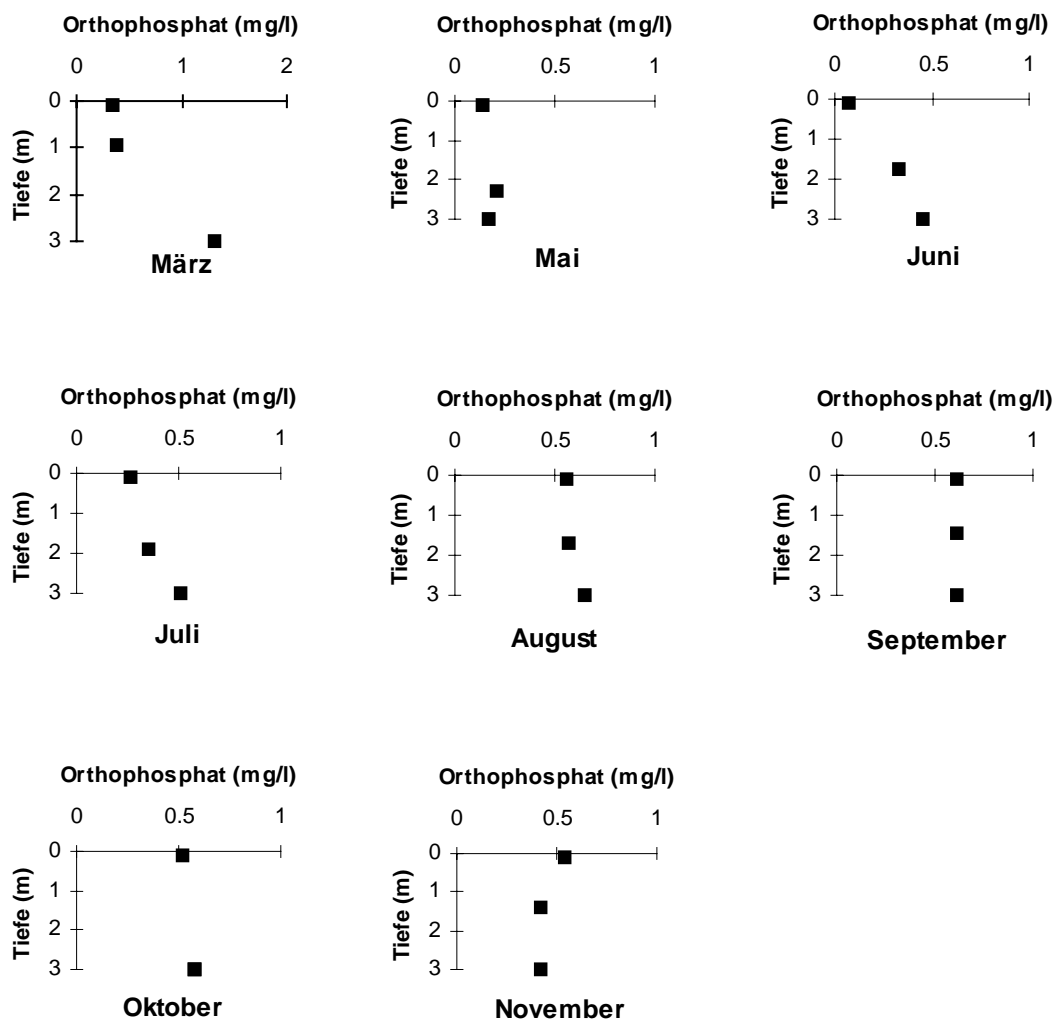


Abb. 67. Zeitlicher Verlauf des Orthophosphatgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 68) stiegen die Werte mit der Tiefe an, die Höchstwerte fanden sich wiederum im Sommer.

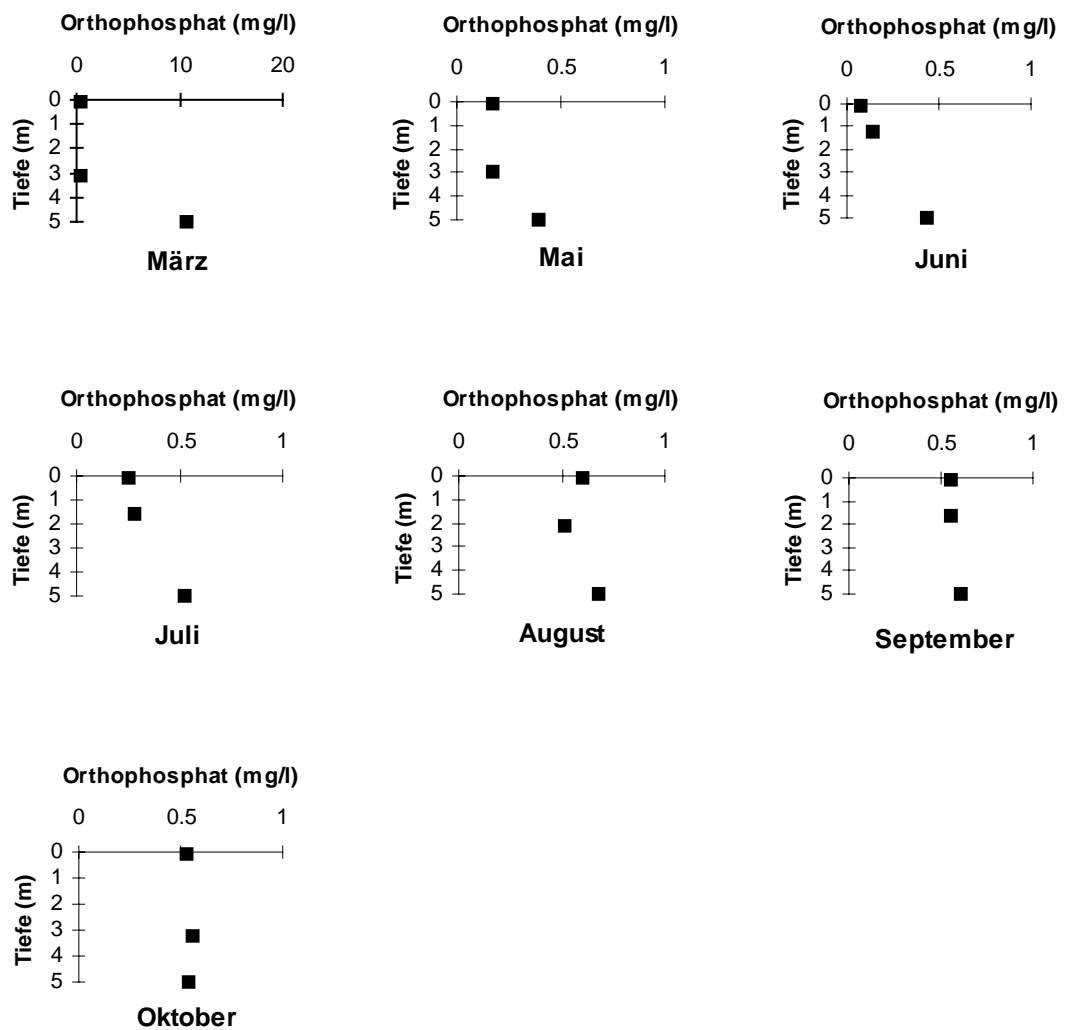


Abb. 68. Zeitlicher Verlauf des Orthophosphatgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.13 Eisen

See 1: Der Gehalt gelösten Eisens lag mit durchschnittlich 0,24 mg/l mit einer Variation von 83,38% durchweg niedrig. An Probestelle 1 (Abb. 69) zeigten sich in den meisten Monaten orthograde Profile, mit Ausnahme des März, in dem ein mit der Tiefe ansteigender Eisengehalt beobachtet werden konnte und im September, wo sich ein Maximum an der Grenze der euphotischen Zone etablierte.

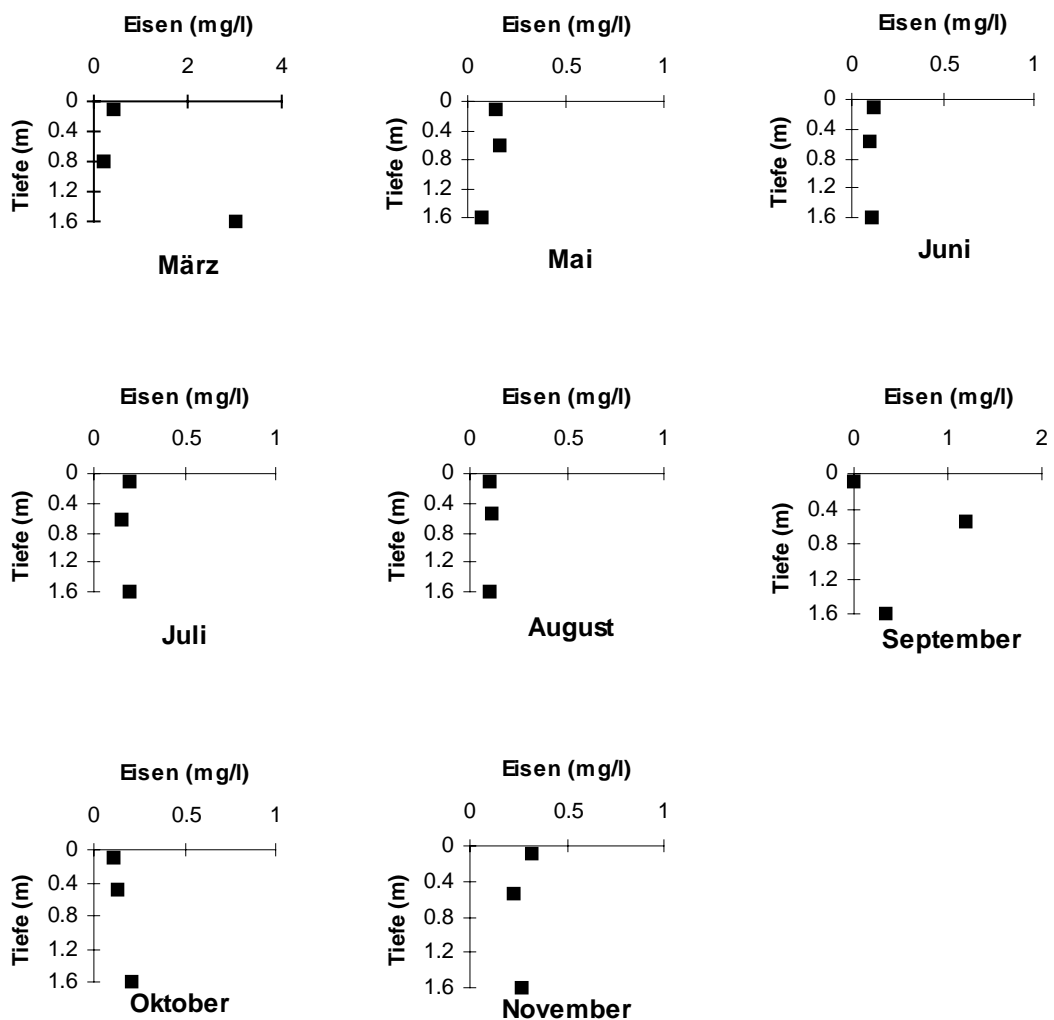


Abb. 69. Zeitlicher Verlauf des Eisengehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

Die Profile der Probestelle 2 sind in Abb. 70 dargestellt, sie lassen einen orthograden Verlauf mit geringen Konzentrationen erkennen.

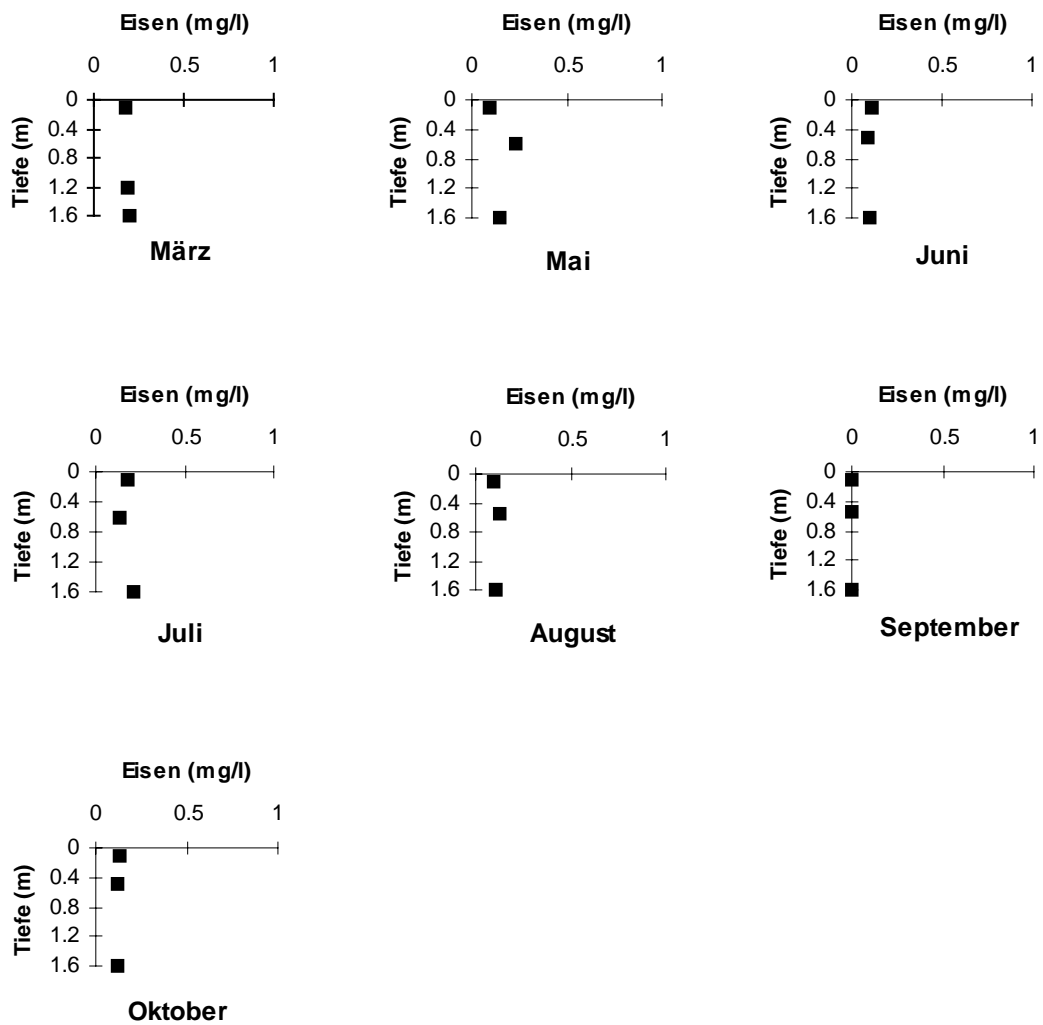


Abb. 70. Zeitlicher Verlauf des Eisengehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Das gelöste Eisen lag im Durchschnitt bei 0,66 mg/l. Probestelle 1 (Abb. 71) zeigte geringe Schwankungen mit der Tiefe, nur im März stieg die Konzentration mit der Tiefe an, und der September ließ einen Höchstwert an der Grenze der euphotischen Zone erkennen.

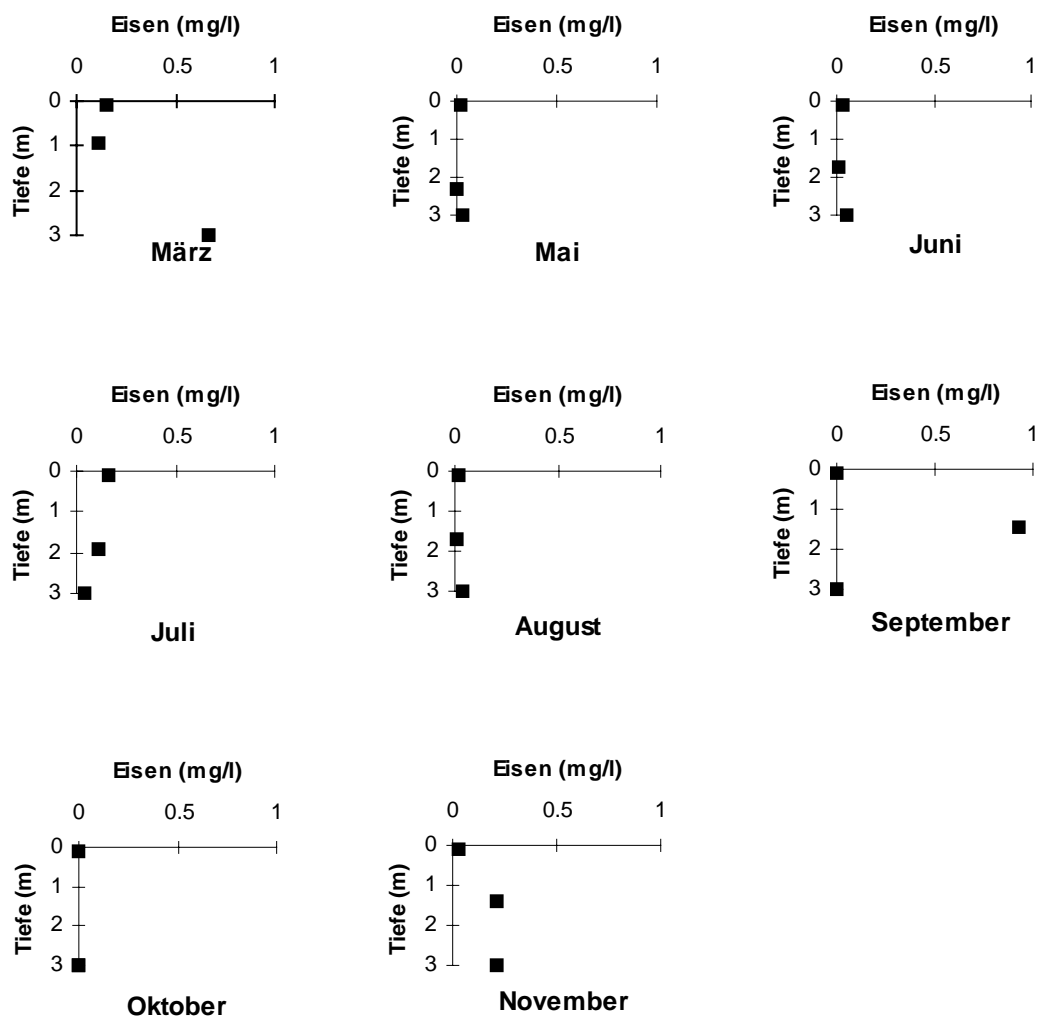


Abb. 71. Zeitlicher Verlauf des Eisengehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

In Abb. 72 sind die Profile der Probestelle 2 dargestellt. In März fanden sich hohe Werte im Hypolimnion, in den Monaten Mai, Juni, August und Oktober hingegen bildeten sich orthograde Profile mit Werten nahe Null. In Juli und September sind Höchstwerte an der Grenze der euphotischen Zone zu erkennen (klinograde Profile).

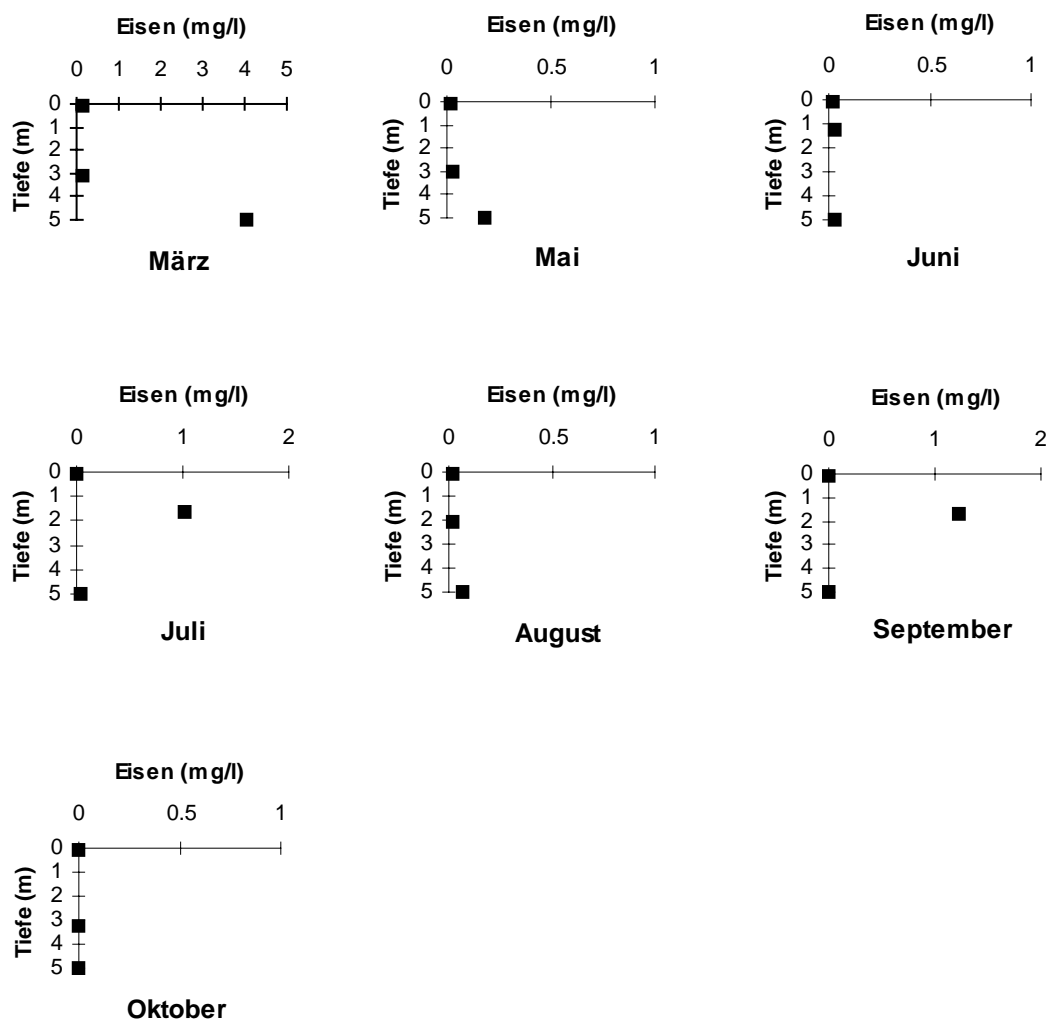


Abb. 72. Zeitlicher Verlauf des Eisengehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.2.14 Chlorid

See 1: Die Chloridkonzentration betrug im Jahresdurchschnitt 30,39 mg/l mit einer Variation von 20,24%. In Abb. 73 werden die orthograden Profile an Probestelle 1 dargestellt. Die Werte waren relativ hoch (>20 mg/l), wiesen eine leichte Steigerung während des Jahresverlaufes auf und erreichten Höchstwerte im September.

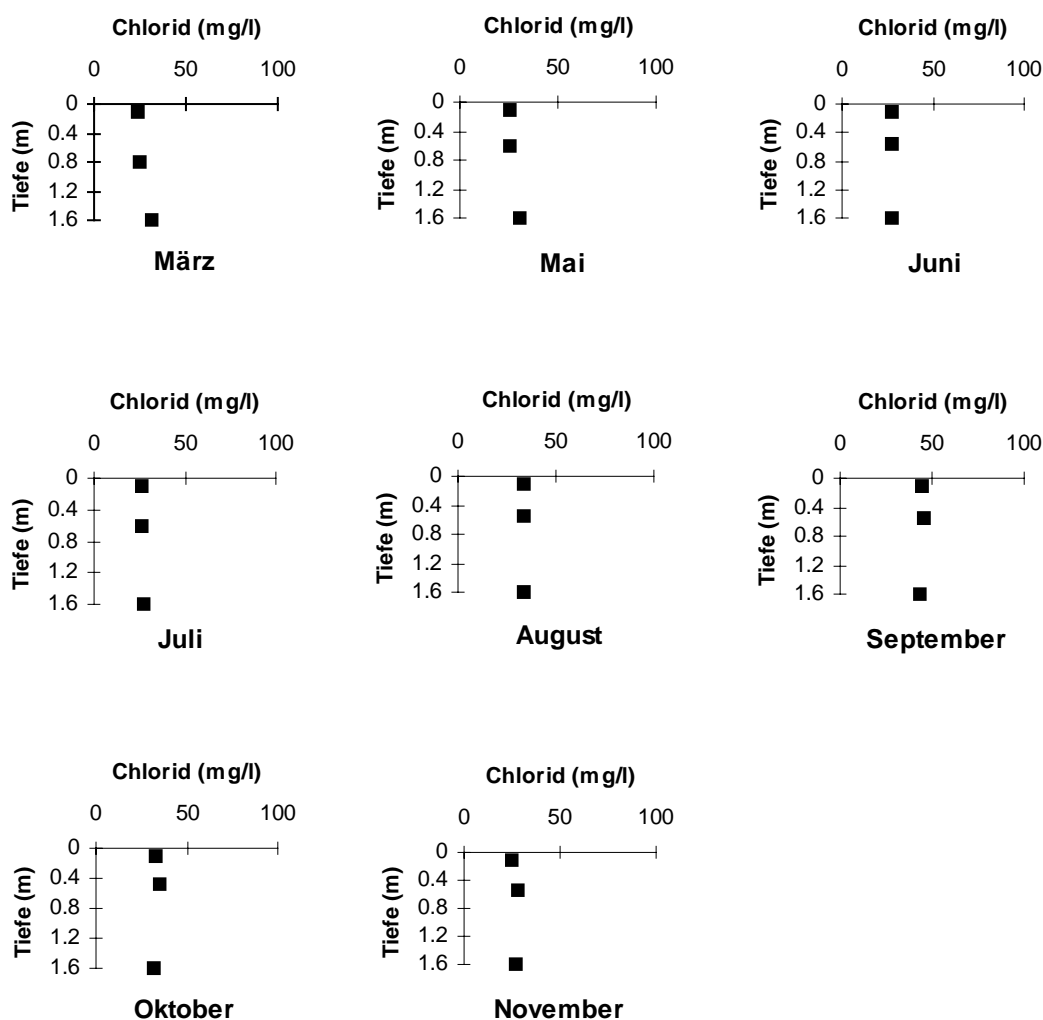


Abb. 73. Zeitlicher Verlauf des Chloridgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

Abb. 74 zeigt die Variation des Chloridgehaltes an Probestelle 2 in Form von orthograden Profilen und mit einem leichten Anstieg während des Jahresverlaufes mit Höchstwerten im September.

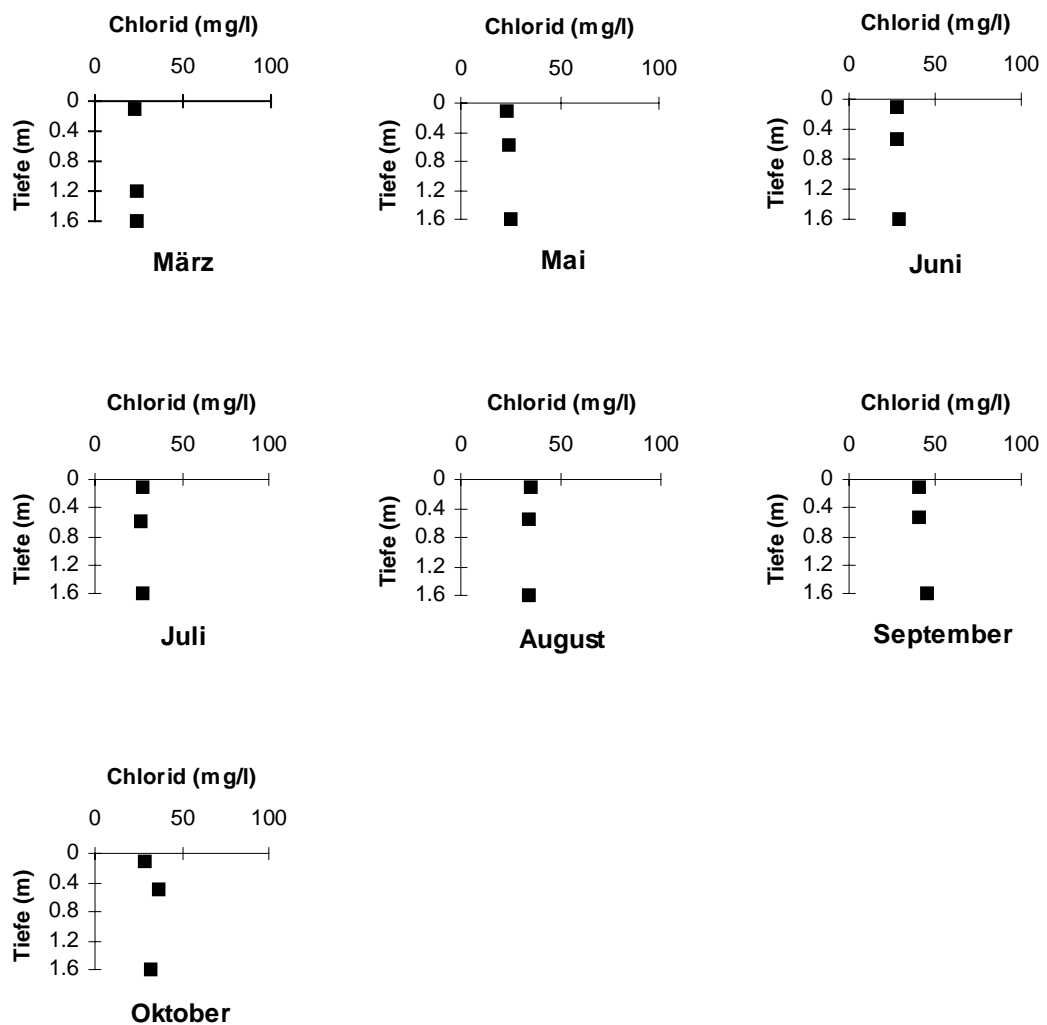


Abb. 74. Zeitlicher Verlauf des Chloridgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: Der beträchtliche Chloridgehalt ließ einen Mittelwert von 37,68 mg/l mit einer geringen Variation von 20,12 % erkennen. Abb. 75 zeigt die Profile des Chloridgehaltes an Probestelle 1. Die Profile lassen einen orthograden Verlauf erkennen. Die Konzentrationen stiegen während des Jahresverlaufes an, das Maximum wurde im September erreicht.

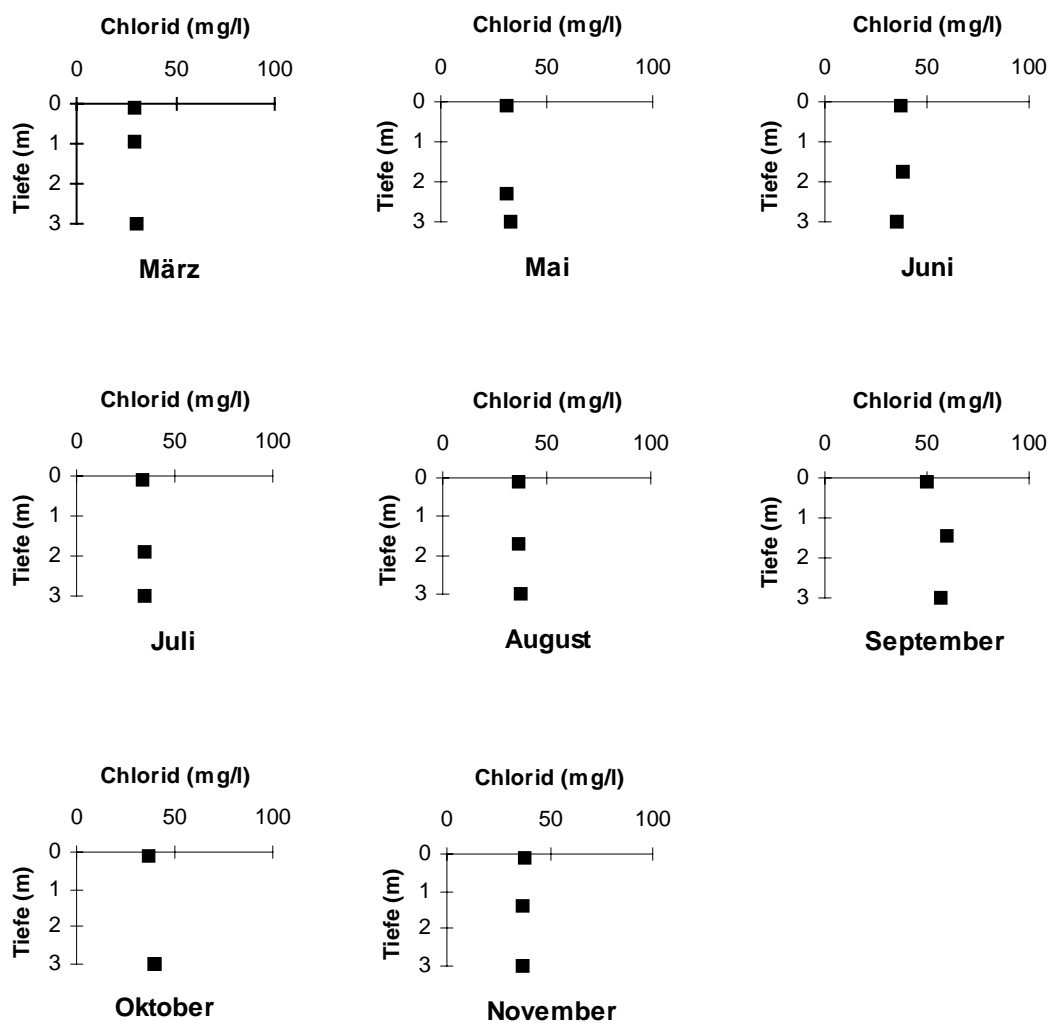


Abb. 75. Zeitlicher Verlauf des Chloridgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

An Probestelle 2 (Abb. 76) ließen sich auch orthograde Profile beobachten, die Werte waren während des Jahresverlaufes, mit Ausnahme des Septembers mit Werten über 50 mg/l, ausgeglichen.

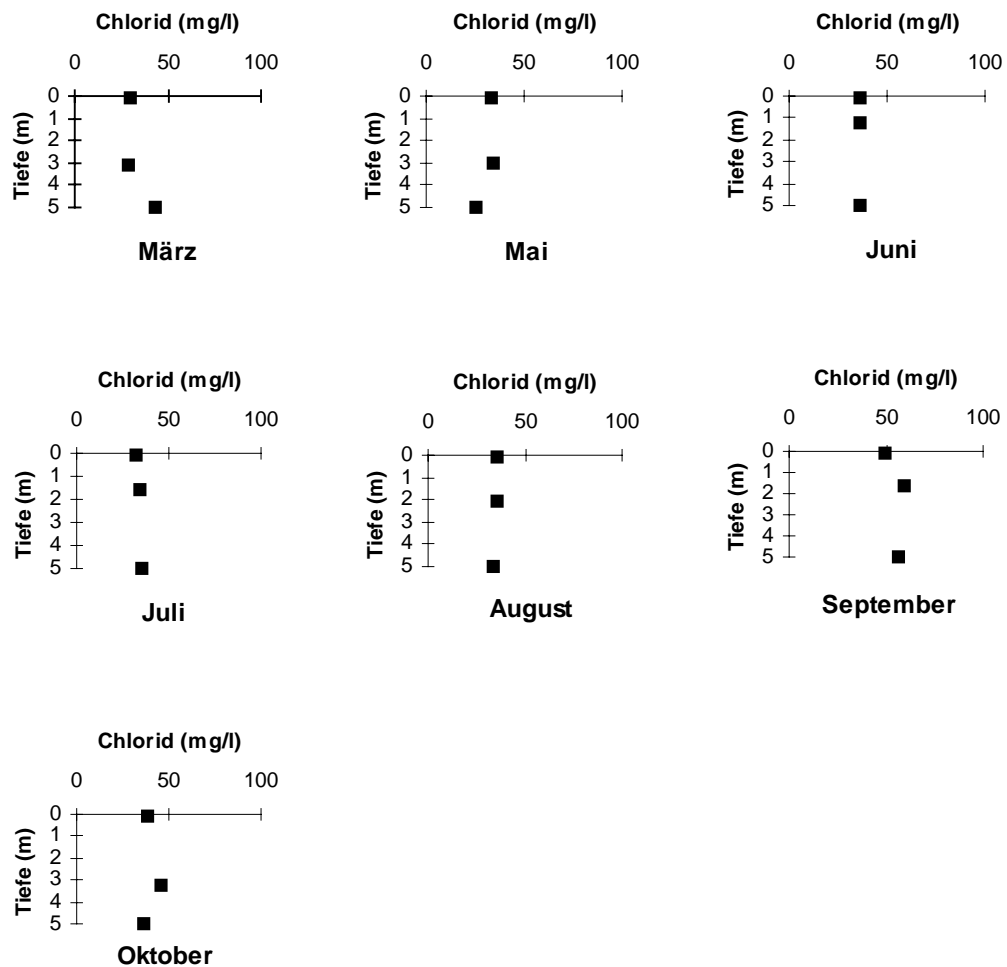


Abb. 76. Zeitlicher Verlauf des Chloridgehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3 Biologische Variablen

4.3.1 Chlorophyll-a

See 1: Die Chlorophyll-a-Konzentration lag bei einem Mittelwert von $3,2 \mu\text{g/l}$. In Abb. 77 und 78 ist die Variation des Chlorophyll-a-Gehaltes an Probestelle 1 bzw. 2 dargestellt. Chlorophyll-a war nur in den Monaten Mai, August und September nachweisbar. Während die Konzentration im Mai über den gesamten Tiefenbereich relativ hoch war, steigen die Werte im August mit der Tiefe an. Im September dagegen ist eine hohe Konzentration auf das Oberflächenwasser begrenzt.

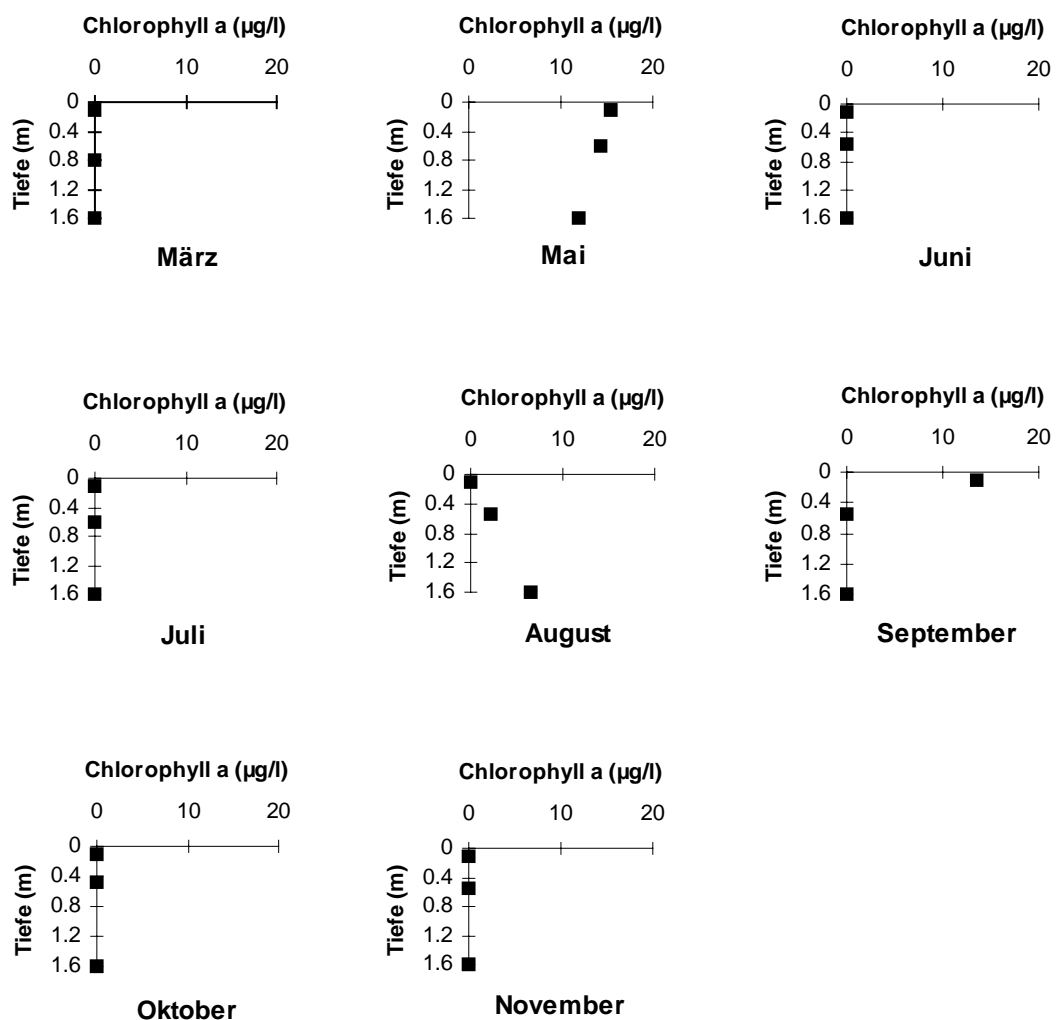


Abb. 77. Zeitlicher Verlauf des Chlorophyll a-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 Des Sees 1.

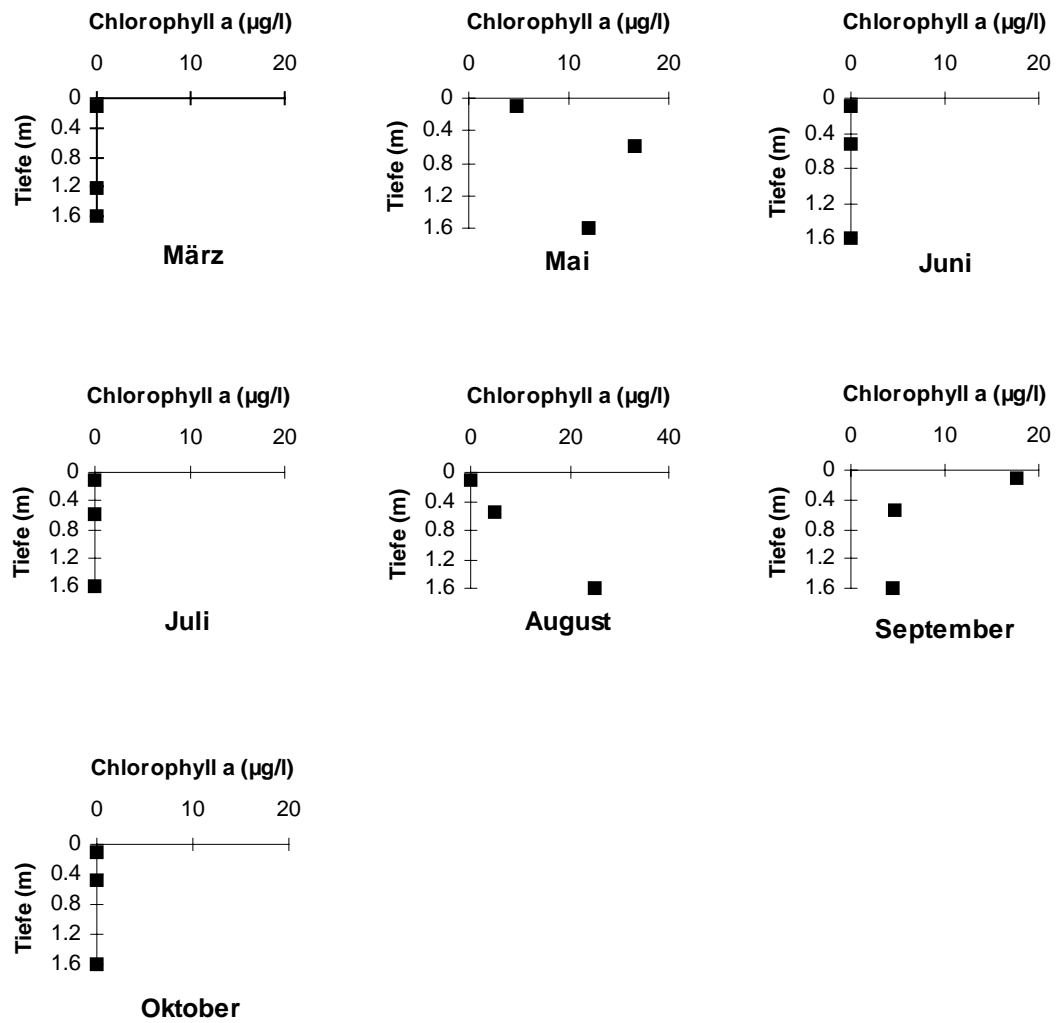


Abb. 78. Zeitlicher Verlauf des Chlorophyll a-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

See 2: In See 2 ließ die Chlorophyll-a-Konzentration einen Mittelwert von $3,2 \mu\text{g/l}$ erkennen. In Abb. 79 und 80 ist die Variation des Chlorophyll-a-Gehaltes an beiden Probestellen dargestellt. Nur im Mai waren hohe Konzentrationen an beiden Probestellen zu verzeichnen, wobei diese im tieferen Wasser zu finden waren. Im Oktober fand sich darüberhinaus eine hohe Konzentration an der Probestelle 2 an der Grenze der euphotischen Zone. In den übrigen Monaten war Chlorophyll-a nicht oder nur mit niedrigen Werten nachweisbar.

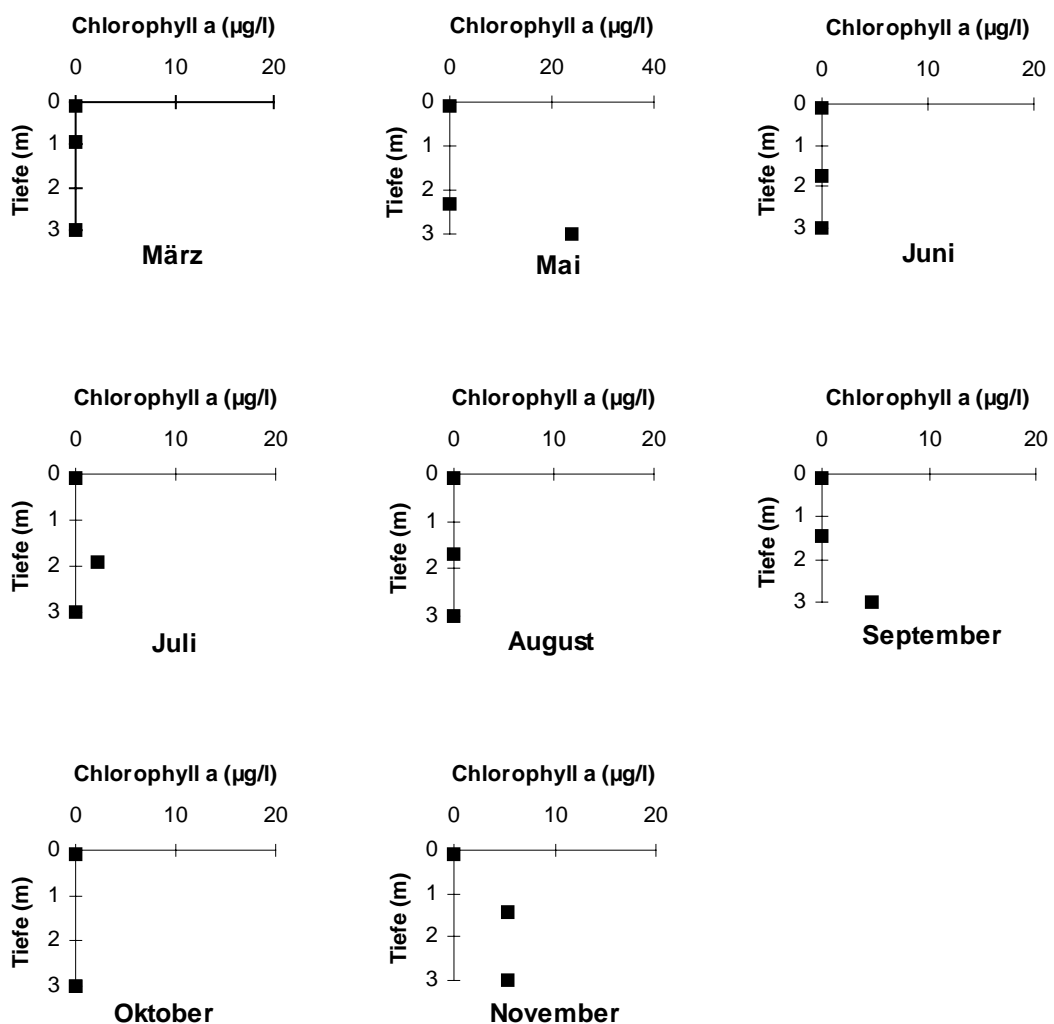


Abb. 79. Zeitlicher Verlauf des Chlorophyll a-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

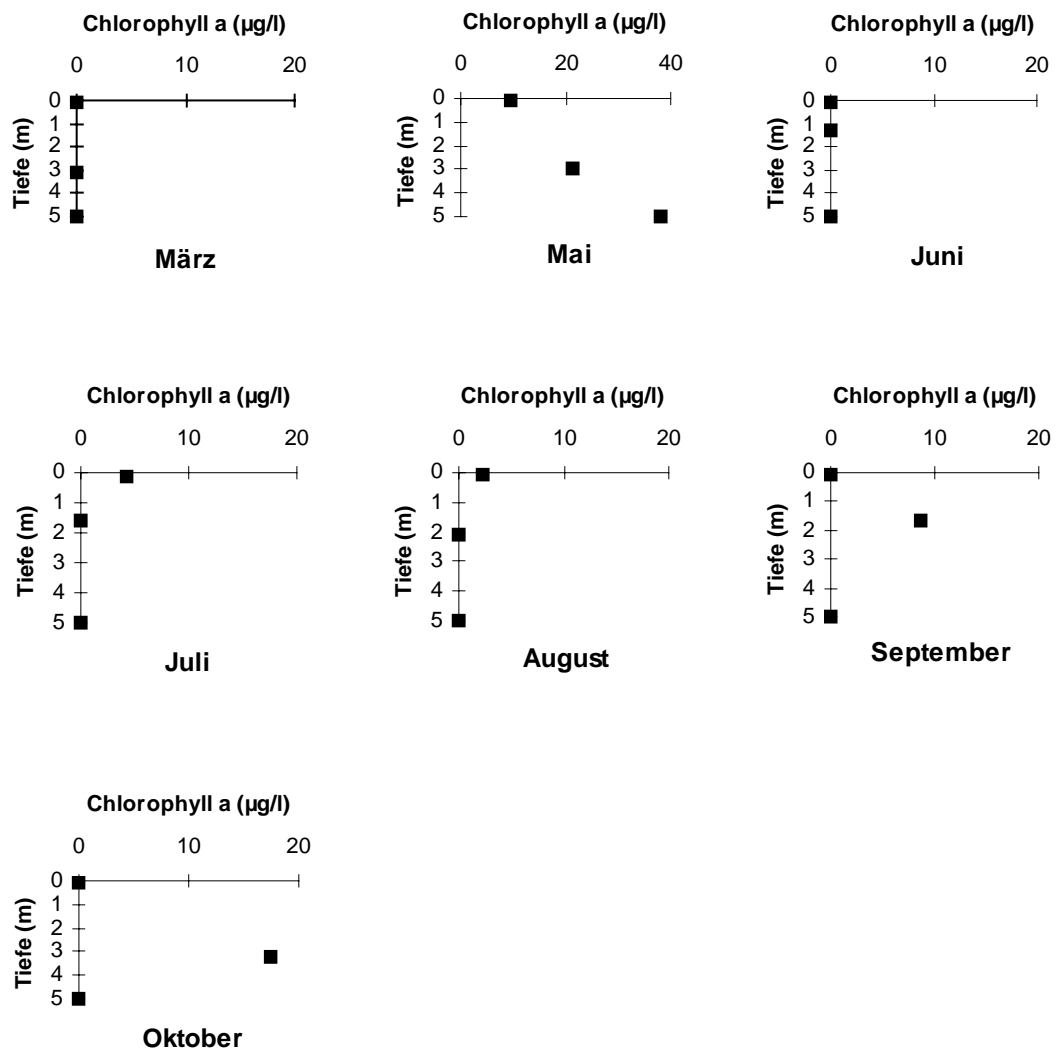


Abb. 80. Zeitlicher Verlauf des Chlorophyll-a-Gehaltes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.2 Primärproduktion

See 1: Abb. 81 stellt den Jahresverlauf von Bruttoprimärproduktion, Nettoprimärproduktion, sowie die Atmung in See 1 dar. Die Bruttoprimärproduktion zeigte ansteigende Tendenz im Verlauf des Sommers mit zwei Phasen deutlichen Wachstums, einer geringeren im Juni und einer größeren in August und September. Im Oktober fiel die Bruttoprimärproduktion wieder ab. Die Nettoprimärproduktion mit einem Mittelwert von $240,81 \text{ mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ und einer Variation von 93,88 % ließ von März bis Juli (Abb. 81) nicht ganz so hohe Werte erkennen, anschließend jedoch stiegen sie von August bis September und sanken im Oktober ab. Die Atmung zeigte eine ausgeprägtere Variation während des Jahresverlaufes mit zwei Maxima, eines im Juni und ein bedeutenderes im September.

See 2: Abb. 82 stellt den Jahresverlauf von Bruttoprimärproduktion, Nettoprimärproduktion und Atmung in See 2 dar. Die Bruttoprimärproduktion zeigte große Schwankungen während des Jahresverlaufes mit zwei Maxima, einem höheren im Juni, sowie einem im September. Im Oktober fielen die Werte der Bruttoprimärproduktion. Die Nettoprimärproduktion ließ einen Mittelwert von $155,98 \text{ mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$ und starke Schwankungen erkennen. Von März bis Juni (Abb. 82) lagen die Wert in Bereichen unter $200 \text{ mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$, stiegen dann im Juli auf einen Höchstwert. Ein weiterer, weniger deutlicher Anstieg konnte im September beobachtet werden, jedoch fielen die Werte im Oktober wieder. Die Atmung variierte während des Jahresverlaufes mit zwei Maxima, eines im Juni und ein weiteres im September.

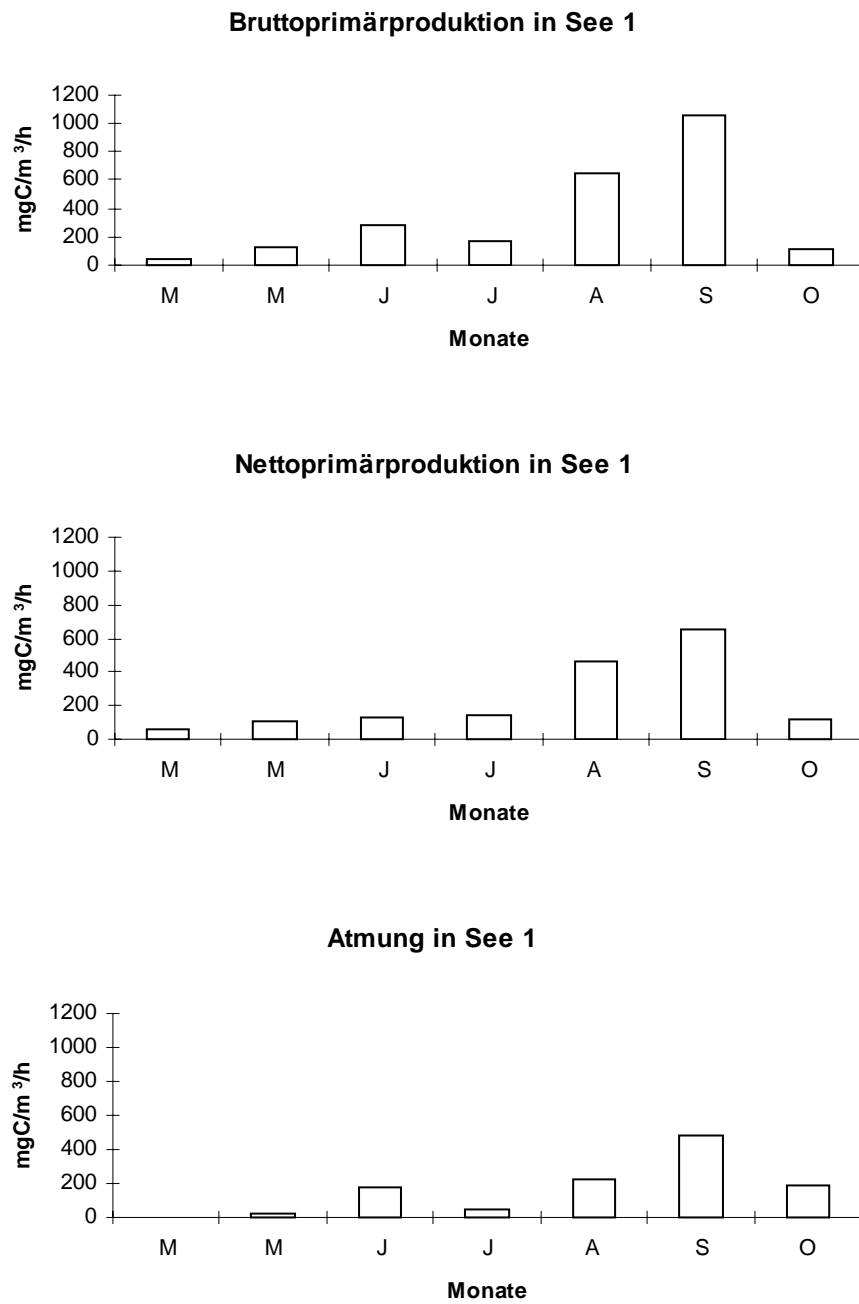


Abb. 81. Zeitlicher Verlauf der Primärproduktion und Atmung in See 1 im Jahr 1997.

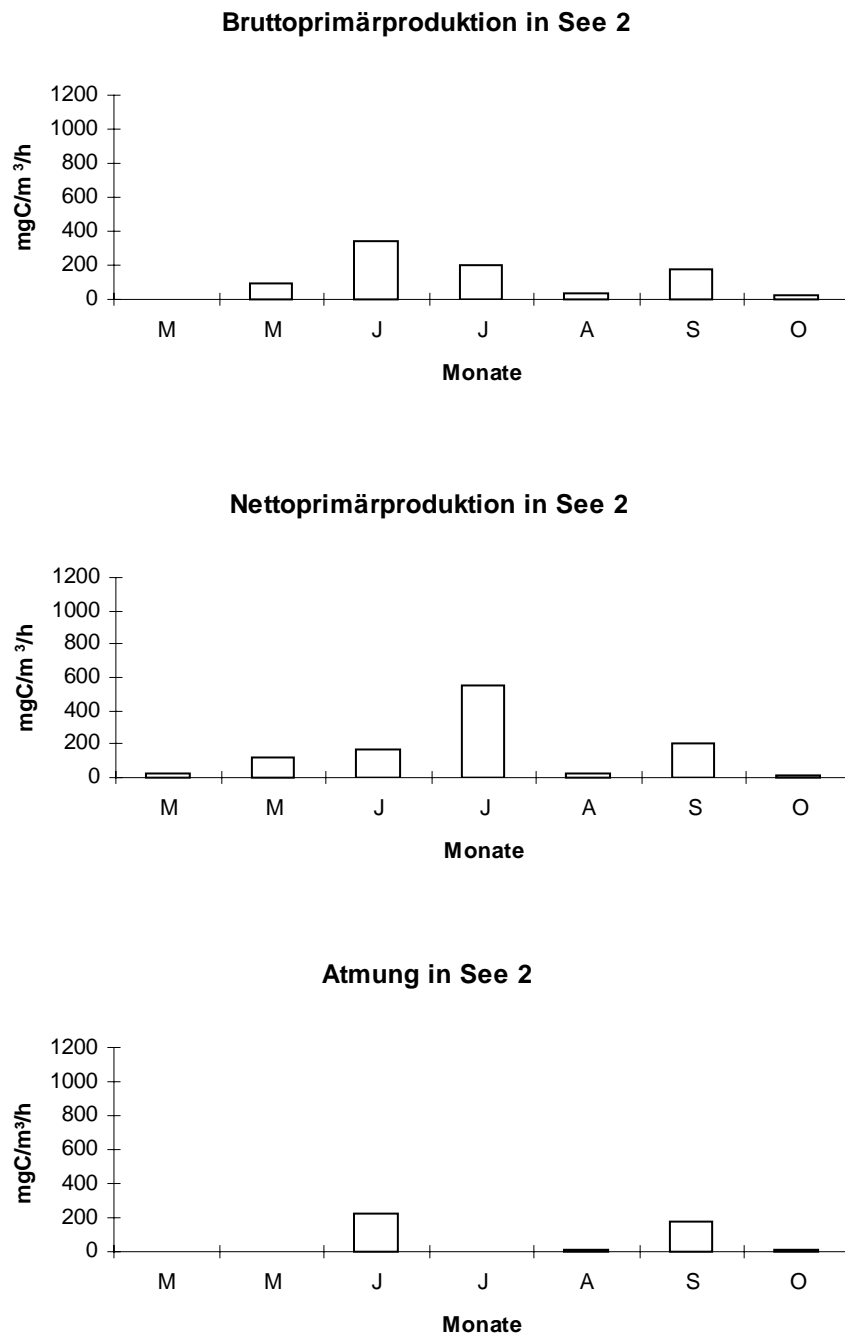


Abb. 82. Zeitlicher Verlauf der Primärproduktion und Atmung in See 2 im Jahr 1997.

4.3.3 Plankton

Insgesamt wurden 167 Planktonarten und Varietäten in dieser Untersuchung gefunden. Davon gehören 141 zur Phytoplanktongemeinschaft: Acht Arten sind den Cyanophyta zuzuordnen, 44 Arten den Chrysophyta, sieben den Euglenophyta, zwei den Dinophyta, 12 den Cryptophyta und 68 Arten den Chlorophyta. 26 Arten gehören zur Zooplanktongemeinschaft: Vier Arten zur Gruppe der Protozoa, 12 zu den Rotifera, sieben zu den Cladocera sowie drei Arten zu den Copepoda. In Tabelle 8 sind die gesamten Planktonarten und Varietäten aufgeführt und in die wichtigsten systematischen Gruppen eingeteilt.

Tab. 8. Planktonarten und systematische Gruppen.

Arten	Autor
Phytoplankton	
Cyanophyta	
<i>Anabaena spyrroides</i>	KLEBAHN 1895 sensu PANKOW 1965
<i>Microcystis aeruginosa</i>	(KÜTZING) KÜTZING 1846
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	(L.1753) RALFS EX BORNET et FLAHL. 1888
<i>Coelosphaerium naegelianum</i>	UNGER 1854
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	W. et G.S.WEST 1912
<i>Synechococcus linearis</i>	(SCHMIDLE et LAUTER.) KOMAREK 1970
<i>Cylindrospermopsis cf. raciborskii</i>	(WOLOSZYŃSKA) SEENA. et SUBRA R. 1972
<i>Planctomyces bekefi</i>	GIMESI 1924
Chrysophyta	
<i>Synura sp.</i>	EHRENBERG 1835
<i>Mallomonas sp.</i>	PERTY 1851
<i>Dynobryon sociale var. stipitatum</i>	EHRENBERG 1835. (STEIN) LEMMERMANN
<i>Dynobryon divergens var. angulatum</i>	EHRENBERG 1835.IMHOF. (SELIGO) BRUN.
<i>Salpingoeca cf. frequentissima</i>	(ZACHARIAS) LEMMERMANN
<i>Meridion circulare</i>	(GREVILLE) C.A.AGARDH 1831
<i>Aulacoseira granulata var. granulata</i>	(EHRENBERG) SIMONSEN 1979

Fortsetzung Tab. 8.

<i>Melosira varians</i>	AGARDH 1827
<i>Asterionella formosa</i>	HASSALL 1850
<i>Nitzschia cf. species</i>	HASSALL 1845
<i>Nitzschia linearis</i>	(AGARDH) W. SMITH 1853
<i>Nitzschia palea</i>	(KÜTZING) W. SMITH 1856
<i>Nitzschia acicularis</i>	(KÜTZING) W. SMITH 1853
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	(NITZSCH) W. SMITH 1853
<i>Synedra acus var. angustissima</i>	(NITZSCH) LANGE-BERTALOT 1980
<i>Gyrosigma attenuatum</i>	(KÜTZING) RABENHORST 1853
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	(KÜTZING) RABENHORST 1853
<i>Frustulia rhomboides</i>	(EHRENBERG) DE TONI 1891
<i>Fragilaria ulna var. ulna</i>	(NITZSCH) LANGE-BERTALOT 1980
<i>Fragilaria utermoehlii</i>	(HUSTEDT) LANGE-BERTALOT 1991
<i>Fragilaria tenera</i>	(W. SMITH) LANGE-BERTALOT 1980
<i>Diatoma vulgare var. vulgare</i>	BORY 1824
<i>Diatoma tenue</i>	AGARDH 1812
<i>Navicula sp.</i>	BORY DE ST. VINCENT 1822
<i>Navicula rhynchocephala</i>	KÜTZING 1844
<i>Navicula radiosa</i>	KÜTZING 1844
<i>Navicula cf. pupula</i>	KÜTZING 1844
<i>Cymatopleura solea var. apiculata</i>	(W. SMITH) RALFS in PRITCHARD 1861
<i>Cymatopleura solea</i>	(BRÉBISSON) W. SMITH 1851
<i>Cymatopleura elliptica</i>	(BRÉBISSON) W. SMITH 1851
<i>Surirella brebissonii</i>	KRAMMER & LANGE-BERTALOT 1987
<i>Cymbella alpina</i>	GRUNOW 1863
<i>Cocconeis placentula</i>	EHRENBERG 1838
<i>Amphora cf. ovalis</i>	(KÜTZING) KÜTZING 1844
<i>Achnanthes delicatula</i>	(KÜTZING) GRUNOW 1880
<i>Achnanthes lanceolata</i>	(BRÉBISSON) GRUNOW in CLE. & GRU. 1880

Fortsetzung Tab. 8.

<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	(C.AGARDH) LANGE-BERTALOT 1980
<i>Stephanodiscus rotula</i>	(KÜTZING) HENDEY 1964
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	HÅKANSSON & HICKEL 1986
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	KÜTZING 1844
<i>Goniochloris fallax</i>	FOTT
<i>Goniochloris mutica</i>	(A. BRAUN) FOTT
<i>Eunotia</i> sp.	EHRENBERG 1837
<i>Pinnularia maior</i>	(KÜTZING) RABENHORST 1853
Euglenophyta	
<i>Euglena acus</i>	EHRENBERG 1830
<i>Euglena oxyuris</i>	SCHMARDA 1850
<i>Phacus longicauda</i>	(EHRENBERG 1838) DUJARDIN 1841
<i>Phacus pleuronectes</i>	(O.F.MÜLLER 1786) DUJARDIN 1841
<i>Phacus globosus</i>	POCHM. (Syn. <i>Ph. pyrum</i> bei ALLORGE und LEVFÈVRE 1925)
<i>Phacus orbicularis</i>	HÜBN. (Syn.Ph.ovidea ROLL 1925; <i>Ph. ZINGER</i> : ROLL 1925; <i>Ph.pleuronectes</i> bei LEVFÈVRE 1931)
<i>Lepocinclis salina</i>	FRITSCH. (Syn.: <i>L.texta</i> var. <i>minor</i> ROLL; <i>L. texta</i> var. <i>minor</i> HUB.-PEST.; "L.texta" AUCT.)
Dinophyta	
<i>Peridinium bipes</i>	STEIN 1883
<i>Ceratium hirundinella</i>	(O.F.MÜLLER) DUJARDIN 1841
Cryptophyta	
<i>Trachelomonas</i> cf. <i>euristoma</i>	STEIN 1978
<i>Trachelomonas crebea</i>	KELL EMEND. DEFL. 1924
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	SWIR. 1914
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>erosa</i>	EHRENBERG 1832

Fortsetzung Tab. 8.

<i>Strombomonas sp.</i>	DEFLANDRE 1930
<i>Strombomonas verrucosa</i>	(DADAY) DEFLANDRE 1930
<i>Chlamydomonas sp1</i>	EHRENBERG 1833
<i>Chlamydomonas sp2</i>	EHRENBERG 1833
<i>Rhodomonas minuta</i>	(SKUJA) 1948 JAVORNICKY 1976
<i>Dysmorphococcus cf. variabilis</i>	STARR
<i>Pteromonas aculeata</i>	LEMMERMANN 1900
<i>Pteromonas cordiformis</i>	LEMMERMANN 1900
Chlorophyta	
<i>Eudorina elegans</i>	EHRENBERG 1831
<i>Chlorococcum sp.</i>	MENEGH. 1842
<i>Schroederia spiralis</i>	(PRINTZ.) KORŠ. MOD. KOMÁ. & FOTT 1983
<i>Schroederia setigera</i>	(SCHRÖDER 1897) LEMMERMANN 1898
<i>Pediastrum boryanum var. cornutum</i>	(RACIB.1890) SULEK 1969
<i>Pediastrum boryanum var. boryanum</i>	(TURPIN 1828) MENEGH.1840
<i>Pediastrum duplex var. duplex</i>	MEYEN 1829
<i>Pediastrum duplex var. gracillimum</i>	W.&G.S. WEST 1895
<i>Pediastrum simplex var. simplex</i>	A.BR. 1855
<i>Pediastrum simplex var. echinulatum</i>	WITTR. 1883
<i>Pediastrum tetras</i>	(EHRENBERG 1838) RALFS 1844
<i>Micractinium pusillum</i>	FRESENIUS 1858
<i>Golenkinia sp.</i>	CHODAT 1894 EMEND. KORŠ. 1953
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	CHODAT 1897
<i>Botryococcus braunii</i>	KÜTZING 1849
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	WOOD 1874
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	NÄG. 1849
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	LEMMERMANN 1900
<i>Lagerheimia genevensis</i>	CHODAT 1895
<i>Lagerheimia marsonii</i>	LEMMERMANN 1900

Fortsetzung Tab. 8.

<i>Oocystis lacustris</i>	CHODAT 1897
<i>Oocystis pusilla</i>	HANSG. 1890
<i>Nephrochlamys subsolitaria</i>	(G.S. WEST 1908) KORŠ. 1953
<i>Tetraedron caudatum</i>	(CORDA 1839) HANSG. 1888
<i>Tetraedron minimum</i>	(A.BR. 1855) HANSG. 1888
<i>Treubaria triappendiculata</i>	BERNARD 1908
<i>Hyaloraphidium contortum</i>	PASCH. & KORS. 1931
<i>Scenedesmus magnus</i>	MEYEN 1829
<i>Scenedesmus longispina</i>	CHODAT 1913
<i>Scenedesmus opoliensis</i> var. <i>mononensis</i>	CHODAT 1926
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	RICHTER 1896
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	(LAGERH. 1883) CHODAT 1902
<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>minor</i>	G.M.SMITH 1916
<i>Scenedesmus protuberans</i> var. <i>danubianus</i>	UHERK. 1956
<i>Scenedesmus pannonicus</i>	HORTOB. 1944
<i>Scenedesmus sempervirens</i>	CHODAT 1913
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	LAGERH. 1883
<i>Scenedesmus linearis</i>	KOMÁREK 1974
<i>Scenedesmus ecornis</i> var. <i>ecornis</i>	MEYEN 1829
<i>Scenedesmus ecornis</i>	(EHRENBERG 1845) CHODAT 1926
<i>Scenedesmus disciformis</i>	(CHODAT 1902) FOTT et KOMAREK 1960
<i>Scenedesmus acutus</i> var. <i>acutus</i>	CHODAT 1926
<i>Scenedesmus acutus</i>	MEYEN 1829
<i>Scenedesmus intermedius</i>	CHODAT 1926
<i>Scenedesmus bicaudatus</i>	(HANSG. 1890) CHODAT 1926
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ovalternus</i>	CHODAT 1926
<i>Scenedesmus obtusus</i>	MEYEN 1829
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>smithii</i>	TEILING 1942
<i>Scenedesmus</i> cf. <i>ellipsoideus</i>	CHODAT 1926

Fortsetzung Tab. 8.

<i>Crucigenia tetrapedia</i>	(KIRCHNER 1880) W. et G.S. WEST 1902
<i>Crucigenia cf. quadrata</i>	MORREN 1830
<i>Crucigeniella rectangularis</i>	(NÄG. in LITT. 1849) KOMÁREK 1974
<i>Crucigeniella cf. crucifera</i>	(WOLLE) KOM. 1974
<i>Actinastrum fluviatile</i>	(SCHRÖD.) FOTT 1977
<i>Actinastrum hantzschii</i>	LAGERH. 1883
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	(SCHRÖDER 1879) LEMM. 1900
<i>Tetrastrum heteracanthum</i>	(NORDST.) CHODAT 1895
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i>	KORS. 1953
<i>Coelastrum microporum var. microporum</i>	NÄG. in KÜTZ. 1849
<i>Closterium cf. gracile</i>	BREB. EX RALFS 1848
<i>Cosmarium bioculatum</i>	DE BRÉBISSON 1848
<i>Arthrodesmus triangularis</i>	(NACH PRESCOTT, BIC. & VINY. 1982)
<i>Staurastrum bibrachiatum</i>	REINSCH EMEND GRÖNBLAD et SCOTT 1955
<i>Staurastrum tetracerum</i>	(KÜTZ.) RALFS 1845
<i>Staurastrum longipes</i>	(NORDST.) TEILING 1946
<i>Staurastrum sp.</i>	MEYEN 1829
<i>Pseudostaurastrum limneticus</i>	KING 1953
<i>Stichococcus cf. bacillaris</i>	NAGELI

Zooplankton

Protozoa

<i>Coleps spetai</i>	FOISSNER 1984
<i>Codonella cratera</i>	(LEIDY 1877)
<i>Cochliopodium sp.</i>	DOFLEIN 1916
<i>Vorticella sp.</i>	EHRENBERG 1831

Rotifera

<i>Asplanchna priodonta</i>	GOSSE 1850
<i>Polyarthra vulgaris</i>	CARLIN 1943

Fortsetzung Tab. 8.

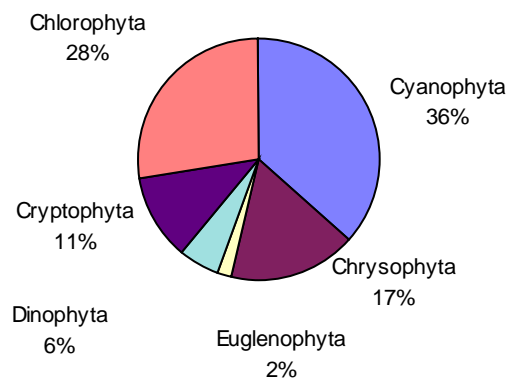
<i>Keratella quadrata</i>	(O.F. MÜLLER 1786)
<i>Keratella cochlearis</i>	(GOSSE 1851)
<i>Kellicotia longispina</i>	(KELLICOTT 1879)
<i>Notholca acuminata</i>	GOSSE 1886
<i>Filinia longiseta</i>	(EHRB. 1834)
<i>Brachionus angularis</i>	GOSSE 1851
<i>Brachionus amphicerus cf. calyciflorus</i>	(EHRB. 1838)
<i>Brauchionus urceolaris</i>	GOSSE 1851
<i>Brachionus diversicornis cf. homoceras</i>	(DADAY 1883)
<i>Euchlanis dilatata</i>	EHRB. 1832
Cladocera	
<i>Daphnia longispina</i>	O.F. MÜLLER 1785
<i>Daphnia pulex</i>	LEYDIG 1860
<i>Daphnia cucullata</i>	SARS 1862
<i>Bosmina longirostris</i>	O.F. MÜLLER 1785
<i>Bosmina coregoni</i>	BAIRD 1857
<i>Allonela exigua</i>	LILLJEBORG 1853
<i>Leptodora kindtii</i>	FOCKE 1844
Copepoda	
<i>Cyclops strenuus</i>	FISCHER 1851
<i>Eudiaptomus vulgaris</i>	SCHMEIL 1898
Parastenocarididae (indet.)	

Die Abbildungen der gefundenen Planktonarten befinden sich im Anhang auf den Tafeln:
I-XXXII Phytoplankton, XXXIII-XXXIX Zooplankton.

4.3.3.1 Qualitative Phytoplanktonuntersuchung

Abb. 83 zeigt die relative Abundanz der Phytoplanktongruppen jedes Sees. In See 1 finden sich als häufigste Gruppen der Algen die Cyanophyta und die Chlorophyta, ferner die Chrysophyta und Cryptophyta, in See 2 bilden die Chlorophyta und die Chrysophyta die Hauptgruppen, andere Gruppen hatten geringere Abundanzwerte.

Oberflächenfang des Phytoplanktons in See 1



Oberflächenfang des Phytoplanktons in See 2

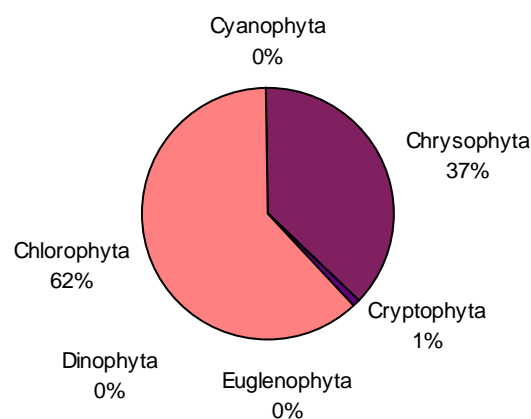


Abb. 83. Relative Abundanz der Phytoplanktongruppen jedes Sees.

Die Sukzession der wichtigsten Phytoplanktongruppen in See 1 ist in Abb. 84 dargestellt. Die Sukzession begann im Frühjahr mit den Chrysophyta, die ihre höchste Abundanz im Mai entwickelten. Im Juni dominierten die Chlorophyta. Diese zeigten im Frühjahr eine ansteigende Tendenz, die im Juni ein erstes Maximum erreichte. In diesem Monat dominierten sie zusammen mit den Cryptophyta. Im August begann ein starker Anstieg der Cyanophyta, die vorher nur geringe Abundanzen aufwiesen. Die Cyanophyta erreichten im September ein Maximum, gleichzeitig erreichten auch die Euglenophyta und Dinophyta ihre höchste Dichte. Nur die Cryptophyta zeigten einen bimodalen Jahresverlauf mit einer Spitze im Juli und einer zweiten im Oktober.

Die Sukzession der wichtigsten Phytoplanktongruppen in See 2 ist in Abb. 85 dargestellt. In See 2 begann die Phytoplanktonentwicklung im Frühsommer mit den Chrysophyta, die ab Juni in hohen Abundanzen auftraten und ihr Maximum im Juli erreichten. Gleichzeitig erschienen auch die Chlorophyta mit hoher Abundanz. Unter den anderen Gruppen erreichten nur noch die Cryptophyta höhere Abundanzwerte, die allerdings weit unter denen der beiden Hauptgruppen lagen.

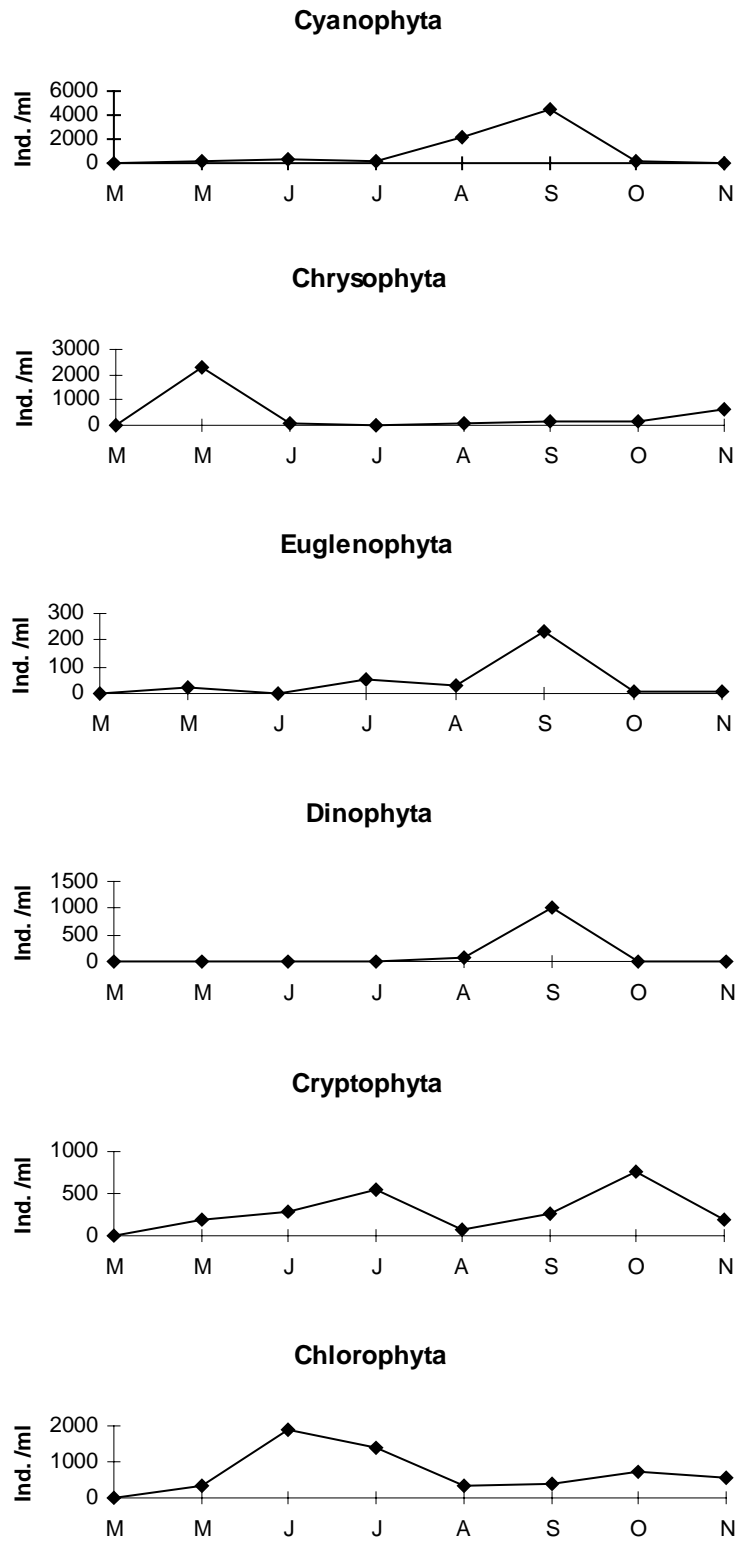


Abb. 84. Sukzession der Phytoplanktongruppen (Oberflächenfang) in See 1.

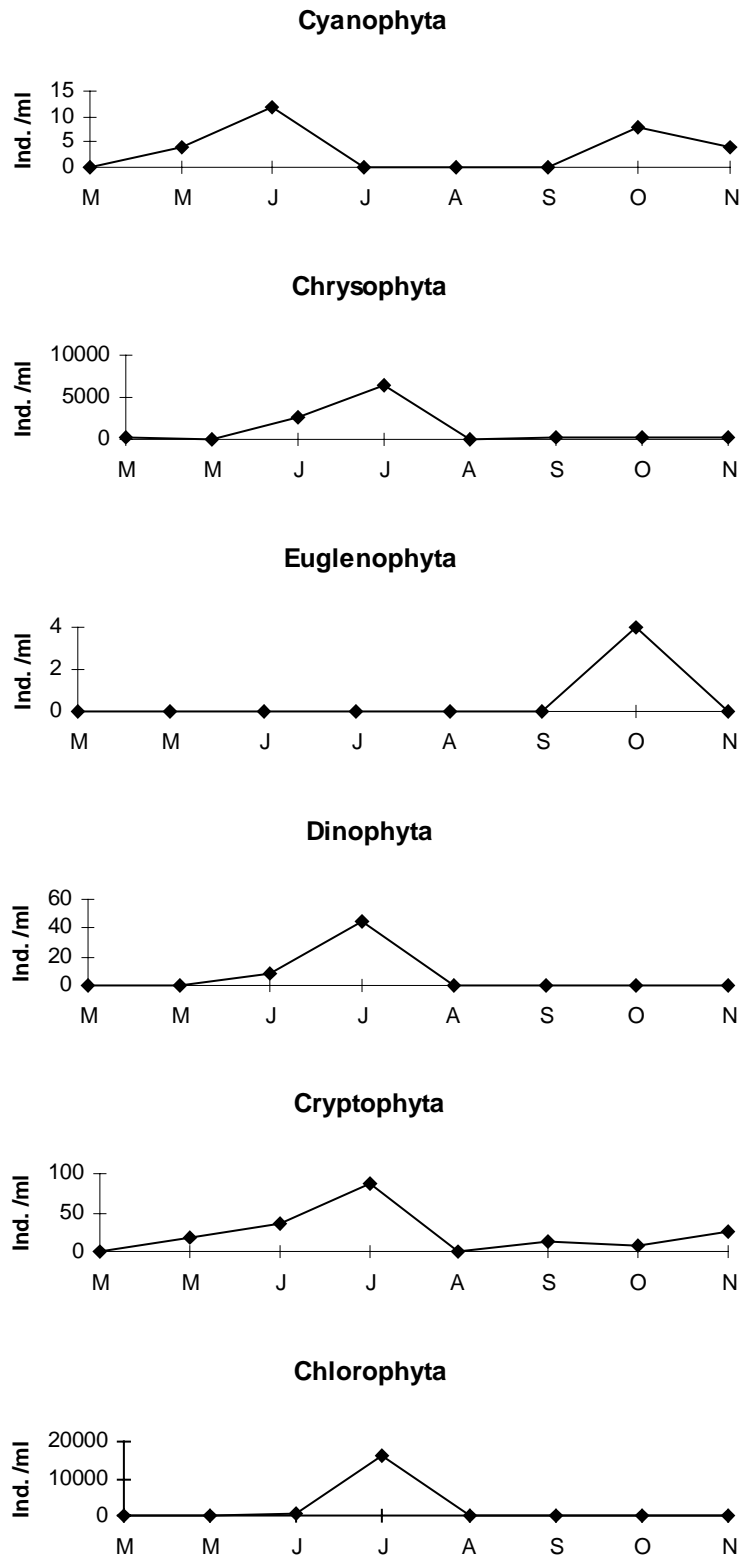


Abb. 85. Sukzession der Phytoplanktongruppen (Oberflächenfang) in See 2.

In Abb. 86 ist die Sukzession der häufigsten Arten in See 1 dargestellt. *N. acicularis* begann die Sukzession mit einer starken Entwicklung im Mai. Im Juni war die Anzahl aller Phytoplankter gering. *T. crebea* hatte im Juli einen geringen Anstieg zu verzeichnen. Im August begann eine massive Zunahme der zwei Blaualgenarten *A. flos-aquae* und *A. spyroides*, die im September ihr Maximum erreichten. Gleichzeitig erreichte auch *P. bipes* eine hohe Abundanz. Im Oktober sanken die Populationsdichten aller Arten ab, lediglich *T. crebea* zeigte einen zweiten Anstieg.

Die Sukzession der häufigsten Arten in See 2 ist in Abb. 87 dargestellt. Die vier Diatomeen *A. granulata*, *S. rotula*, *S. neoastraea*, und *S. acus* und die Chlorophyceen *S. cf. bacillaris* wiesen einen gemeinsamen Anstieg im Juli auf, nur die Population von *S. neoastraea* begann bereits im Juni anzusteigen.

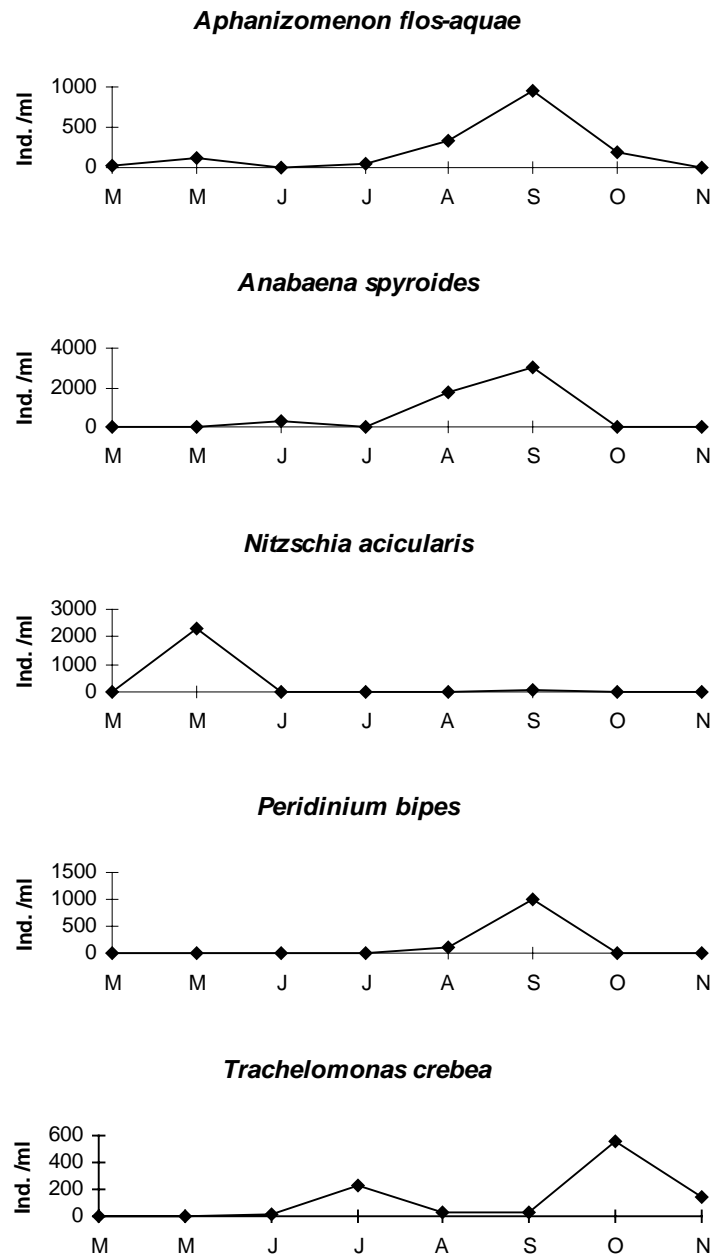


Abb. 86. Sukzession der häufigsten Phytoplanktonarten (Oberflächenfang) in See 1.

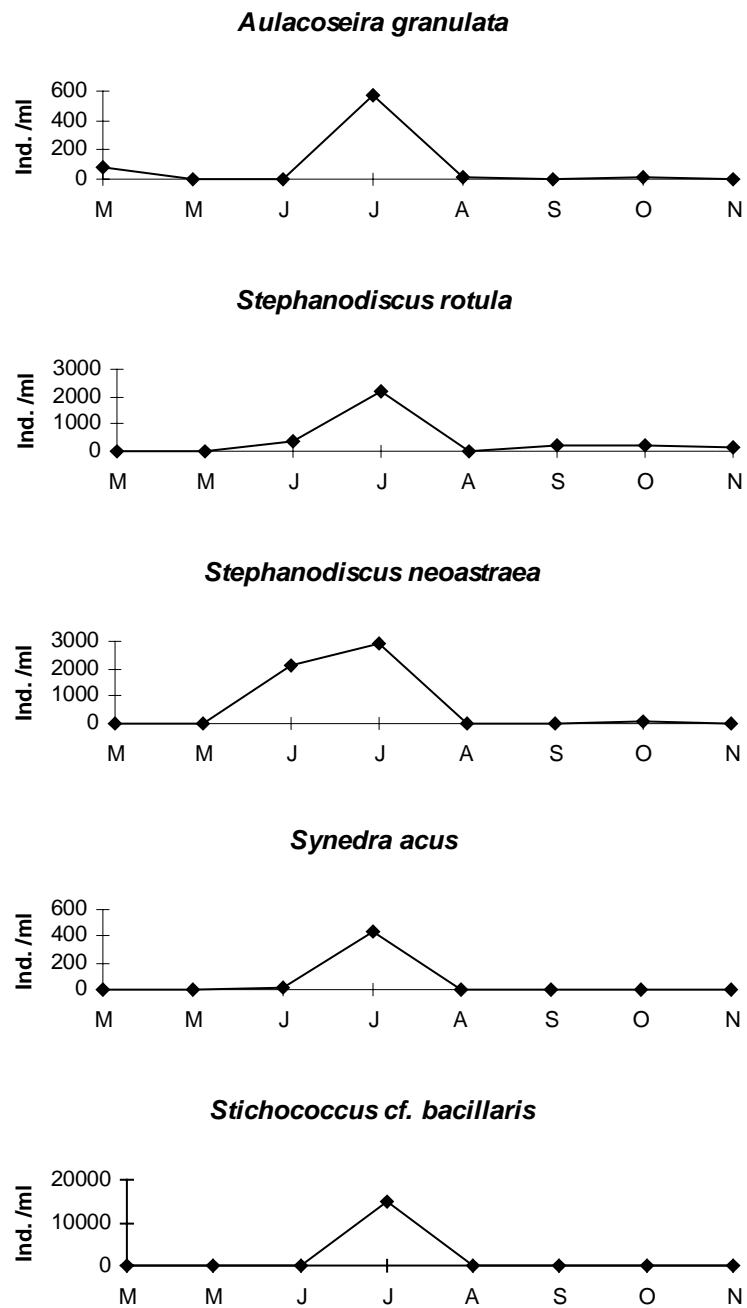


Abb. 87. Sukzession der häufigsten Phytoplanktonarten (Oberflächenfang) in See 2.

4.3.3.2 Qualitative Zooplanktonuntersuchung

Abb. 88 zeigt die relative Abundanz der Zooplanktongruppen in beiden Seen. In See 1 sind die Protozoa die abundanteste Gruppe des Zooplanktons, in See 2 fand sich eine relativ gleichmäßige Verteilung der Zooplanktongruppen. Die Darstellung der Zooplanktonverteilung ohne Protozoen zeigt in See 1 eine etwa gleichstarke Präsenz der Rotifera, Copepoda und Cladocera. In See 2 waren die Verhältnisse ähnlich, allerdings waren die Protozoa nicht im gleichen Maße dominant wie im Vergleichssee.

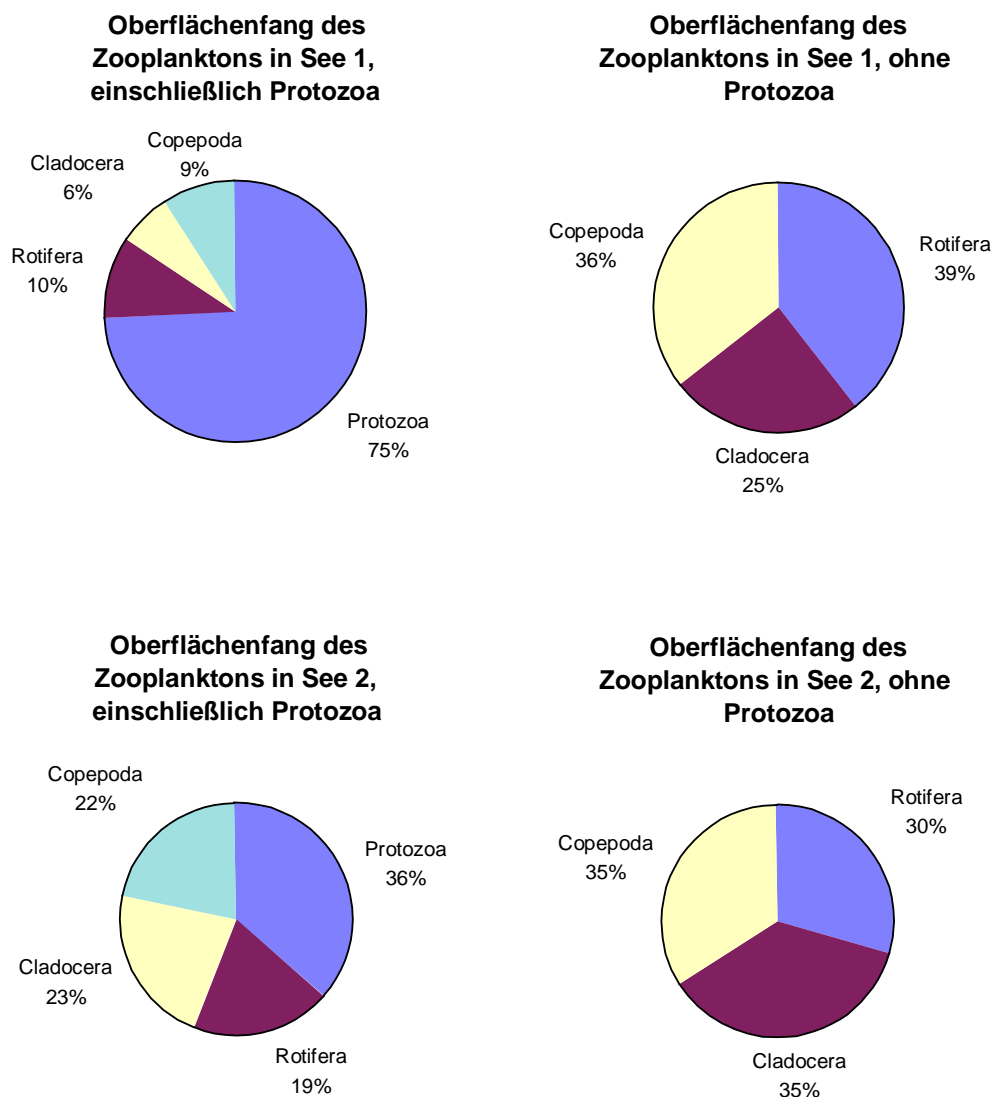


Abb. 88. Relative Abundanz der Zooplanktongruppen jedes Sees.

Die Sukzession der wichtigen Zooplanktongruppen in See 1 ist in Abb. 89 dargestellt. Die Sukzession begann mit den Rotifera und Cladocera im Frühling, gefolgt von den Copepoda und einem leichten Anstieg der Protozoa im Juli. Im August wurde das Zooplankton nahezu ausschließlich von den Rotifera gebildet. Im September bildeten die Copepoda die individuenreichste Gruppe. Im Herbst war ein Anstieg aller Gruppen, mit Ausnahme der Copepoda zu verzeichnen. Alle Gruppen zeigten eine bimodale Verteilung.

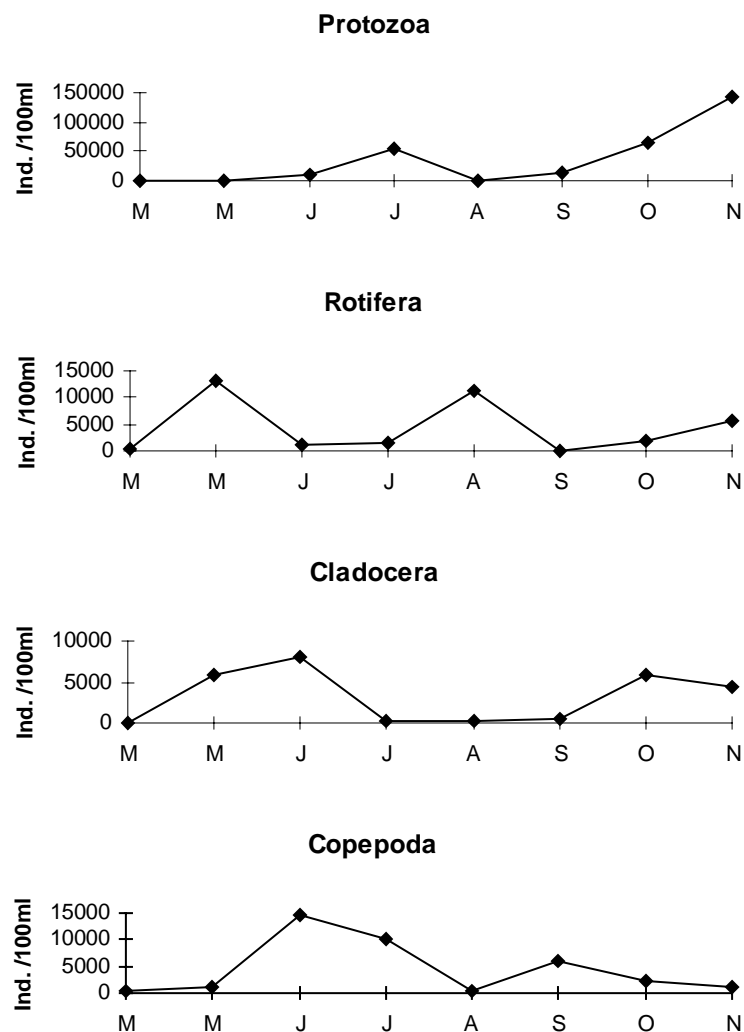


Abb. 89. Sukzession der Zooplanktongruppen (Oberflächenfang) in See 1.

Die Sukzession der wichtigen Zooplanktongruppen in See 2 ist in Abb. 90 dargestellt. Die Sukzession begann mit den Rotifera, gefolgt von den Protozoa. Im Juni war ein gemeinsamer Anstieg der Cladocera und Copepoda zu verzeichnen. Alle Gruppen des Zooplanktons wiesen im Juli einen starken Rückgang ihrer Populationen auf. Im August zeigten die Cladocera einen starken Anstieg und auch die Copepoda erreichten eine hohe Abundanz. Später, im Sommer und im Herbst wurde eine hohe Dichte für die Protozoa und die Copepoda beobachtet. Für die Protozoa, Cladocera und die Copepoda war eine bimodale Verteilung zu erkennen, die Rotifera zeigten eine unimodale Dichteentwicklung. Untereinander zeigten die Zooplankter eine alternierende Abundanzentwicklung.

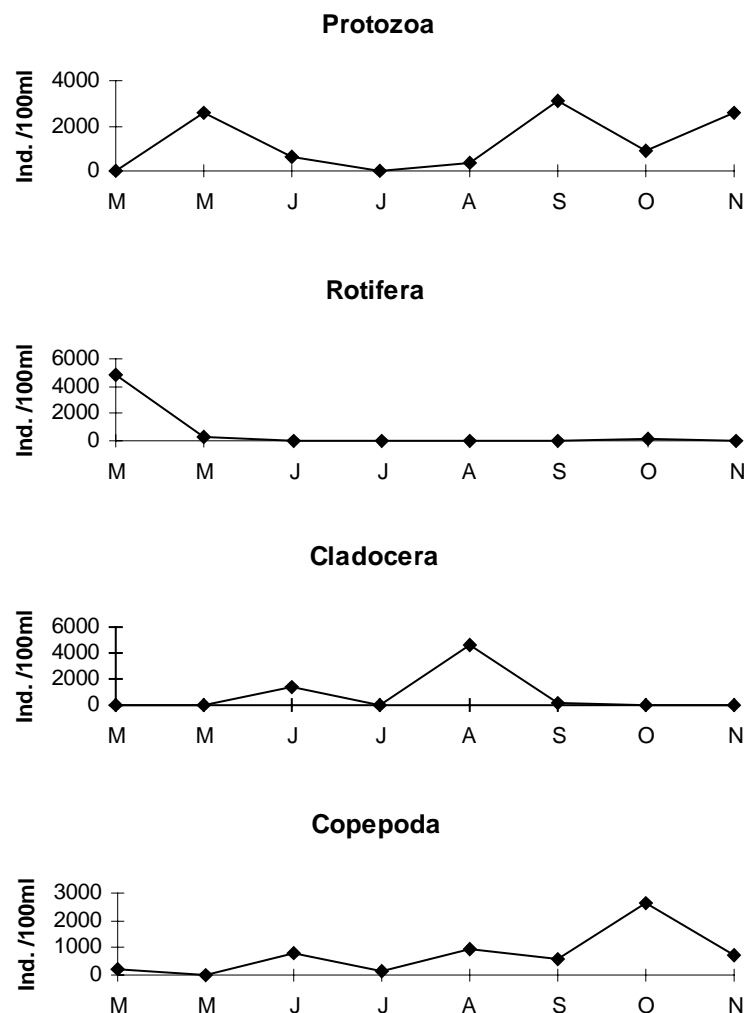


Abb. 90. Sukzession der Zooplanktongruppen (Oberflächenfang) in See 2.

In Abb. 91 ist die Sukzession der häufigsten Arten in See 1 dargestellt. Die Sukzession begann mit den zwei Rotiferen *B. angularis* und *K. quadrata*, beide zeigten zwei Dichtegipfel, *B. angularis* im Mai und im November und *K. quadrata* im Mai und August. *B. longirostris* hatte zwei Anstiege, einen im Frühling und einen im Herbst. Die zwei Protozoenarten zeigten einen Dichtegipfel, im Herbst bei *C. spetai* und im Juli bei *C. cratera*.

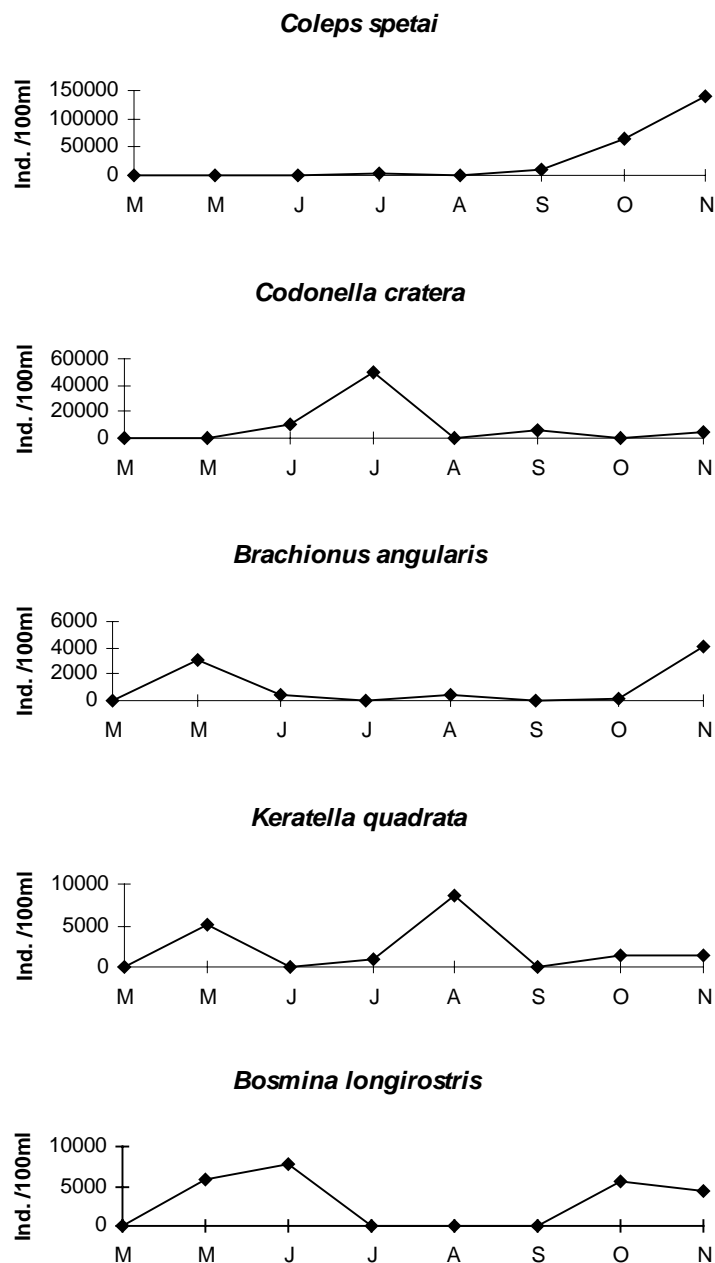


Abb. 91. Sukzession der häufigsten Zooplanktonarten (Oberflächenfang) in See 1.

Die Sukzession der häufigsten Zooplankter in See 2 ist in Abb. 92 dargestellt. *A. priodonta* begann mit der Sukzession, gefolgt von einem Anstieg von *Cochliopodium sp.* im Mai. *D. cucullata* entwickelte eine bimodale Verteilung mit zwei Spitzen, eine im Juni und die andere im August. *B. coregoni* zeigte eine unimodale Verteilung mit der höchsten Dichte im August. Bei *C. cratera* waren zwei Anstiege zu verzeichnen, einer im September und der andere im November. Es zeigte sich eine deutlich abwechselnde Dichteentwicklung der Arten, nur die Cladocerenarten zeigten im August einen gleichzeitigen Anstieg der Dichte.

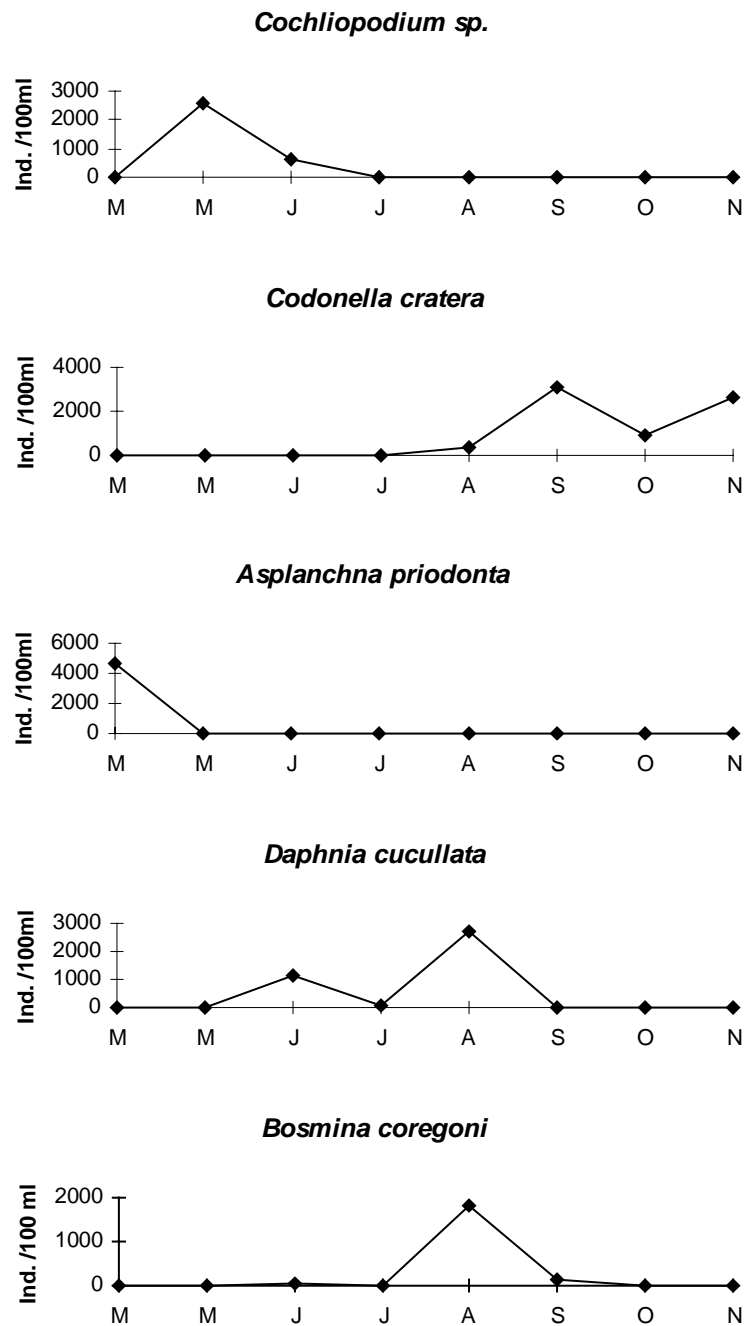
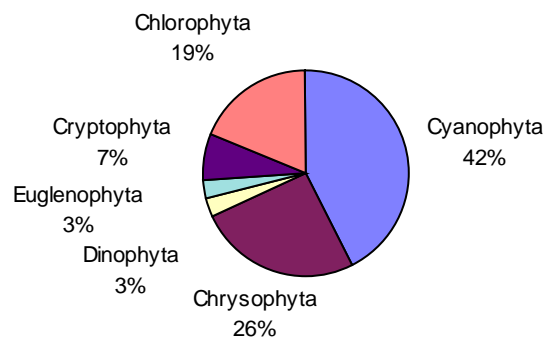


Abb. 92. Sukzession der häufigsten Zooplanktonarten (Oberflächenfang) in See 2.

4.3.3.3 Quantitative Phytoplanktonuntersuchung

Abb. 93 zeigt die relative Abundanz der Phytoplanktongruppen in beiden Seen. In See 1 waren die Cyanophyta, dann die Chrysophyta und die Chlorophyta die abundantesten Gruppen, in See 2 waren die Chrysophyta und die Chlorophyta die Hauptgruppen, die anderen Gruppen wiesen geringe Abundanzwerte auf.

Quantitative Probenahme des Phytoplanktons in See 1



Quantitative Probenahme des Phytoplanktons in See 2

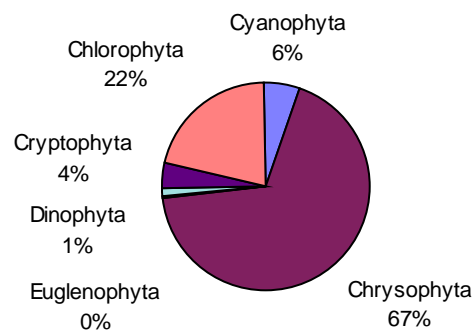


Abb. 93. Relative Abundanz der Phytoplanktongruppen (quantitative Probenahme) in See 1.

Die Sukzession der wichtigsten Phytoplanktongruppen in See 1, ist in Abb. 94 dargestellt. Die Sukzession begann mit den Chrysophyta im Frühling, gefolgt von den Chlorophyta. Im Sommer zeigten die Cyanophyta und Euglenophyta einen Anstieg. Im September entwickelten die Dinophyta ein Maximum bei weiterhin starker Präsenz von Cyanophyta, Euglenophyta und Chlorophyta.

Die Sukzession der wichtigsten Phytoplanktongruppen in See 2 ist in Abb. 95 dargestellt. Die Sukzession begann im Mai mit den Chrysophyta und Cyanophyta. Die Chrysophyta stiegen im Juni weiter an, gleichzeitig erschienen Chlorophyta und Cryptophyta, letztere mit niedriger Abundanz. Im Juli dominierten weiterhin Chrysophyta und Chlorophyta. Ab August zeigten alle Gruppen nur noch niedrige Häufigkeiten. Die Tendenz war unimodal alternierend.

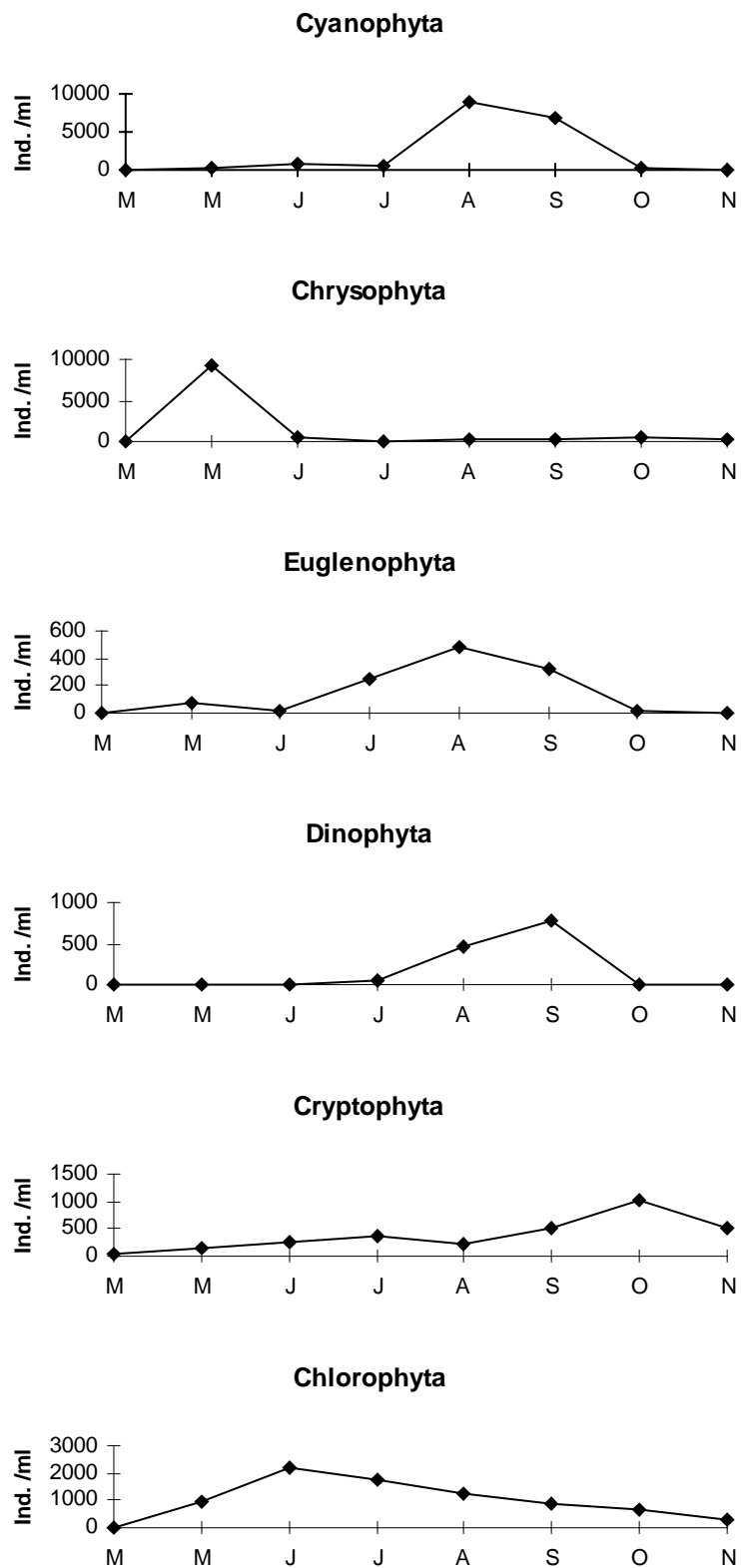


Abb. 94. Sukzession der Phytoplanktongruppen (quantitative Probenahme) in See 1.

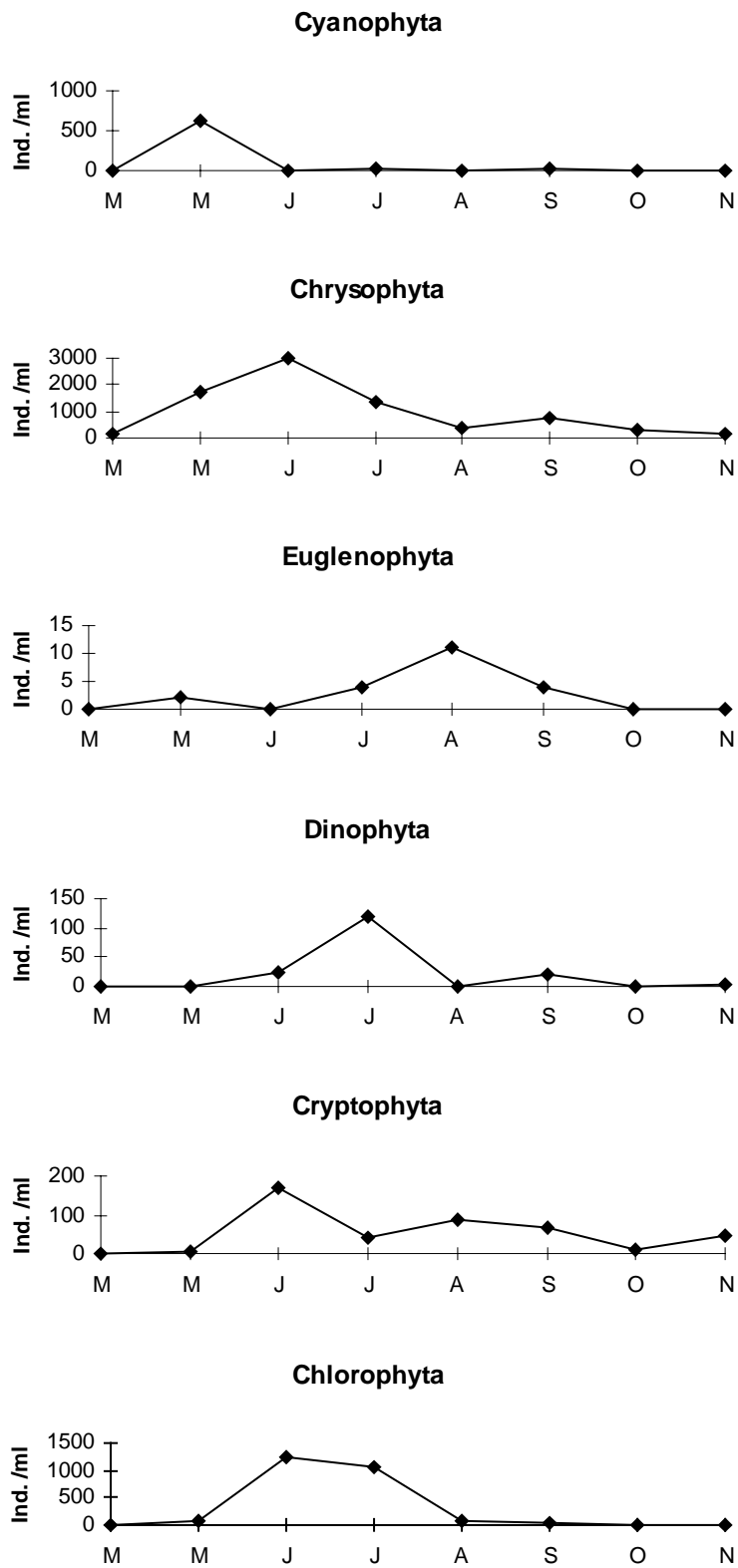


Abb. 95. Sukzession der Phytoplanktongruppen (quantitative Probenahme) in See 2.

In Abb. 96 und 97 ist die Sukzession der häufigsten Arten an beiden Probestellen in See 1 jeweils an der Oberfläche, an der Grenze der euphotischen Zone und über dem Grund zu sehen. An Probestelle 1 begann *N. acicularis* die Sukzession mit der größten Abundanz über dem Grund. *A. flos-aquae* zeigte einen Anstieg im Juni. Im Juli waren die Abundanzen aller Arten niedrig. Im August und September gab es einen deutlichen Anstieg der Blaualgen *A. flos-aquae*, *A. spyroides* und *O. planctonica*. Die Cryptophyceae *C. cf. erosa* entwickelte sich im September und November.

An Probestelle 2 fand sich die gleiche Tendenz wie an Probestelle 1. Die Blaualgen bildeten ihre Maxima im Sommer, und *C. cf. erosa* zeigte einen Gipfel im September mit der größten Abundanz an der Grenze der euphotischen Zone. Auch *A. flos-aquae* zeigte diese Tendenz. *N. acicularis* bildete im Mai ihr Maximum. Beide Probestellen hatten eine ähnliche Sukzession der häufigsten Arten und die drei Blaualgen zeigten eine leichte Tendenz zu einer höheren Abundanz in der euphotischen Zone.

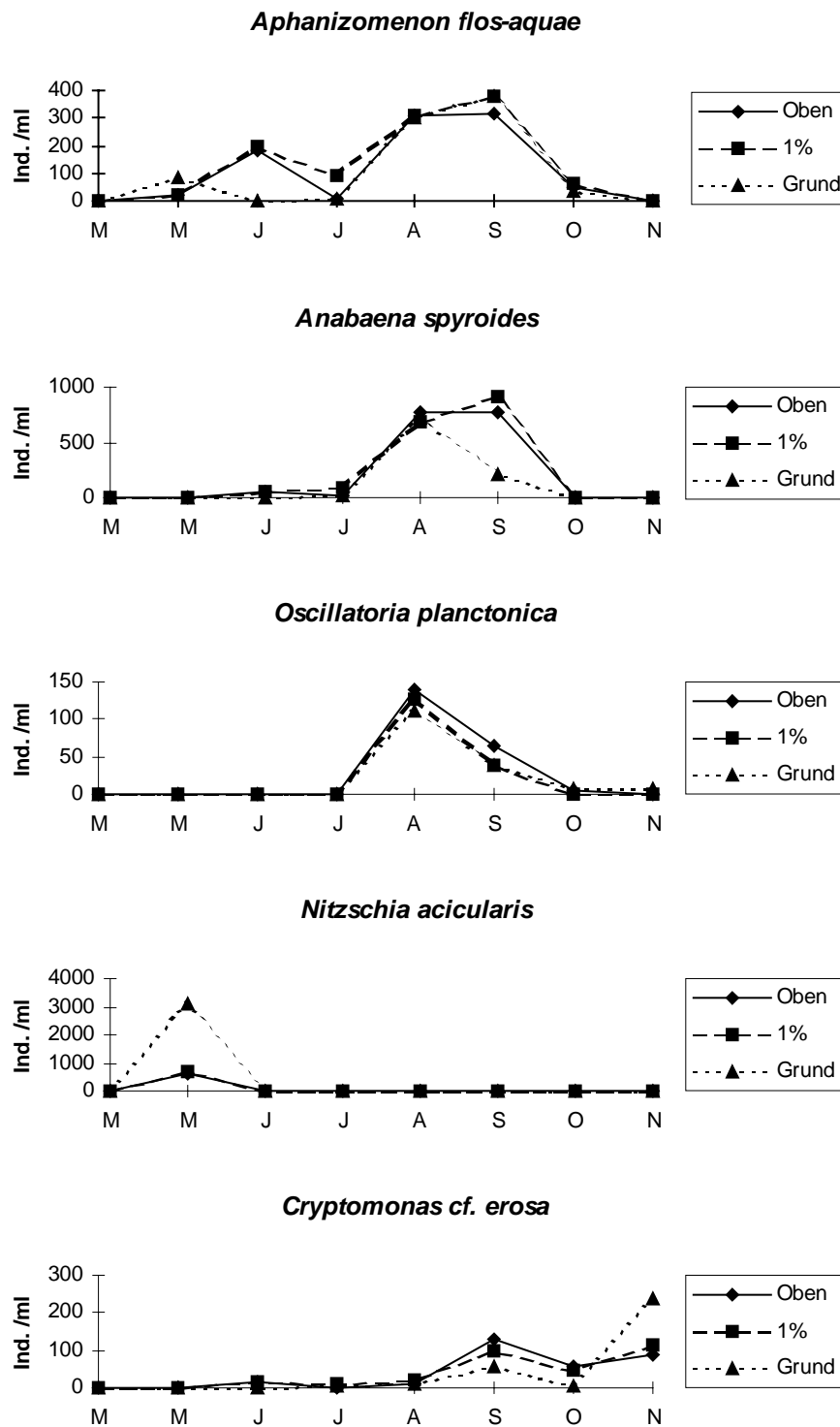


Abb. 96. Sukzession der häufigsten Phytoplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

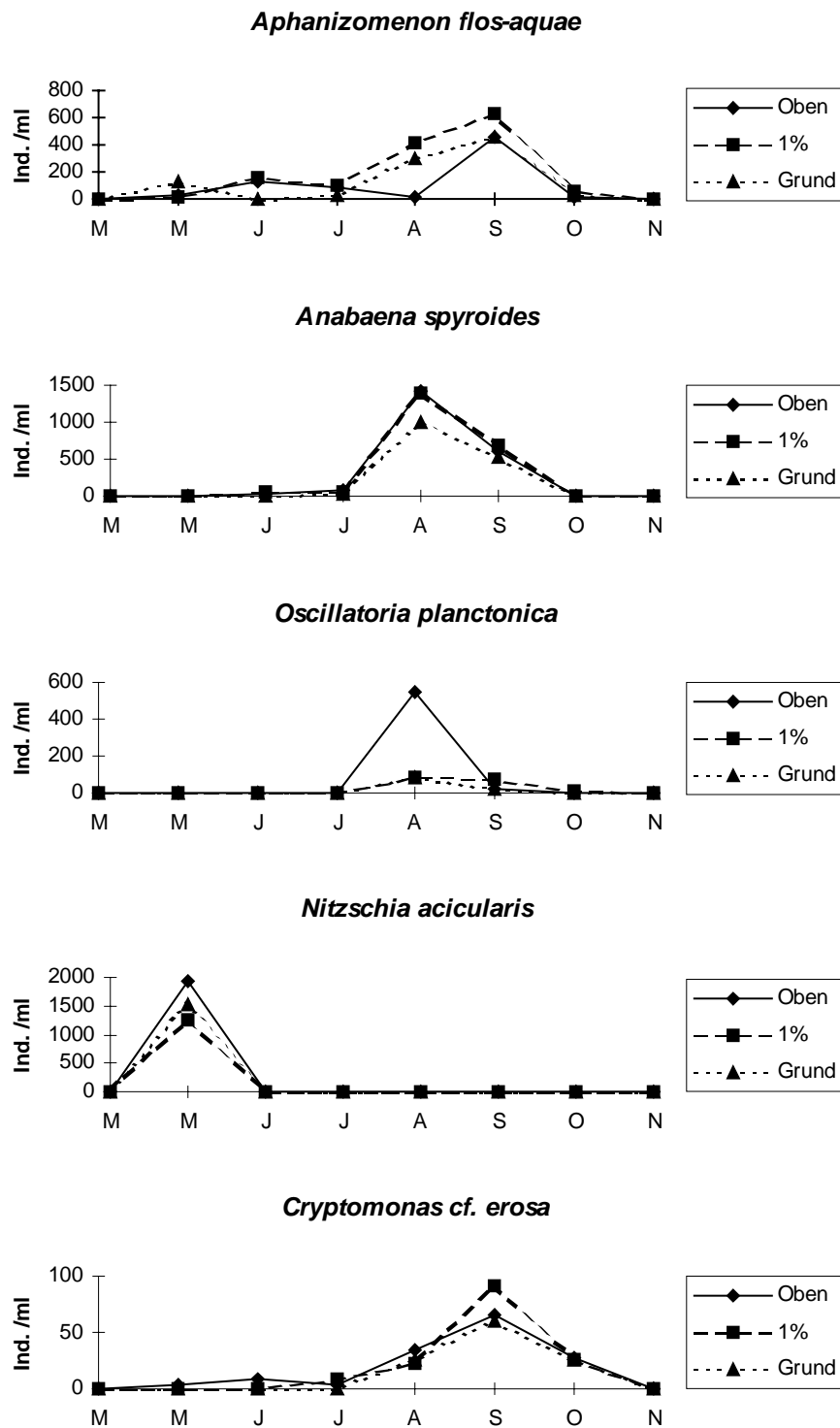


Abb. 97. Sukzession der häufigsten Phytoplanktonarten (quantitative Probenahme), in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

In den Abbildungen 98 und 99 ist die Sukzession der häufigen Arten an beiden Probestellen des Sees 2 in drei Tiefen zu ersehen. An Probestelle 1 waren die häufigsten Arten zwei Arten der Gattung *Stephanodiscus*, die Chlorophycee *S. cf. bacillaris*, und mit geringerer Dichte *A. granulata* (Diatomophyceae) sowie die Blaualge *O. planctonica*. Die Kieselalge *S. neoastraea* hatte einen Gipfel im Juni und zeigte eine deutliche Stratifikation mit einer Konzentration in den oberen Wasserschichten. Auch *S. cf. bacillaris* erreichte ihre höchste Entwicklung in den Monaten Juni und Juli mit einer hohen Konzentration im Oberflächenwasser. *S. rotula* hatte einen Anstieg im Juli aufzuweisen. *A. granulata* zeigte eine höhere Präsenz über dem Grund, trat aber durchweg in niedrigen Konzentrationen auf. An Probestelle 2 (Abb. 99) zeigten sich *O. planctonica*, *A. granulata* und *S. rotula* im Mai über dem Grund. Im Juni erschien *S. neoastraea* und im Juni und Juli stieg die Dichte von *S. cf. bacillaris*. Auffällig ist an beiden Probestellen die Tendenz zur Häufung der Diatomeen in Bodennähe.

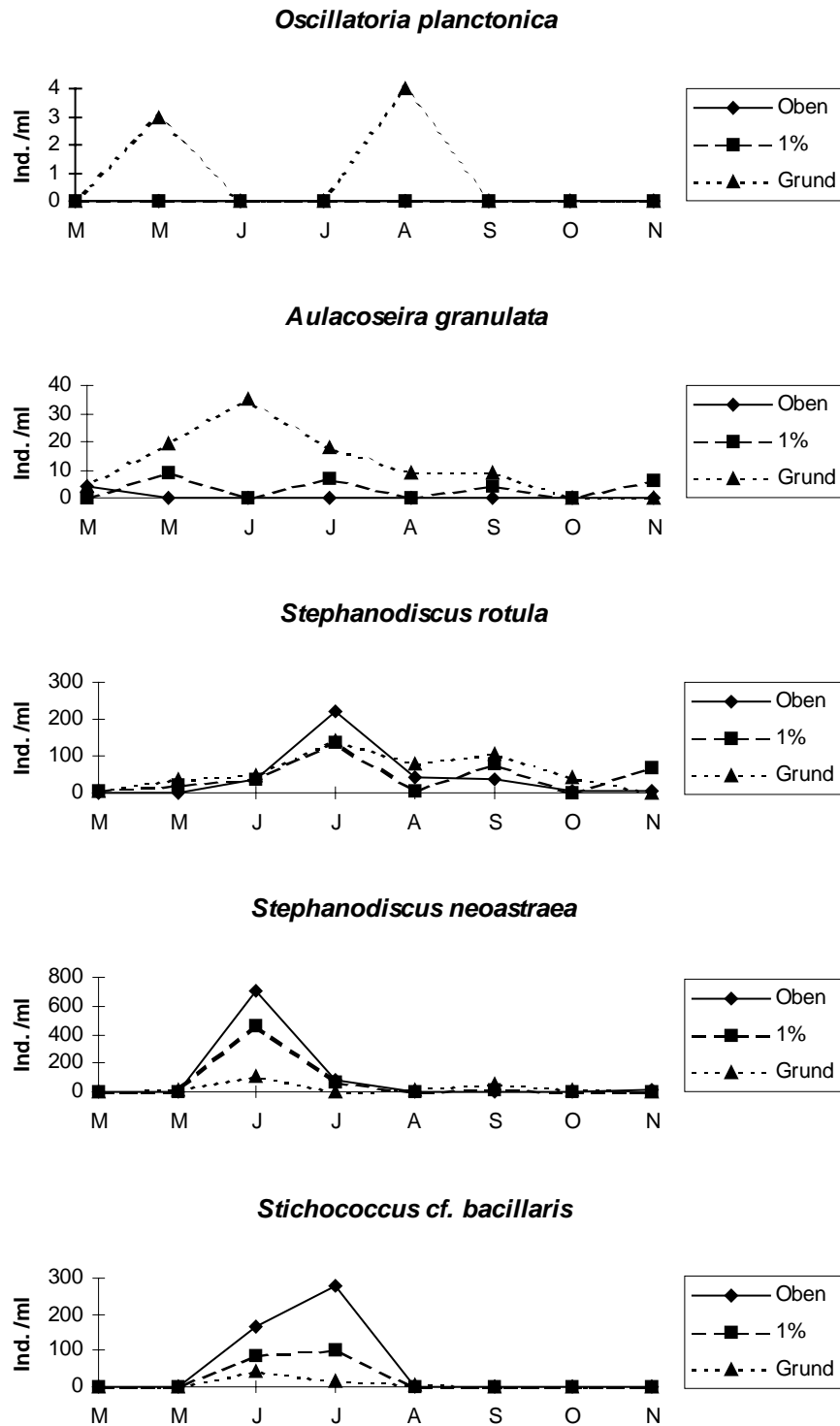


Abb. 98. Sukzession der häufigsten Phytoplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

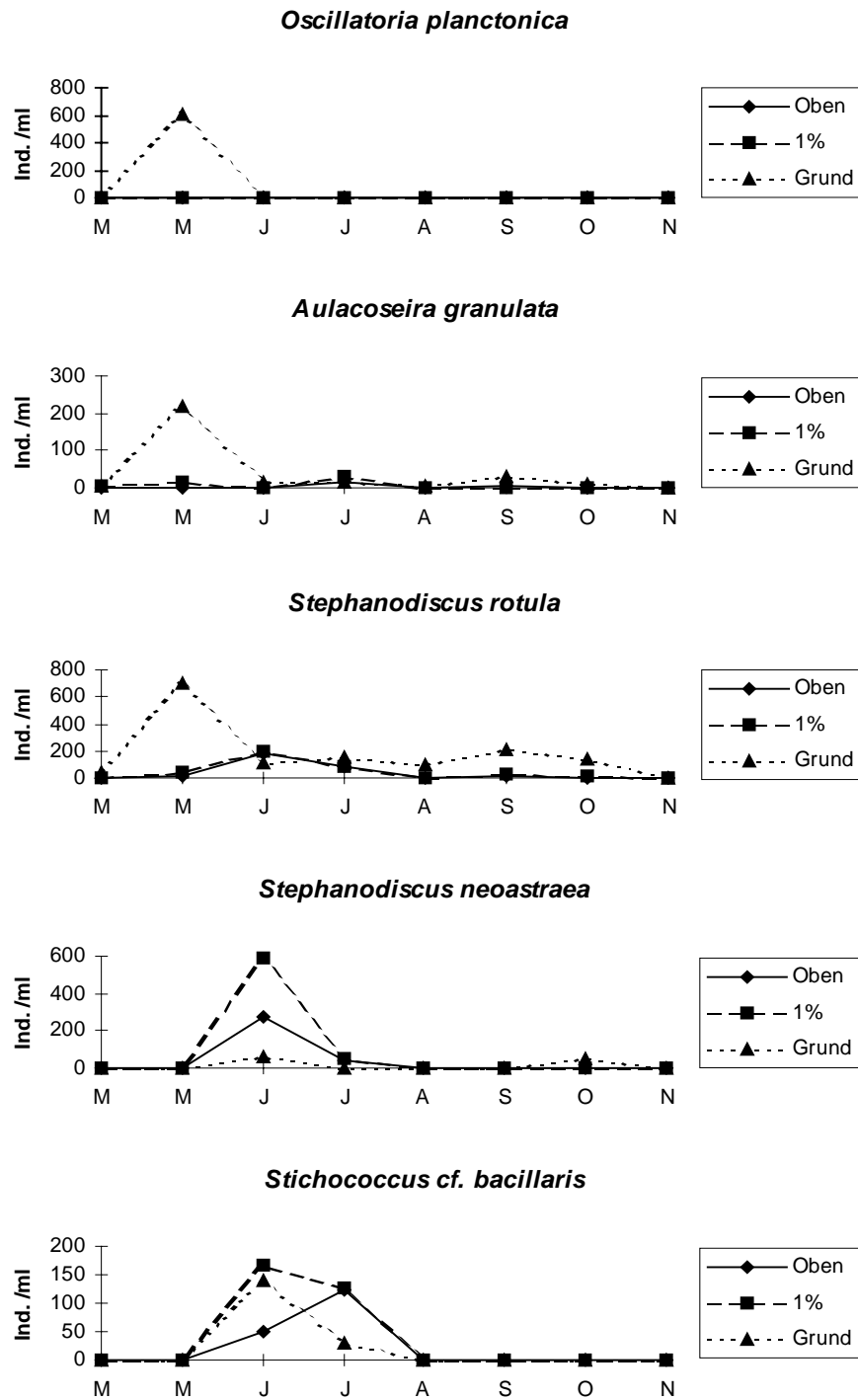


Abb. 99. Sukzession der häufigsten Phytoplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.4 Quantitative Zooplanktonuntersuchung

Abb. 100 zeigt die Abundanz der Zooplanktongruppen in beiden Seen. An See 1 waren die Protozoen die Organismen mit der höchsten Abundanz. Läßt man die Protozoen unberücksichtigt, waren die Rotifera die häufigste Gruppe der gesamten Untersuchung. In See 2 waren ebenfalls die Protozoen die Gruppe mit der höchsten Abundanz. Das Verhältnis unter den drei Metazoengruppen Copepoda, Rotifera und Cladocera war hier aber ausgeglichener als im Vergleichsee.

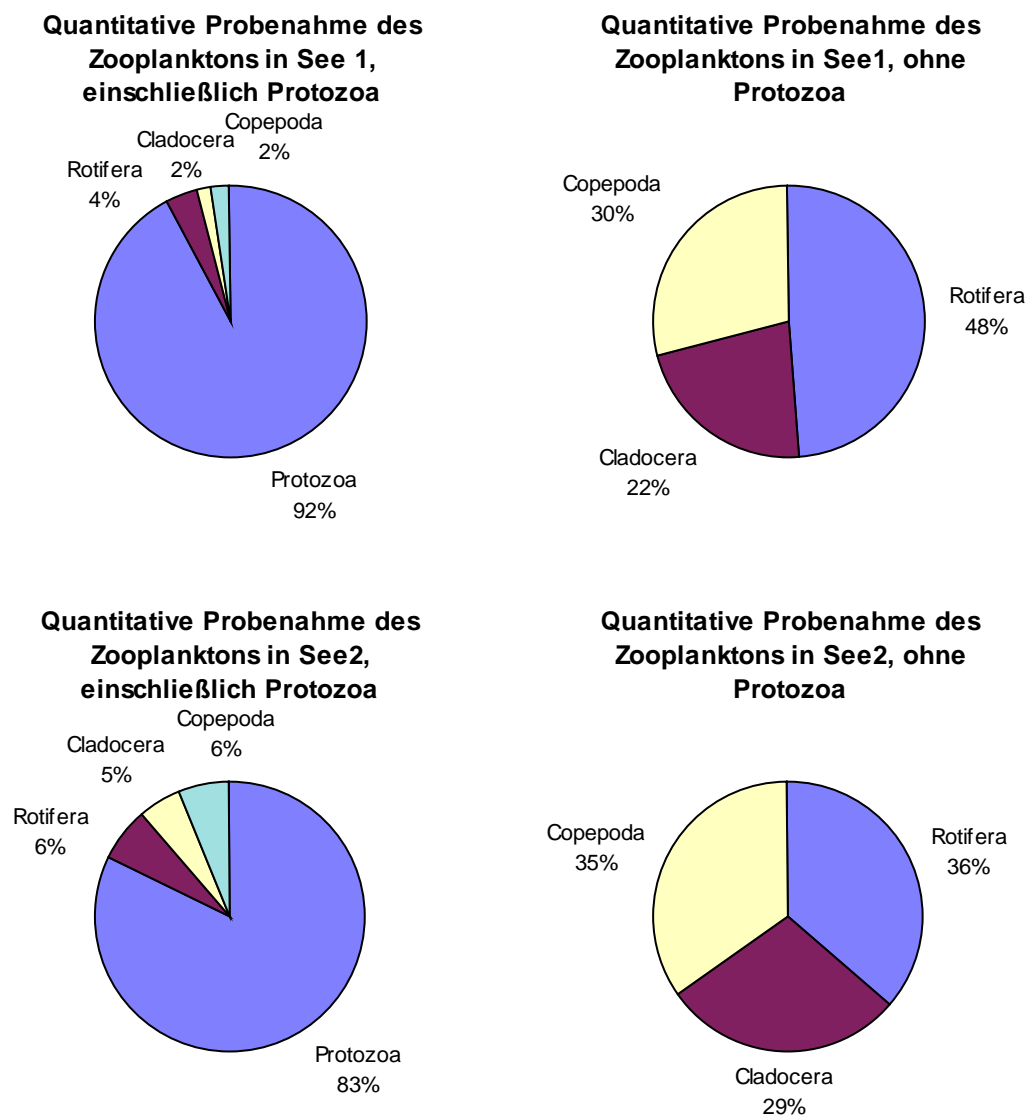


Abb. 100. Relative Abundanz der Zooplanktongruppen jedes Sees.

Die Sukzession der Zooplanktongruppen in See 1 ist in Abb. 101 dargestellt. Es zeigte sich eine bimodale Verteilung in allen vier Gruppen, wobei die Sukzession mit den Rotifera begann, diese wurden von den Cladocera und Copepoda abgelöst. Im Frühsommer gab es Protozoa und einige Rotifera, gleichzeitig sanken die Populationen von Copepoda und Cladocera ab. Im September stieg die Zahl der Copepoda wieder an. Im Herbst gab es einen Anstieg von Protozoa, Rotifera und Cladocera, verbunden mit einem Absinken der Copepoda im November.

Abb. 102 zeigt die Sukzession der Zooplanktongruppen in See 2 mit Gipfeln der Rotifera in den Monaten Mai und November. Die Protozoen zeigten eine relativ gleichmäßige Präsenz über den Sommer und ein starkes Absinken im Oktober. Die Cladocera traten mit einem Gipfel im August und einem leichten Anstieg im November auf, während die Copepoda im Juli und September ihr Maximum entwickelten.

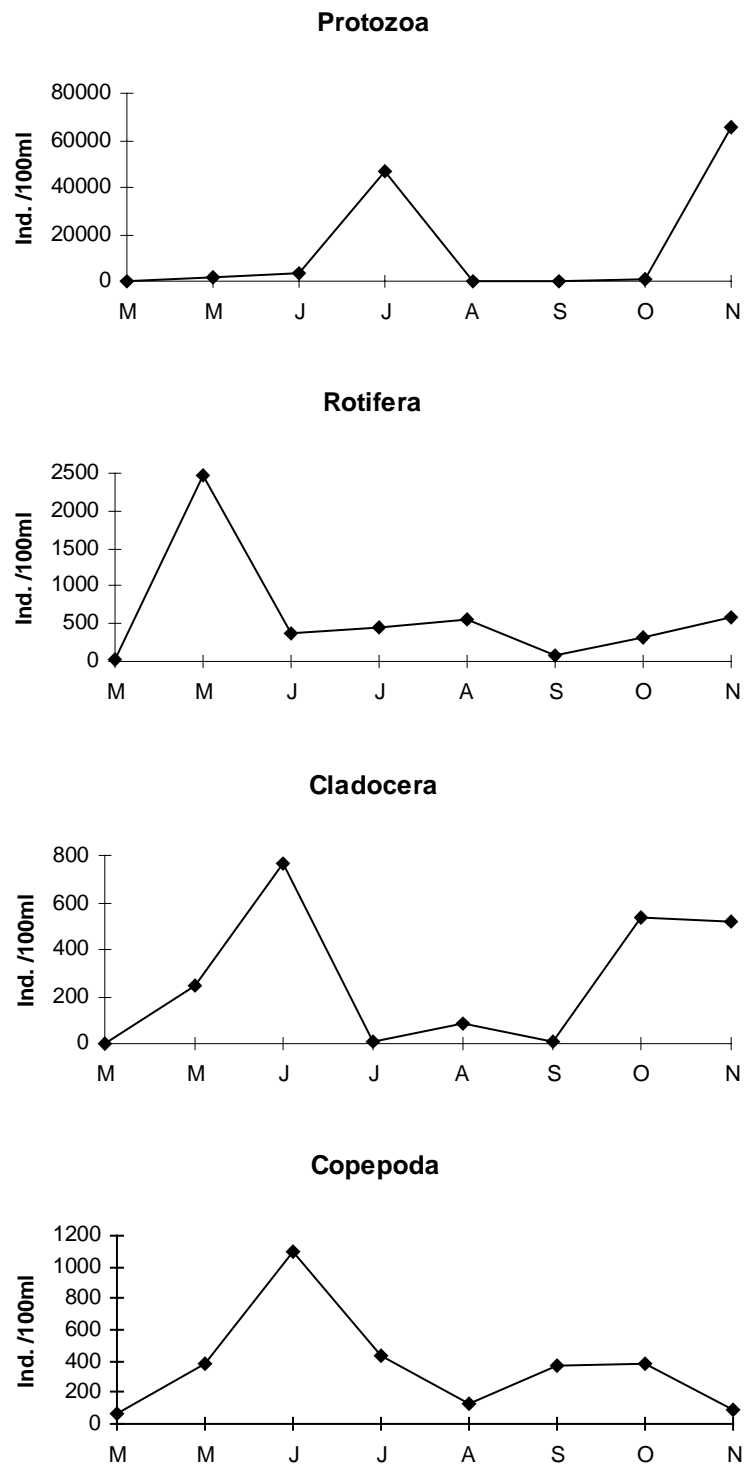


Abb. 101. Sukzession der Zooplanktongruppen (quantitative Probenahme) in See 1.

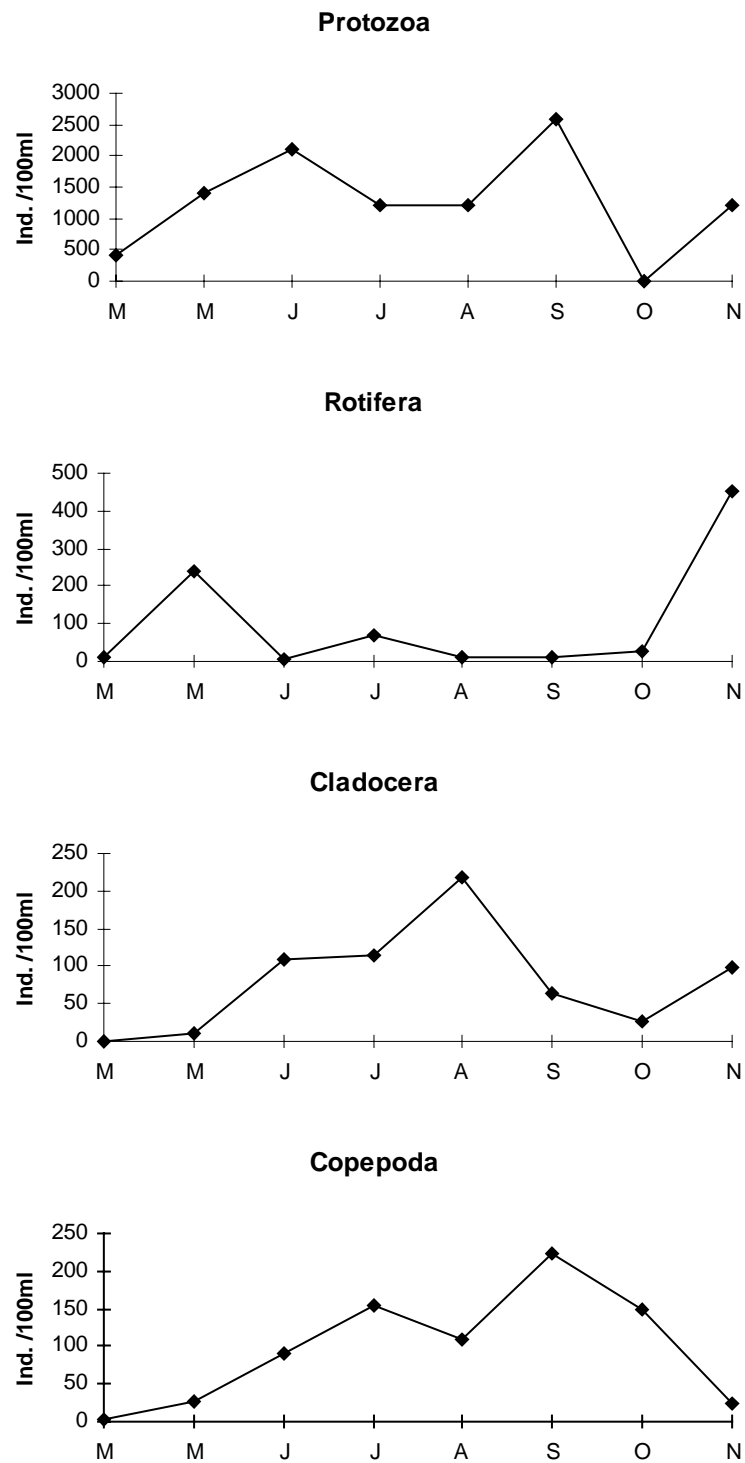


Abb. 102. Sukzession der Zooplanktongruppen (quantitative Probenahme) in See 2.

Die Sukzession der häufigsten Arten in See 1 ist in Abb. 103 (Probestelle 1) und Abb. 104 (Probestelle 2) dargestellt. An Probestelle 1 begann die Sukzession mit den Rotiferen *B. angularis* und *K. quadrata*, welche im Mai einen Anstieg verzeichneten. Im Juni verzeichnete *B. longirostris* einen Anstieg, und es traten vermehrt Nauplien und Copepoditen auf, die sich über dem Grund konzentrierten. Auch *C. strenuus* zeigte im Juni einen Anstieg, war jedoch mit einer niedrigeren Dichte präsent. Im August fand sich ein geringer Anstieg von *K. quadrata*. Im September entwickelte *C. strenuus* ein Maximum bei relativ geringer Abundanz, wobei die Tiere die größte Dichte über dem Grund zeigten. Im Herbst stiegen die Populationen von Rotiferen und von *B. longirostris* an.

An Probestelle 2 begann die Sukzession mit den Rotiferen *B. angularis* und *K. quadrata*, diese wiesen im Mai einen Anstieg auf. Im Juni fand sich dann ein geringer Anstieg von *B. longirostris* und Nauplien. Letztere konzentrierten sich in den oberen Wasserschichten. Die Copepoditen hatten im Juli einen Anstieg bei relativ niedriger Dichte. Im August zeigten alle Arten eine niedrige Präsenz, lediglich die Population von *K. quadrata* stieg leicht an. Im Oktober stiegen am Grund des Gewässers die Populationen von *B. longirostris*, die in diesem Monat ihre größte Dichte erreichte, sowie die Copepoditen und *C. strenuus* mit niedrigerer Dichte.

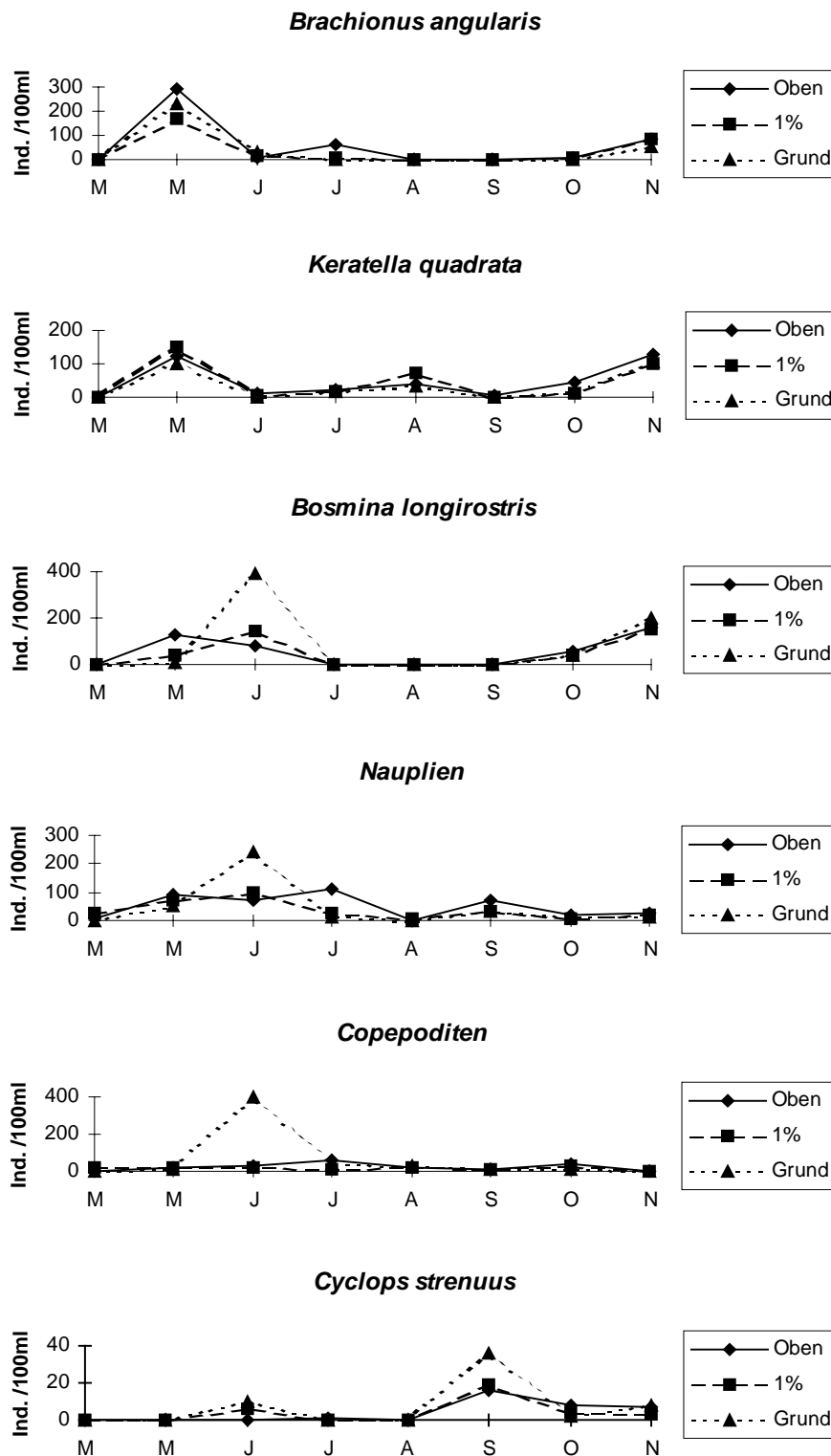


Abb. 103. Sukzession der häufigsten Zooplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 1.

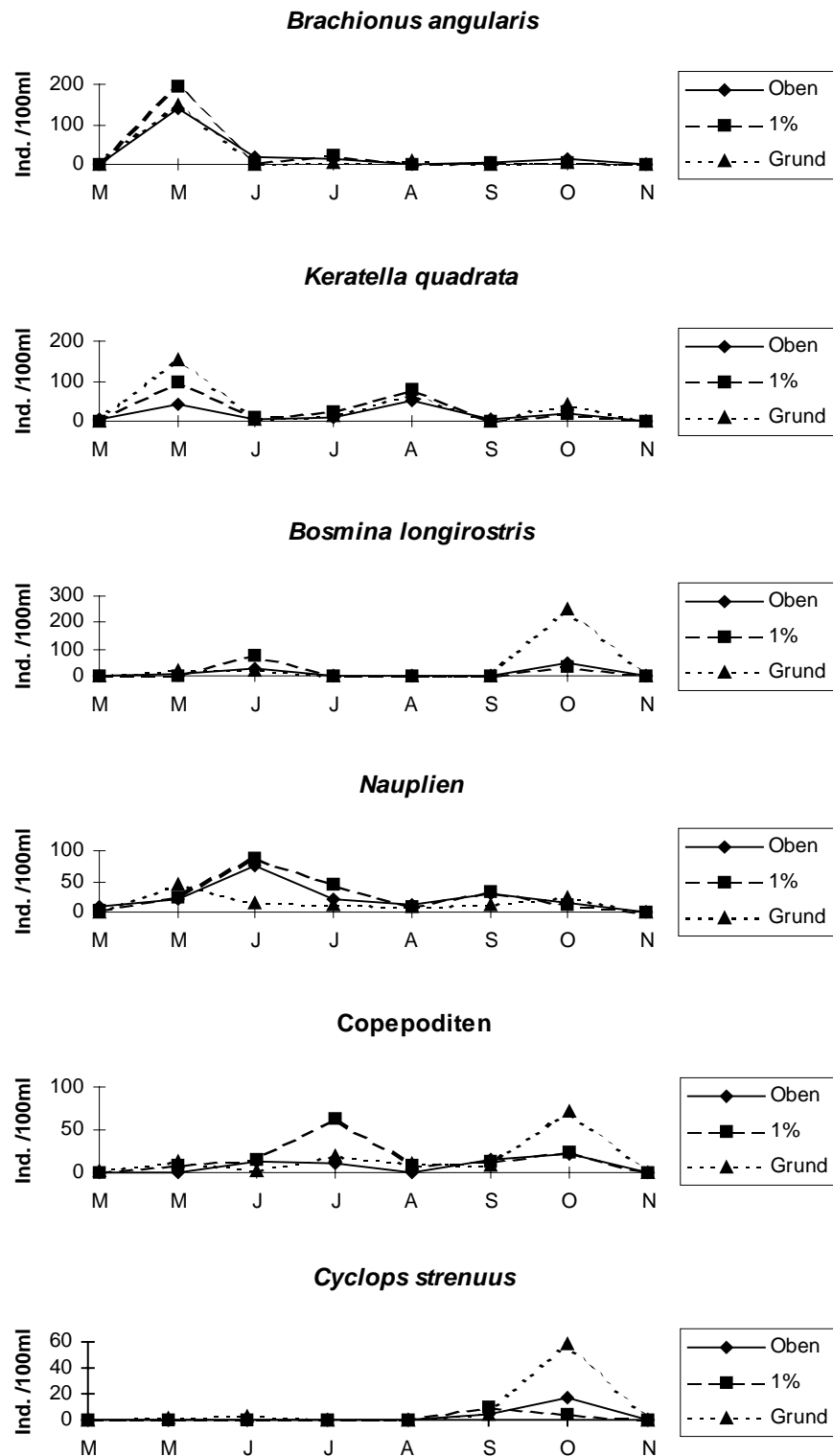


Abb. 104. Sukzession der häufigsten Zooplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

Die Abb. 105 und 106 zeigen die Entwicklung der häufigsten Arten im Jahresverlauf an beiden Probestellen von See 2 in drei Tiefen. An Probestelle 1 war *K. quadrata* nur im November mit höherer Abundanz, die sich deutlich im Oberflächenwasser zeigt, zu finden. Die anderen Arten wiesen keine größere Dichte (<50 Organismen/100ml) auf, dennoch erreichte *D. cucullata* zwei Anstiege, einen im Juni und den anderen im August. Dagegen verzeichnete *B. coregoni* einen Anstieg im August und September. Im August stieg die Anzahl der Copepoditen und die von *C. strenuus* in den oberen Wasserschichten und im September über dem Grund. Die Nauplien hatten ihre Maxima im Oktober in Grundnähe. An Probestelle 2 fanden sich ebenfalls niedrige Dichtewerte (<50 Organismen/100ml). Aus Abb. 106 läßt sich ersehen, daß die Sukzession mit *K. quadrata* mit einem Anwachsen der Population im Mai begann. Die Cladocera waren mit *D. cucullata* zwischen Juni und August anwesend, während *B. coregoni* einen Anstieg im August zeigte. Die Nauplien waren im Juli und im September in der Nähe der Oberfläche zu finden, während die Copepoditen in der gleichen Zeit in allen Tiefen zu finden waren. *C. strenuus* zeigte geringe Abundanz und eine Präsenz über dem Grund.

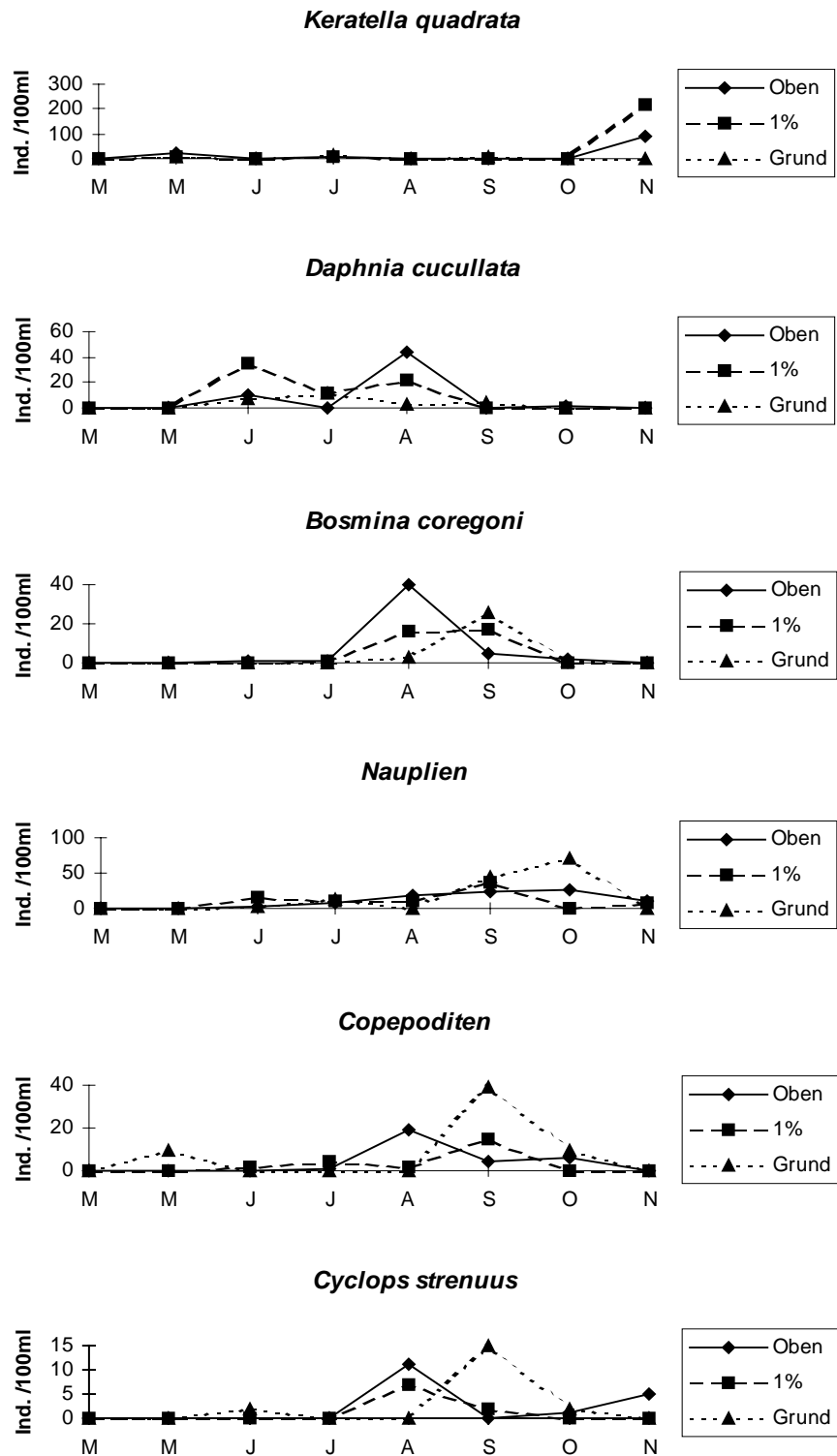


Abb. 105. Sukzession der häufigsten Zooplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 1 des Sees 2.

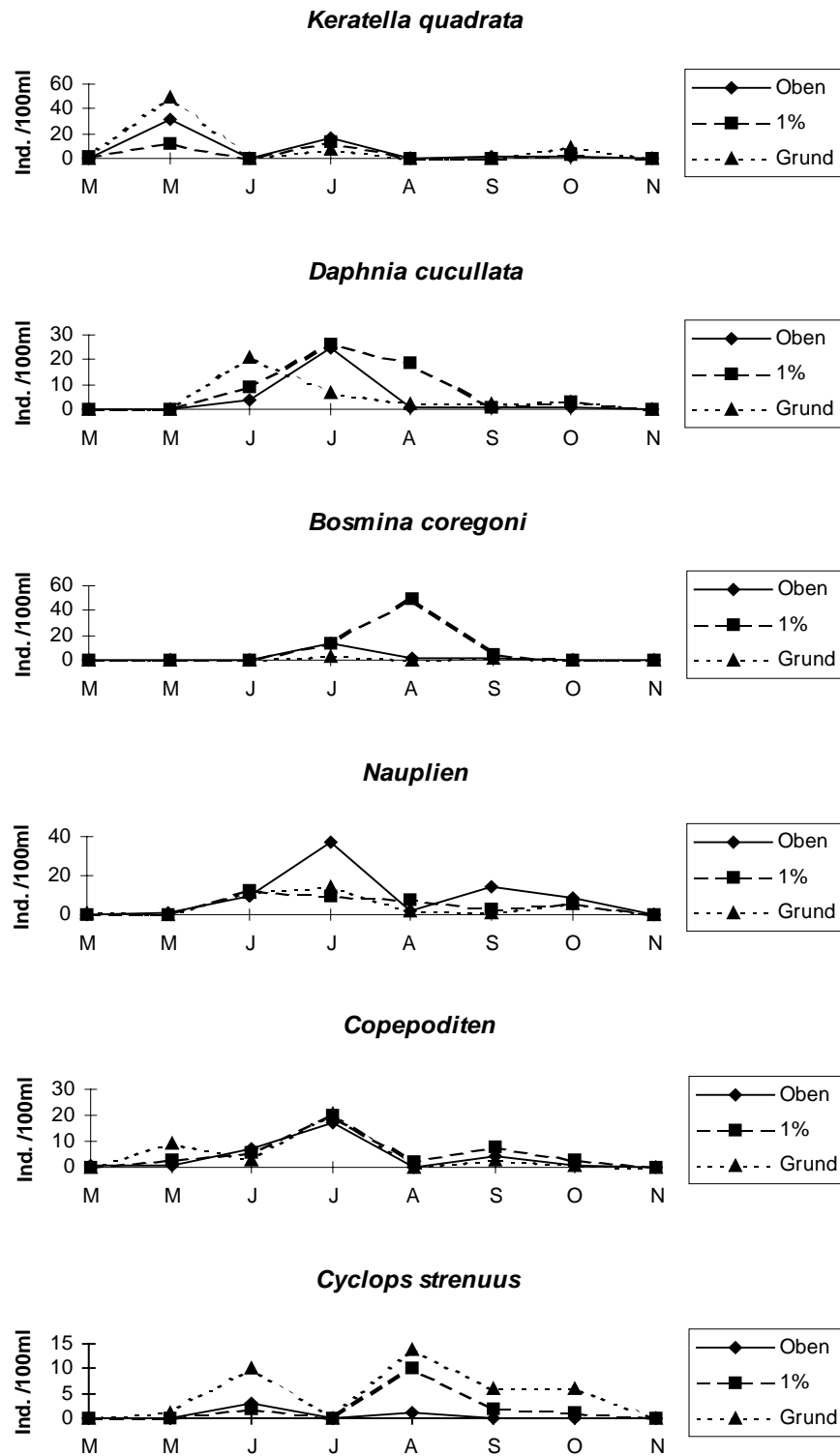


Abb. 106. Sukzession der häufigsten Zooplanktonarten (quantitative Probenahme) in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5 Tagesgänge

4.3.3.5.1 Lufttemperatur

In Abb. 107 ist der Tagesgang der Lufttemperatur dargestellt. An See 1 traten die höchsten Werte zwischen 12:15 Uhr und 16:15 Uhr auf, danach sank die Lufttemperatur bis 4:15 Uhr morgens ab. Der Wiederanstieg begann ab 8:15 Uhr morgens. An See 2 fand sich die gleiche Tendenz, jedoch blieben am Nachmittag die Werte bis 20:15 Uhr hoch. Dieser Unterschied kam durch Regenfälle am Tag der Messung an See 1 zustande. Allgemein ist für beide Seen zu sagen, daß die Lufttemperatur ab 8:15 Uhr anstieg und mittags die höchsten Werte erreichte, um dann abends wieder abzusinken.

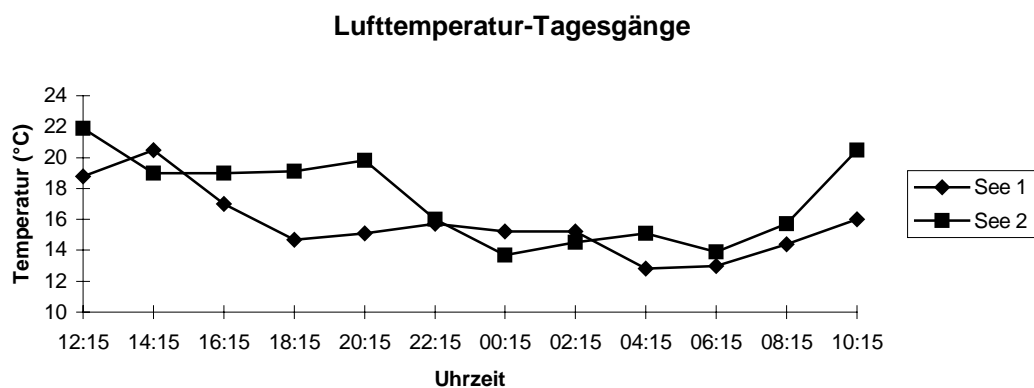


Abb. 107. Tagesgang der Lufttemperatur an jedem See.

4.3.3.5.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur in See 1 (Abb. 108) zeigte zwischen 12:15 Uhr und 20:15 Uhr clinograde Kurven, wobei sich im Tagesverlauf eine mächtiger werdende warme Oberflächenschicht ausbildete. Ab 22:15 Uhr kam es zu einem Temperatenausgleich bei

gleichzeitiger Abkühlung und zur Ausbildung orthograder Profile, die bis 10:15 Uhr bestehen blieben.

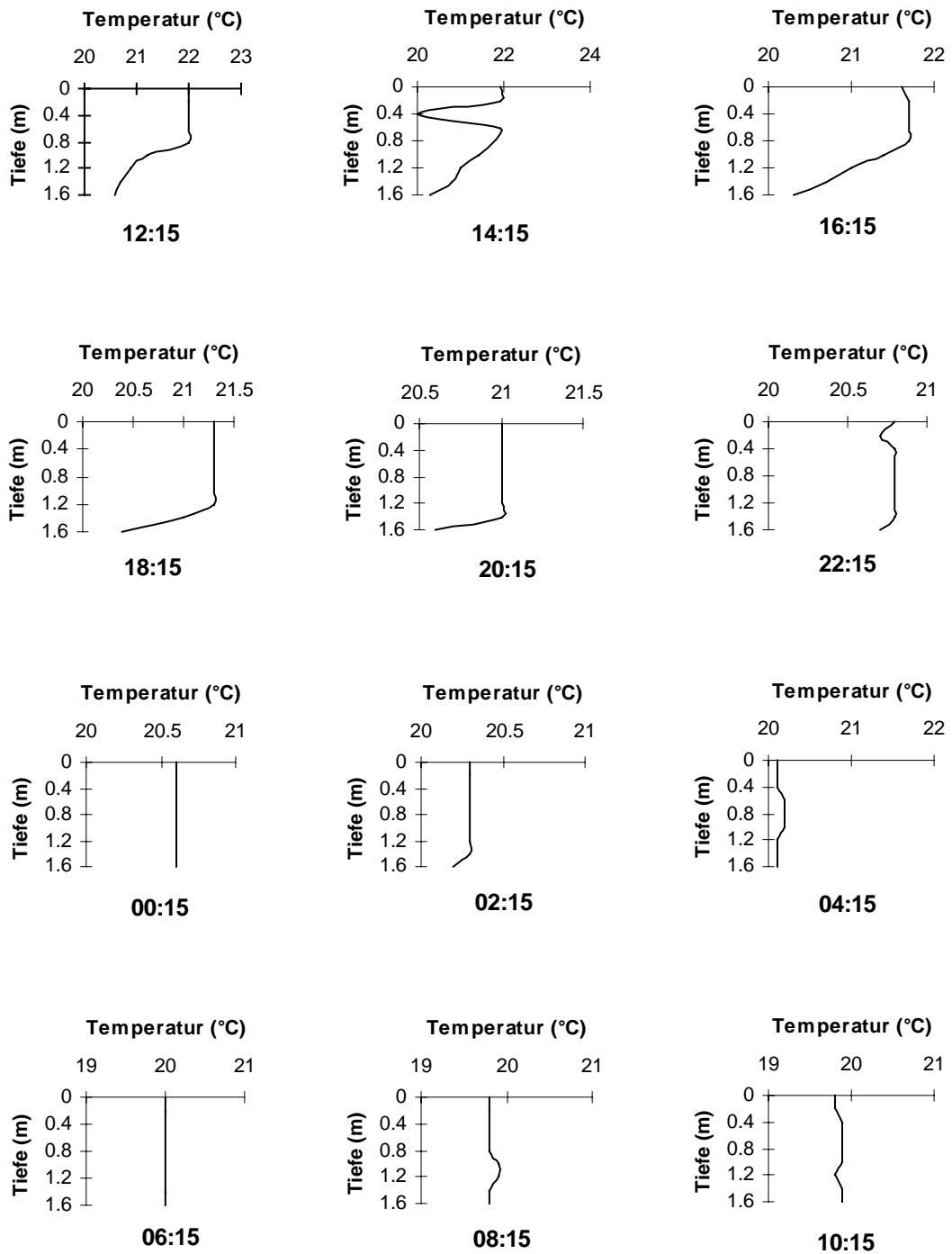


Abb. 108. Tagesgang und Tiefenprofile der Wassertemperatur an Probestelle 2 des Sees 1.

In See 2 (Abb. 109) waren die Profile zwischen 12:15 Uhr und 20:15 Uhr clinograd, mit einer wärmeren Oberflächenschicht, die sich bis zum Abend aufbaute. Auch hier kam es im Verlauf der Nacht zu einem Temperatúrausgleich und damit zur Ausbildung orthograder Profile zwischen 0:15 Uhr und 8:15 Uhr. Ab 10:15 Uhr des folgenden Tages begann die Stratifikation durch Erwärmung des Oberflächenwassers.

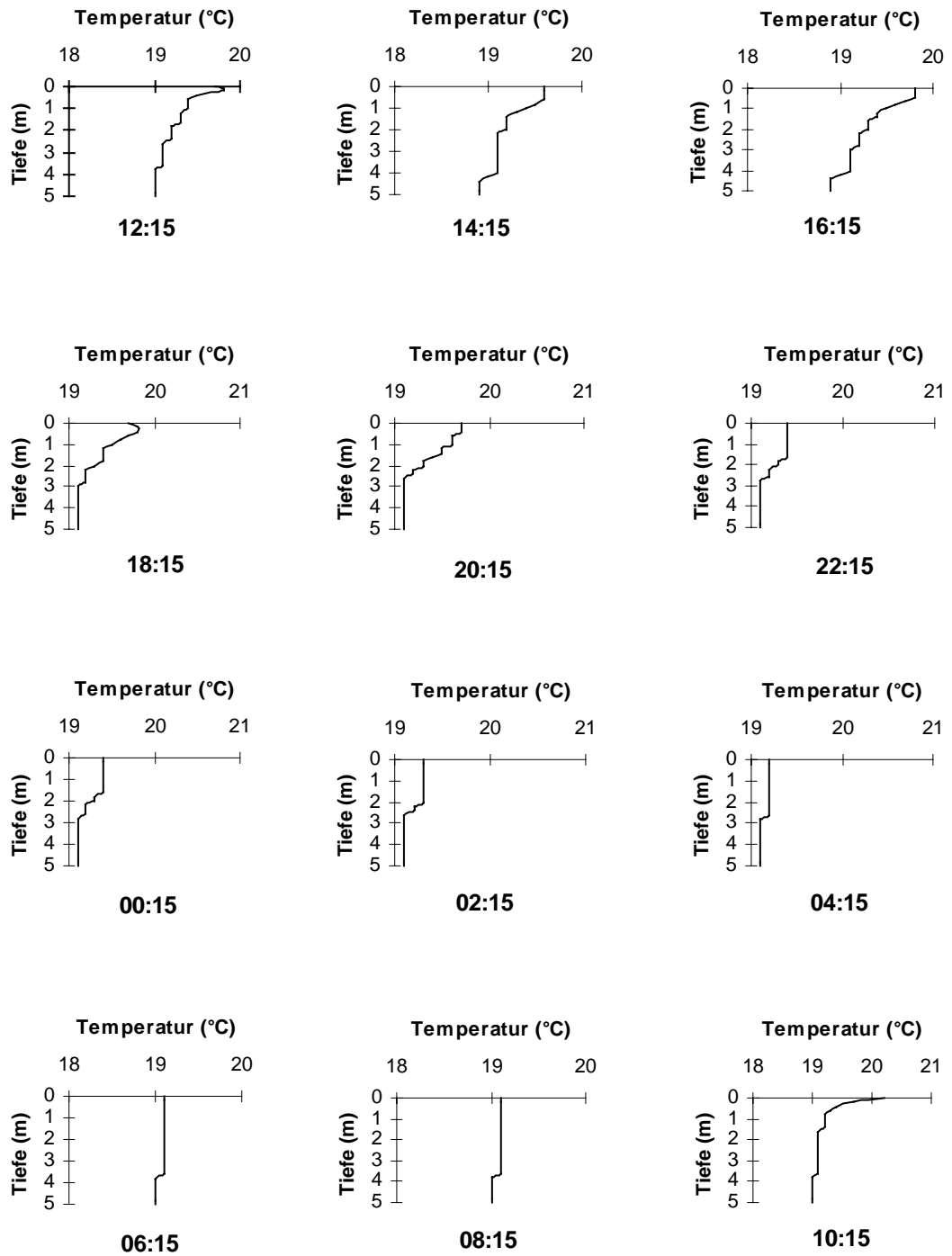


Abb. 109. Tagesgang und Tiefenprofile der Wassertemperatur an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5.3 Relativer thermischer Widerstand

Der relative thermische Widerstand RTW hatte in See 1 (Abb. 110) einen Höchstwert bei etwa einem Meter Tiefe um 12:15 Uhr, danach sank er mit der Tiefe bis 20:15 Uhr ab. Später waren keine bedeutenden RTW Werte mehr zu verzeichnen.

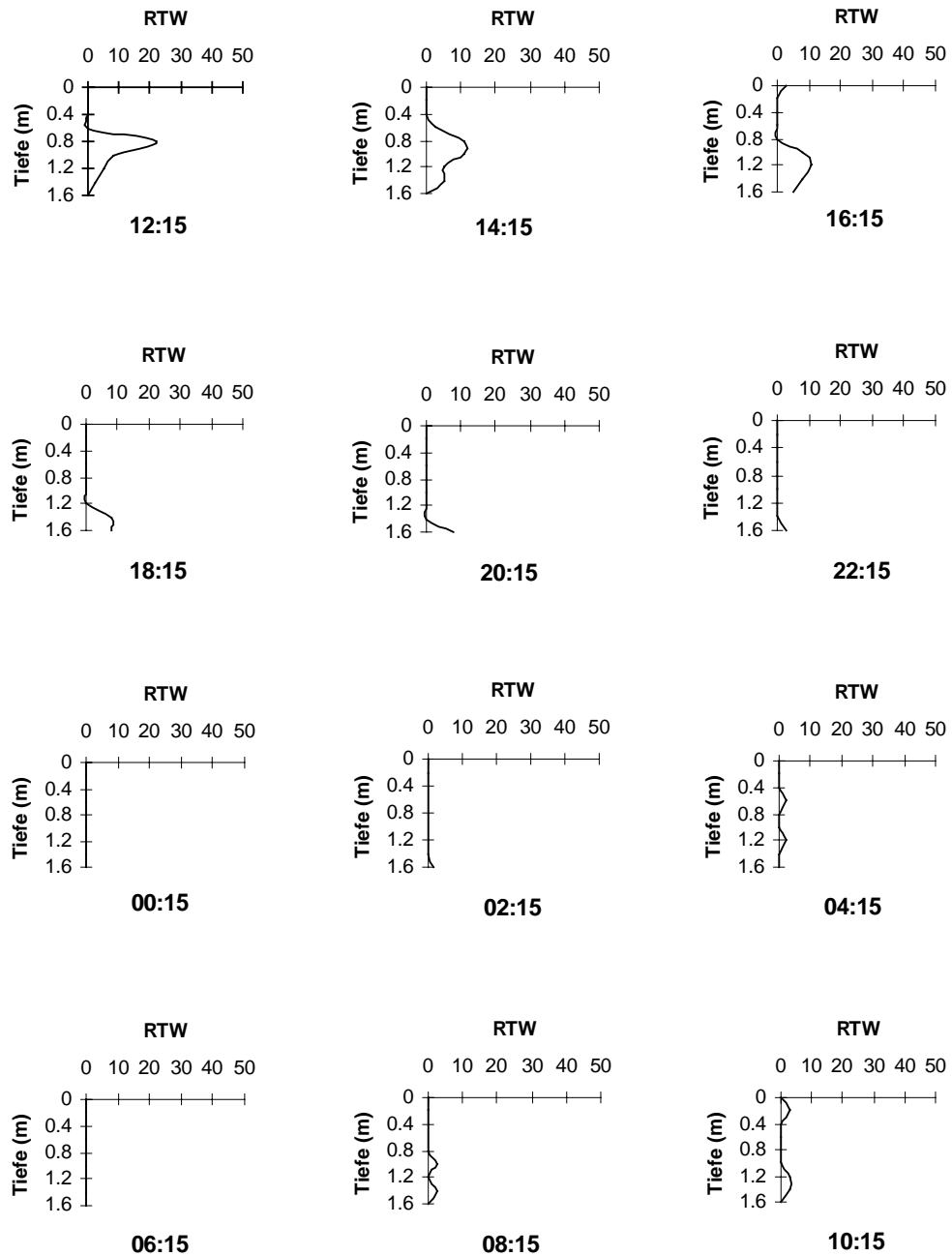


Abb. 110. Tagesgang und Tiefenprofile des RTW an Probestelle 2 des Sees 1.

An See 2 (Abb. 111) wurde nur um 12:15 Uhr und um 10:15 Uhr an der Oberfläche ein höherer RTW festgestellt. Zwischen 14:15 und 20:15 Uhr waren die Werte niedrig.

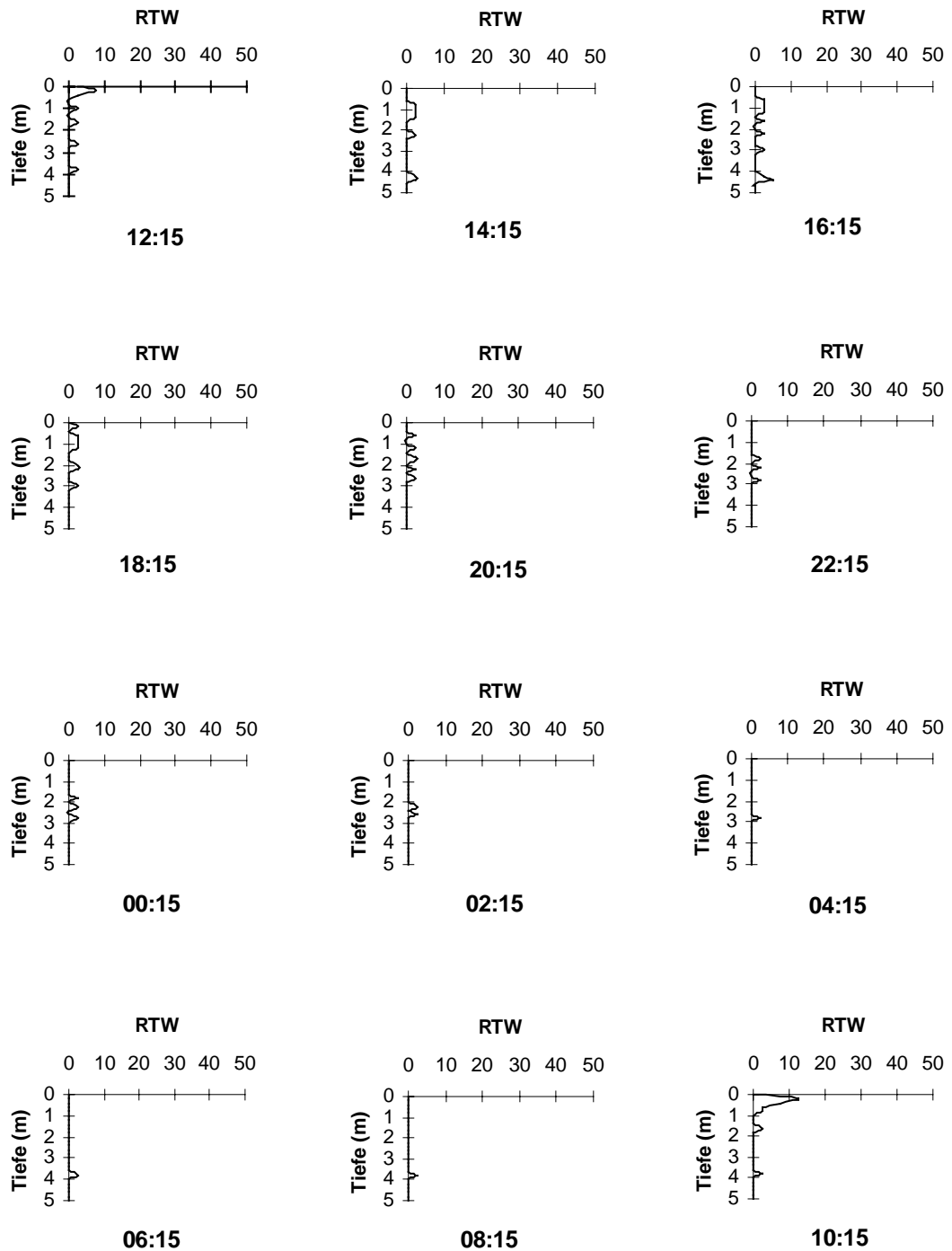


Abb. 111. Tagesgang und Tiefenprofile des RTW an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5.4 Sauerstoff

Abb. 112 zeigt die Sauerstoffprofile in See 1. Zwischen 12:15 Uhr und 22:15 Uhr bildeten sich clinograde Sauerstoffkurven mit einer starken Abnahme des O₂-Gehaltes von oben nach unten aus. Während im Oberflächenwasser die Werte nahe bei 20 mg/l lagen, war das Tiefenwasser unterhalb von 1,5 m bis zu den Abendstunden anoxisch. Danach glich sich die Schichtung zunehmend aus, und nach der Durchmischung erreichte der Sauerstoffgehalt auch das Tiefenwasser mit Werten um 10 mg/l.

In See 2 (Abb. 113) waren von 12:15 Uhr bis 16:15 Uhr clinograde Kurven ausgebildet, die eine anoxische Zone ab 4 m Tiefe zeigten. Bei den späteren Messungen lag in der gesamten Wassersäule der Sauerstoffgehalt über 3 mg/l.

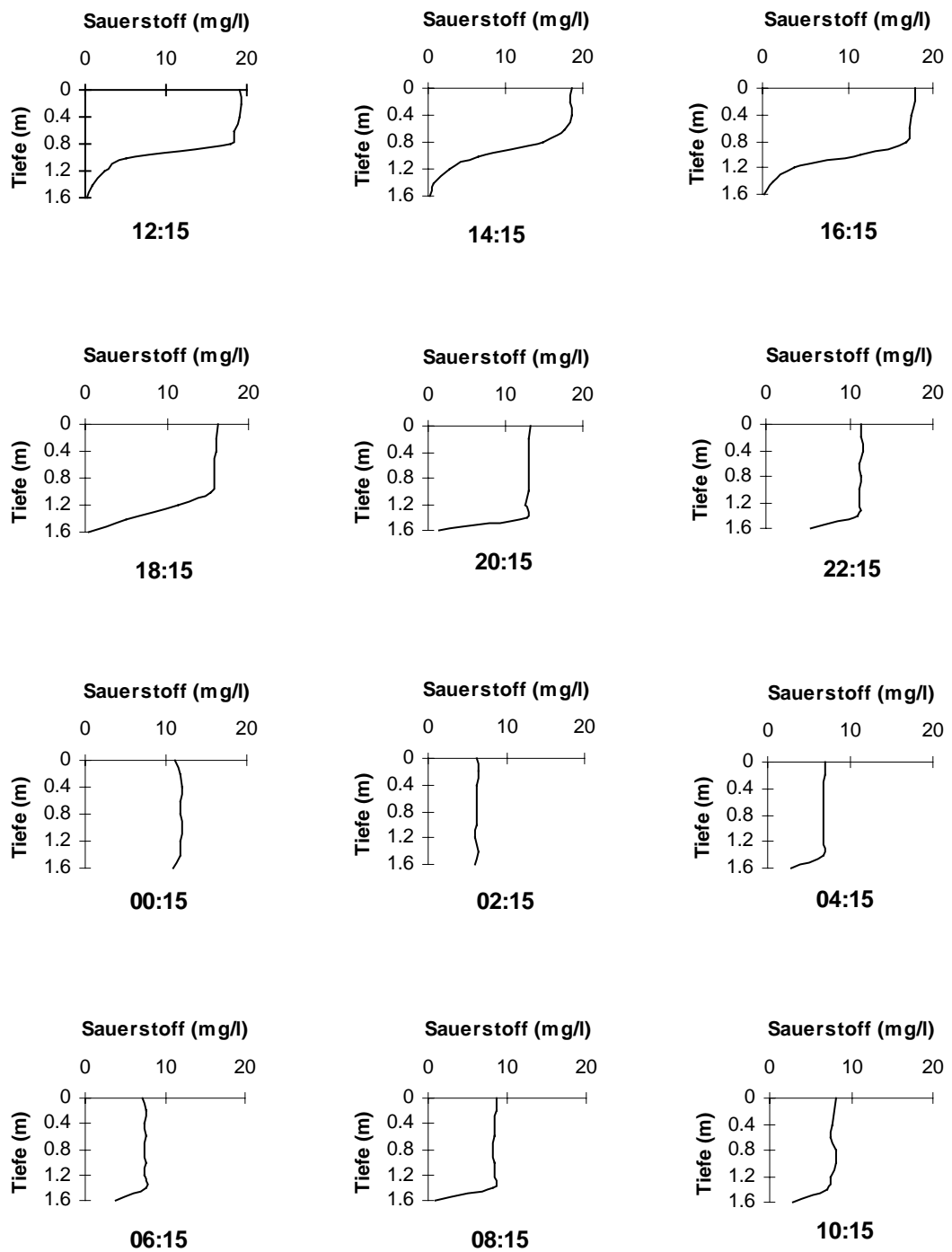


Abb. 112. Tagesgang und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 2 des Sees 1.

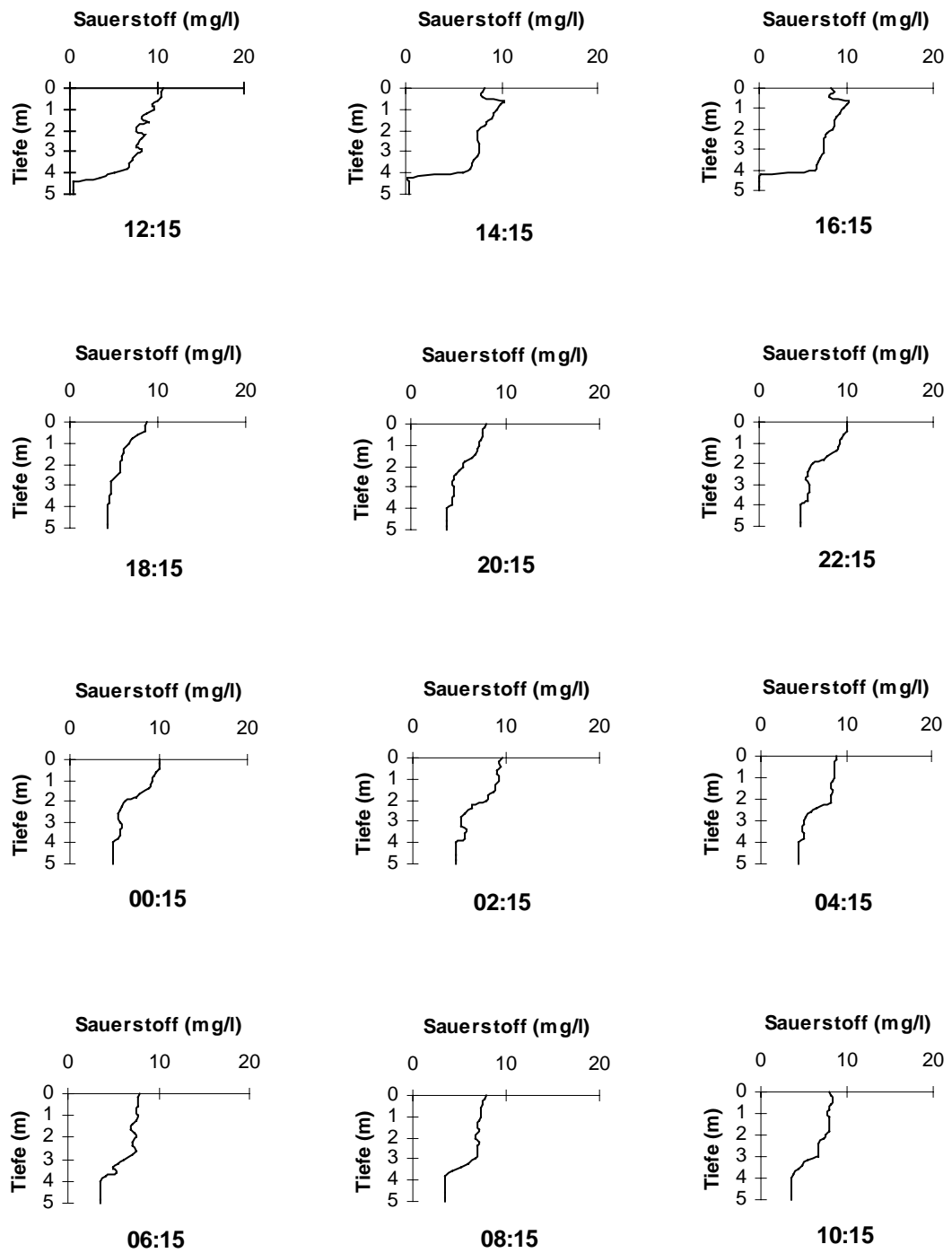


Abb. 113. Tagesgang und Tiefenprofile des Sauerstoffgehaltes an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5.5 Relative Sauerstoffsättigung

In Abb. 114 sind die relativen Sauerstoffsättigungsprofile in See 1 präsentiert. Zwischen 12:15 Uhr und 22:15 Uhr bildeten sich clinograde Sauerstoffkurven mit einer starken Abnahme der Sauerstoffsättigung von oben nach unten aus. Während im Oberflächenwasser die Werte über 150% lagen war das Tiefenwasser unterhalb von 1,5 m bis zu den Abendstunden anoxisch. Danach glich sich die Schichtung zunehmend aus und die Sauerstoffsättigung erreichte mit hohen Werten auch das Tiefenwasser.

In See 2 (Abb. 115) waren von 12:15 Uhr bis 16:15 Uhr clinograde Kurven ausgebildet, die eine anoxische Zone ab 4 m Tiefe zeigten. Bei den späteren Messungen war in der gesamten Wassersäule die Sauerstoffsättigung über 20%.

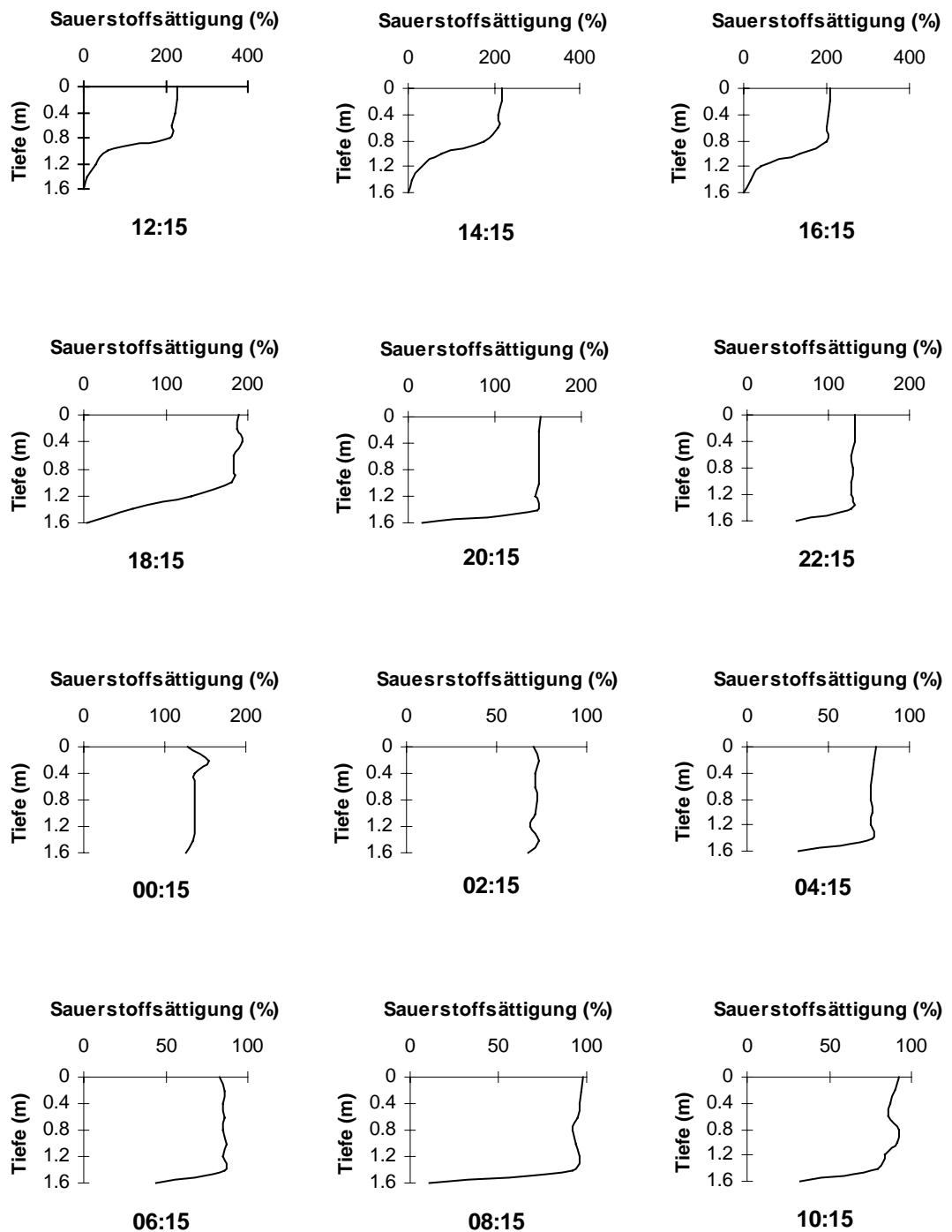


Abb. 114. Tagesgang und Tiefenprofile der relativen Sauerstoffsättigung an Probestelle 2 des Sees 1.

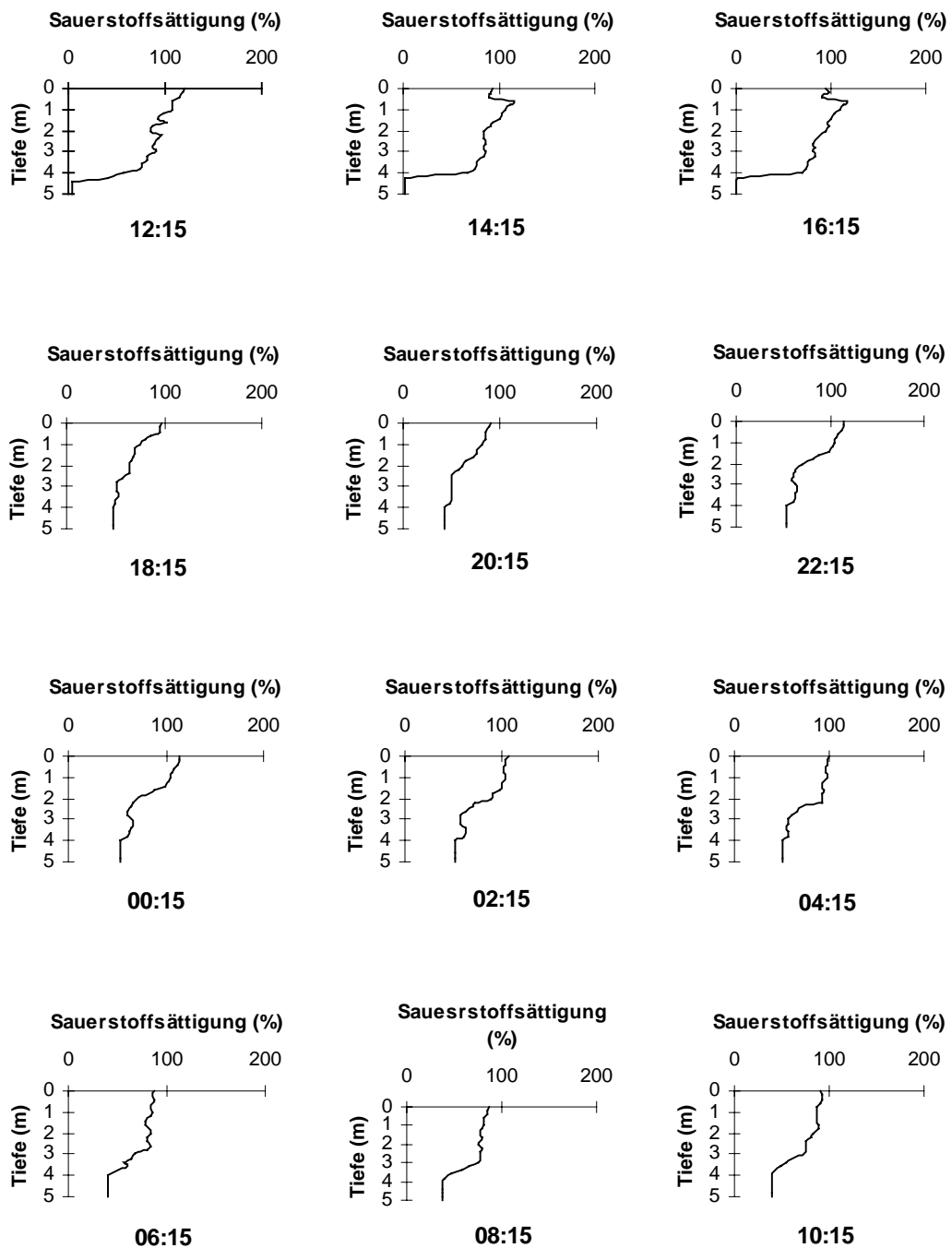


Abb. 115. Tagesgang und Tiefenprofile der relativen Sauerstoffsättigung an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5.6 pH-Wert

In See 1 (Abb. 116) fanden sich basische pH-Werte in der Wassersäule. Es war eine Änderung des pH-Wertes mit der Tiefe zwischen 12:15 Uhr und 18:15 Uhr zu beobachten. Der pH-Wert sank mit der Tiefe ab, verließ den basischen Bereich aber nie.

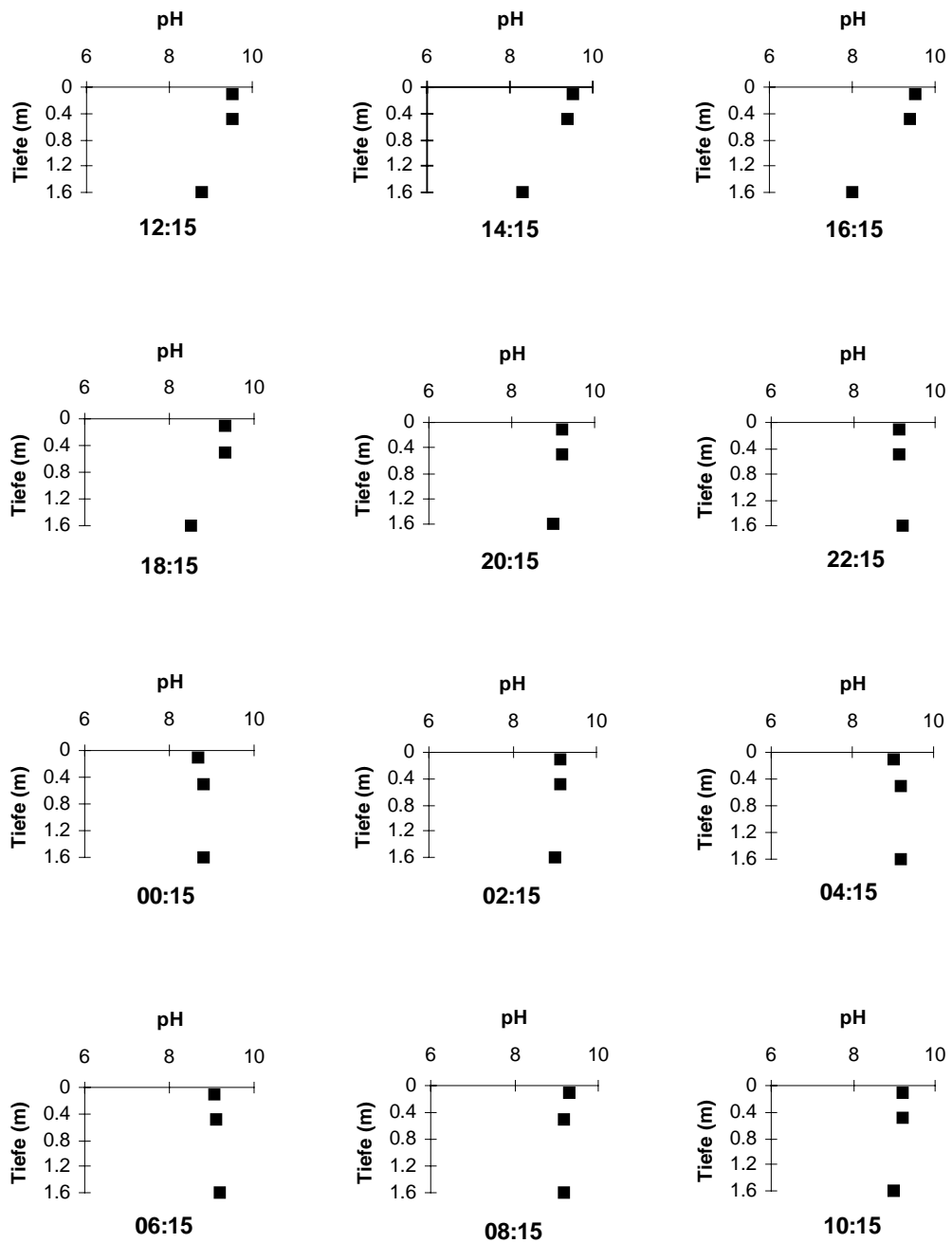


Abb. 116. Tagesgang des pH-Wertes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

In See 2 (Abb. 117) hatte der pH-Wert orthograde Profile und tagsüber deutlich basische Werte. In der Nacht hingegen sank der pH-Wert auf neutrale Werte.

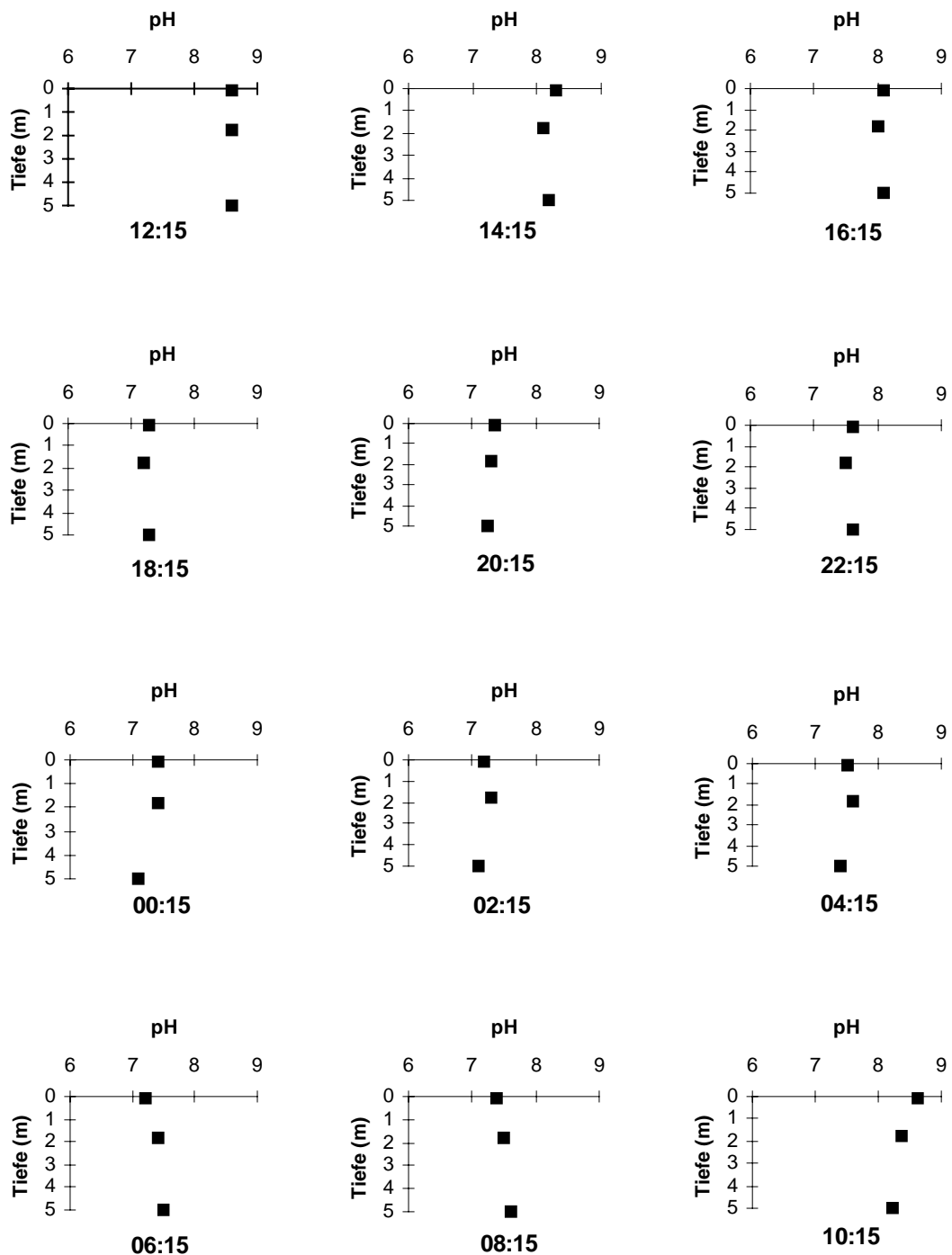
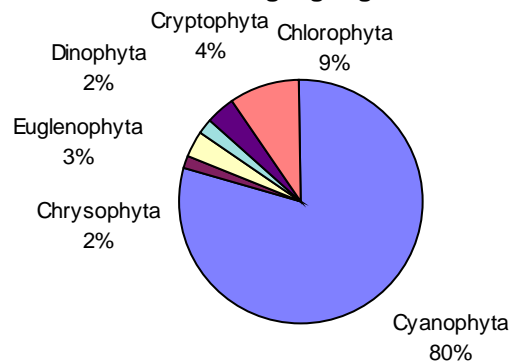


Abb. 117. Tagesgang des pH-Wertes in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5.7 Phytoplankton

In Abb. 118 ist die relative Abundanz des Phytoplanktons dargestellt. In See 1 waren die Blaualgen-Cyanophyta mit 80% des gesamten Phytoplanktons die dominanten Organismen. In See 2 waren die Chrysophyta die dominanten Algen mit 71% des gesamten Phytoplanktons.

**Zusammensetzung des Phytoplanktons in See 1,
Tagesgang**



**Zusammensetzung des Phytoplanktons in See 2,
Tagesgang**

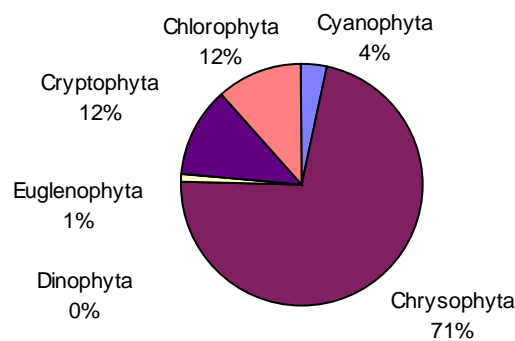


Abb. 118. Relative Abundanz der Phytoplanktongruppen jedes Sees.

Der Tagesgang der Phytoplanktongruppen in See 1 ist in Abb. 119 illustriert. Alle Algengruppen hatten ihre Maxima um 12:15 Uhr. Danach sanken die Abundanzen ab, und blieben nachts bei niedrigen Anzahlen, wobei es eine leichte Tendenz zu einem Anstieg um 06:15 Uhr gab.

In See 2 (Abb. 120) zeigt der Tagesgang, daß nur die Chrysophyta eine bedeutende Organismenzahl mit zwei Spitzen aufwiesen, eine um 12:15 Uhr und die andere um 00:15 Uhr.

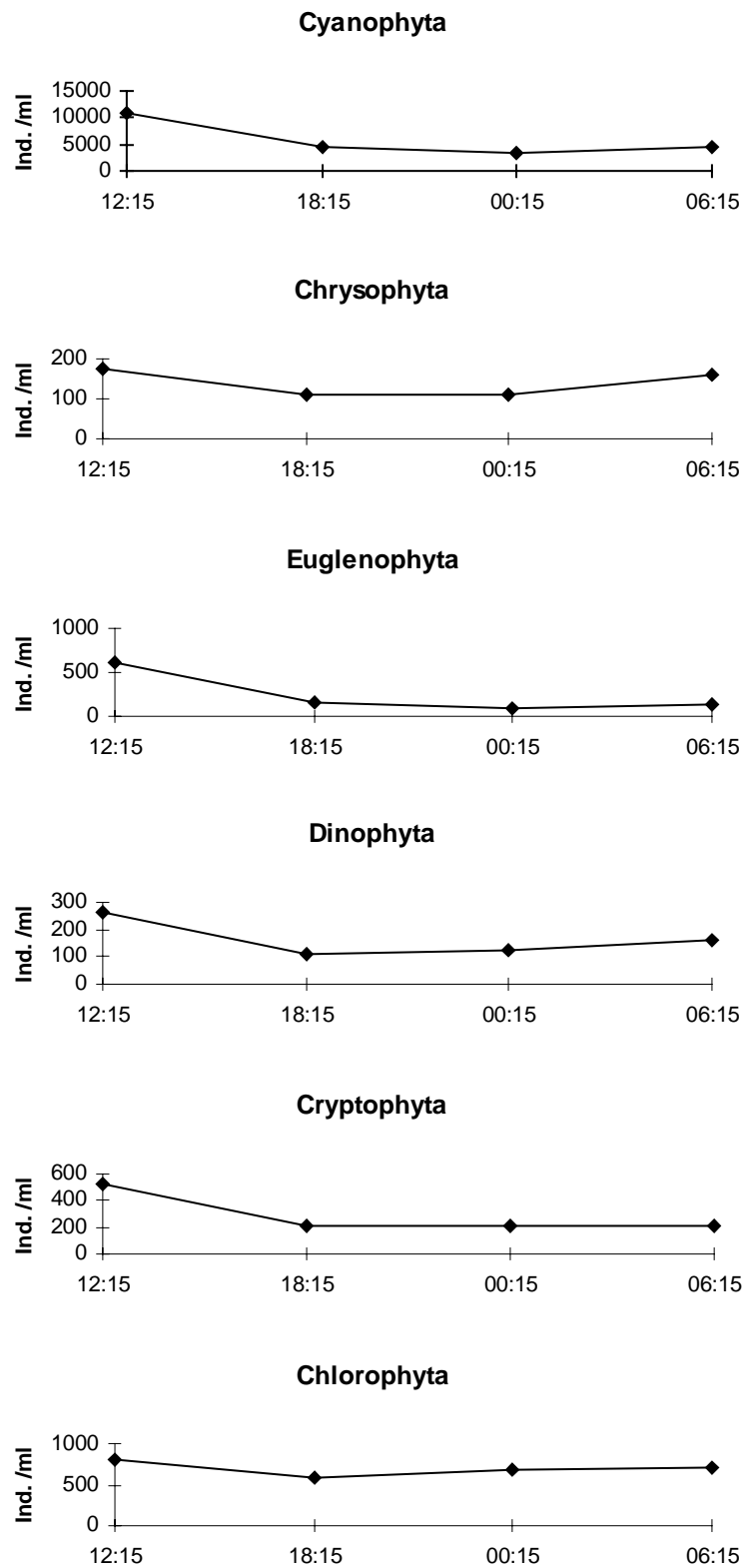


Abb. 119. Tagesgang der Phytoplanktongruppen an Probestelle 2 des Sees 1.

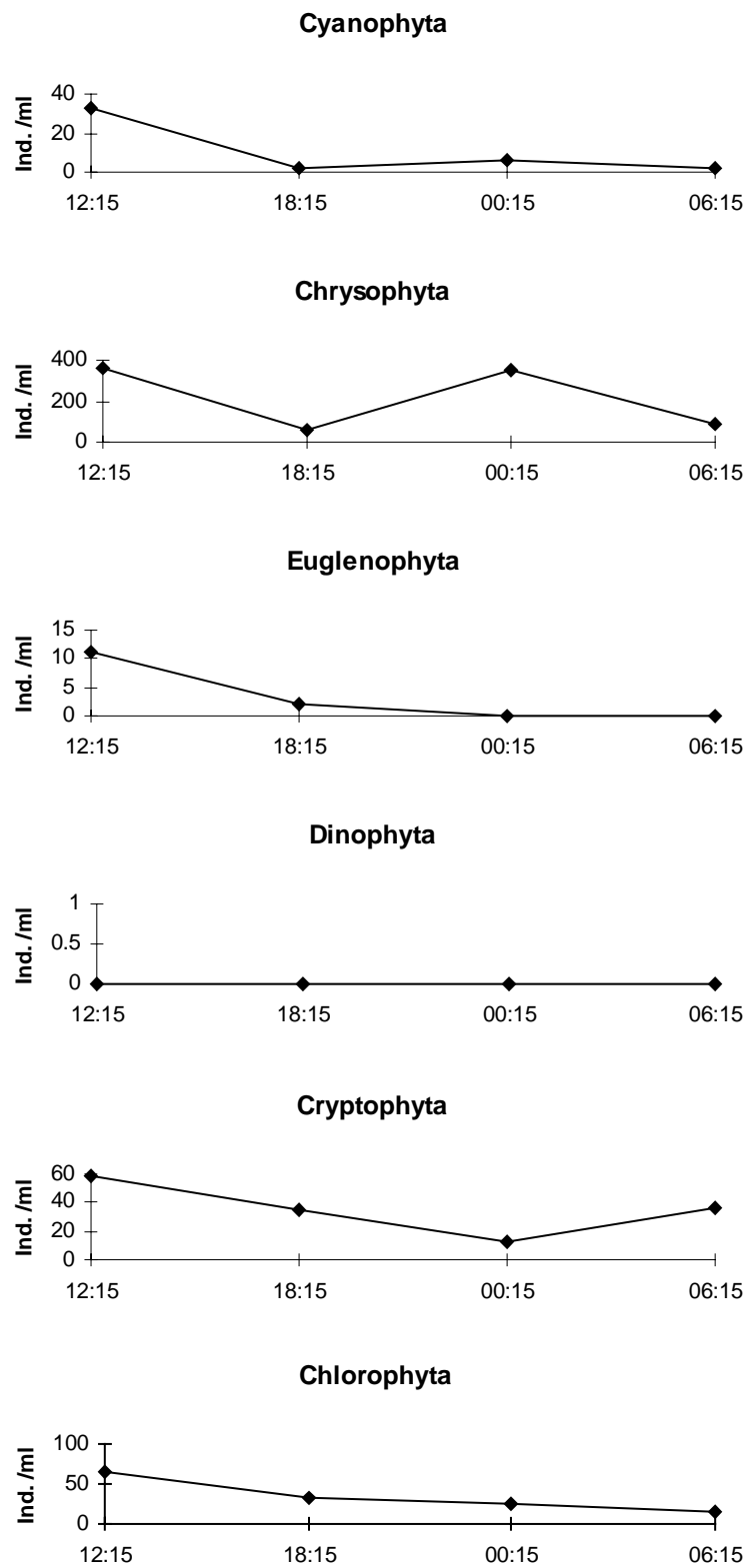


Abb. 120. Tagesgang der Phytoplanktongruppen an Probestelle 2 des Sees 2.

Die fünf abundantesten Algenarten in See 1 zeigten einen Tagesgang (Abb. 121) mit einem Dichtemaximum um 12:15 Uhr. Die Blaualgen *A. spiroides*, *A. flos-aquae* und *O. planctonica* zeigten keine Tendenz zur Stratifikation, dennoch war über dem Grund eine geringe Schwankung der Dichte festzustellen. *E. acus* hatte die höchste Dichte an der Oberfläche und geringe Schwankungen über dem Grund zu verzeichnen. *C. cf. erosa* zeigte keine klare Dichtestratifikation. Die Schwankungen über dem Grund waren auch hier wenig ausgeprägt.

Der Tagesgang der fünf häufigsten Phytoplanktonarten in See 2 ist in Abb. 122 dargestellt. *S. rotula* hatte die höchste Dichte und die größten Schwankungen über dem Grund mit zwei Spitzen um 12:15 Uhr und 00:15 Uhr. Für die anderen Diatomeen (*A. granulata* und *M. varians*) zeigte sich die gleiche Tendenz. *C. cf. erosa* hatte die größte Individuendichte um 12:15 Uhr.

S. longispina hatte die bedeutendsten Schwankungen und Dichten über dem Grund mit einem Gipfel um 12:15 Uhr.

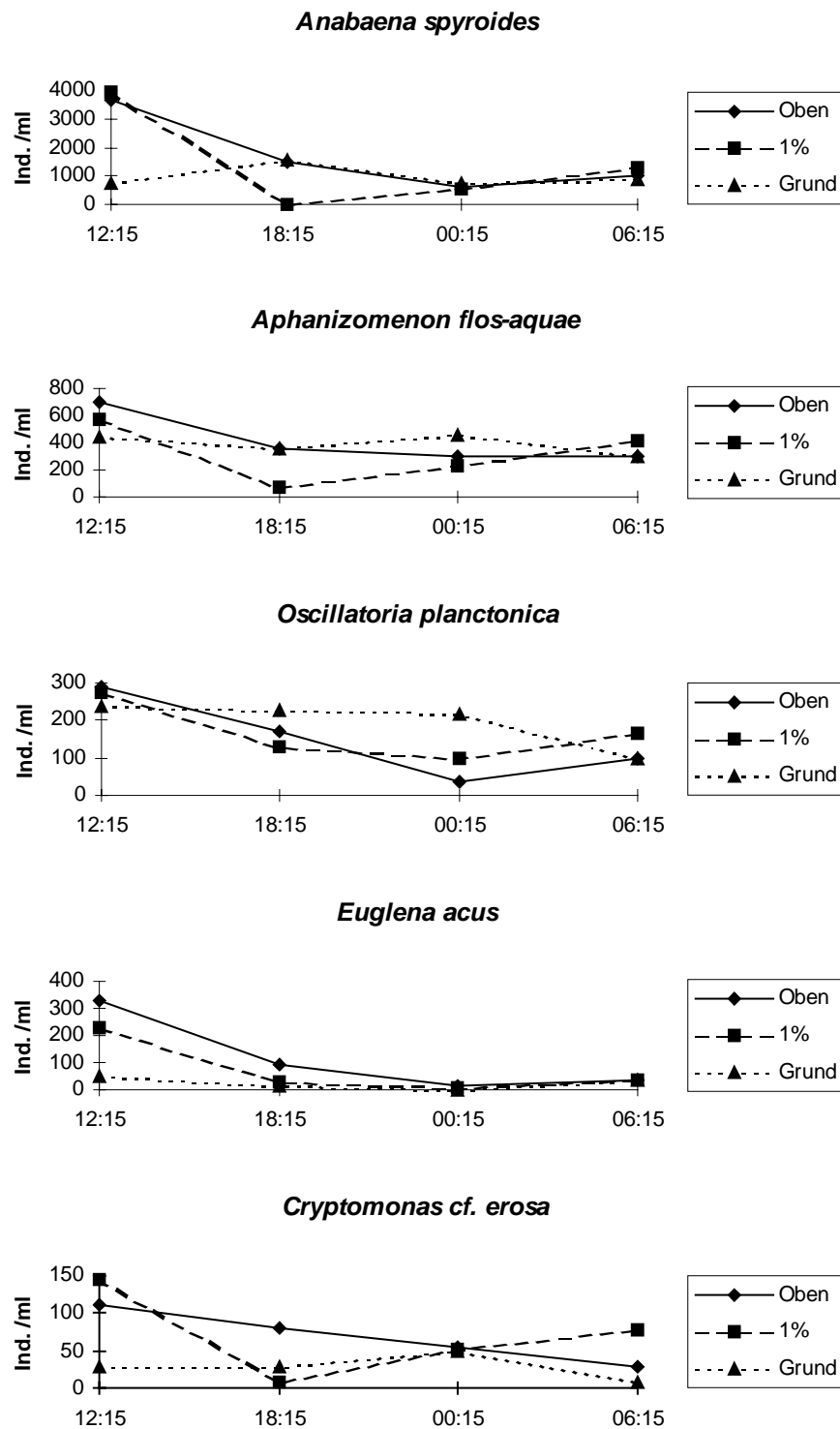


Abb. 121. Tagesgang der häufigsten Phytoplanktonarten in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

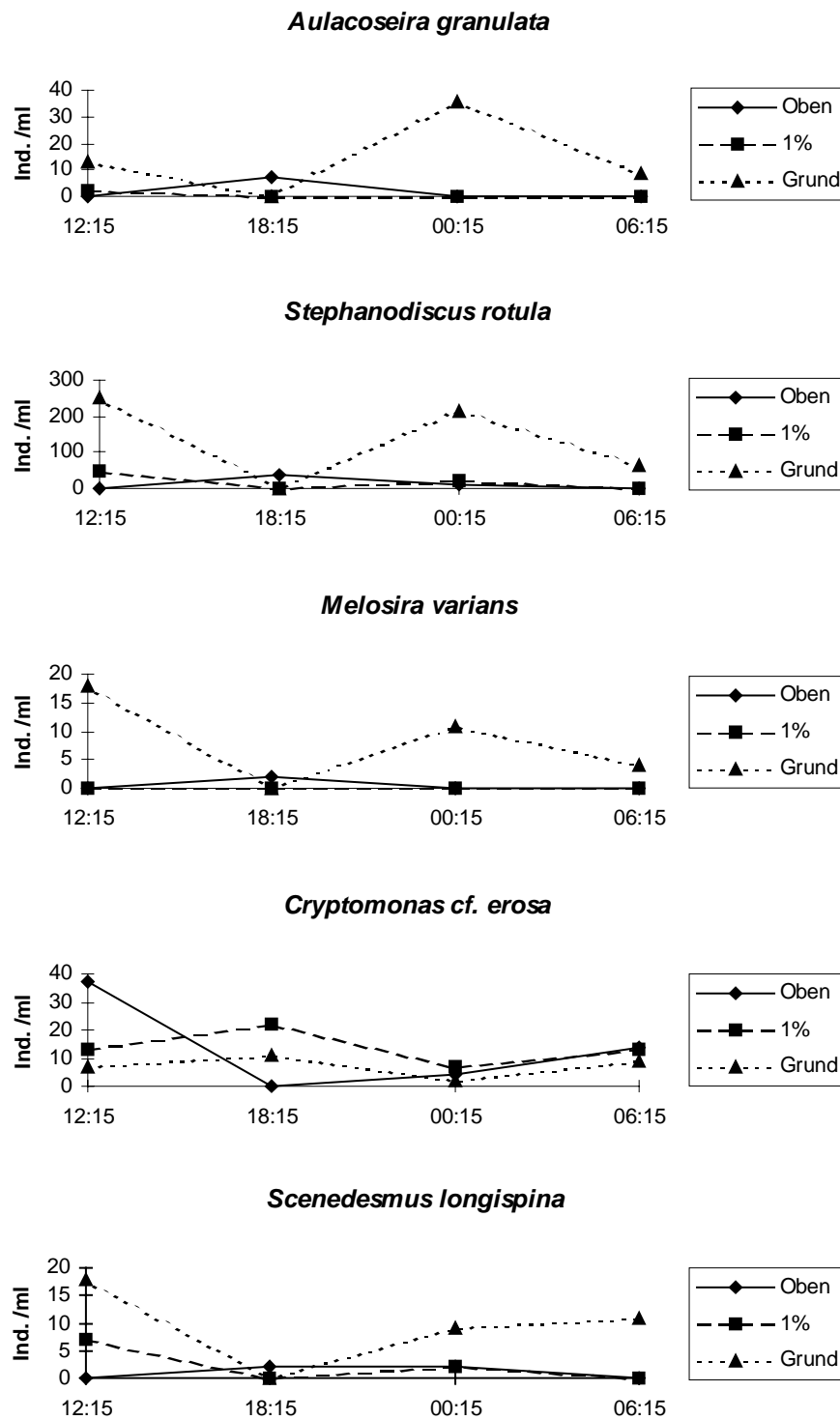


Abb. 122. Tagesgang der häufigsten Phytoplanktonarten in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.5.8 Zooplankton

In Abb. 123 ist die relative Abundanz des Zooplanktons dargestellt. Für jeden See wird die relative Abundanz mit und ohne Protozoen vorgestellt. In See 1 sind die Protozoen und Rotiferen die dominanten Organismengruppen. In See 2 sind die Protozoen und Cladoceren die dominierenden Gruppen des Zooplanktons.

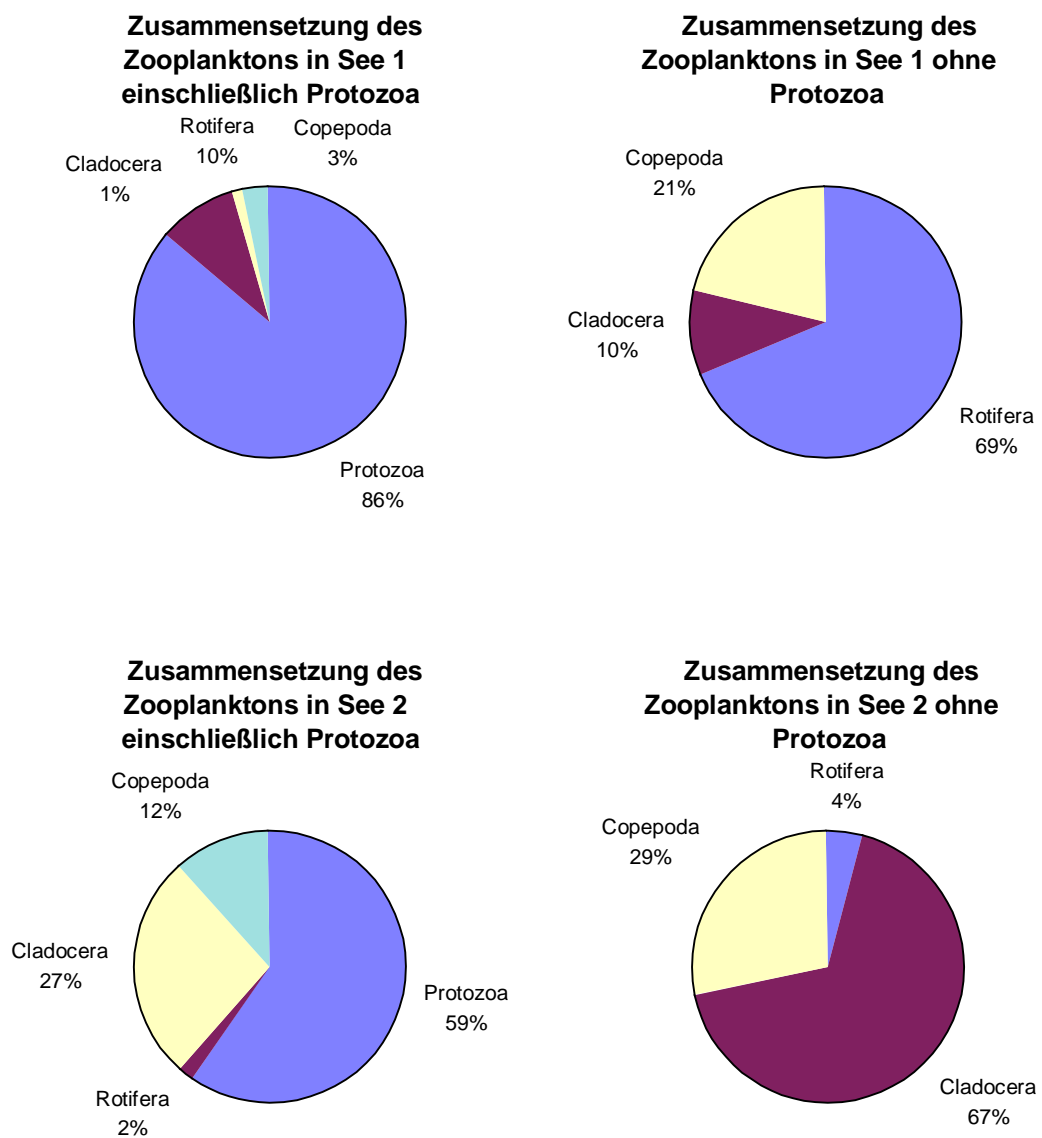


Abb. 123. Relative Abundanz der Zooplanktongruppen jedes Sees.

Der Tagesgang der Zooplanktongruppen in See 1 ist in Abb. 124 dargestellt. Alle Tiergruppen waren in den Nachtstunden mehr in den Proben repräsentiert als am Mittag und am frühen Morgen.

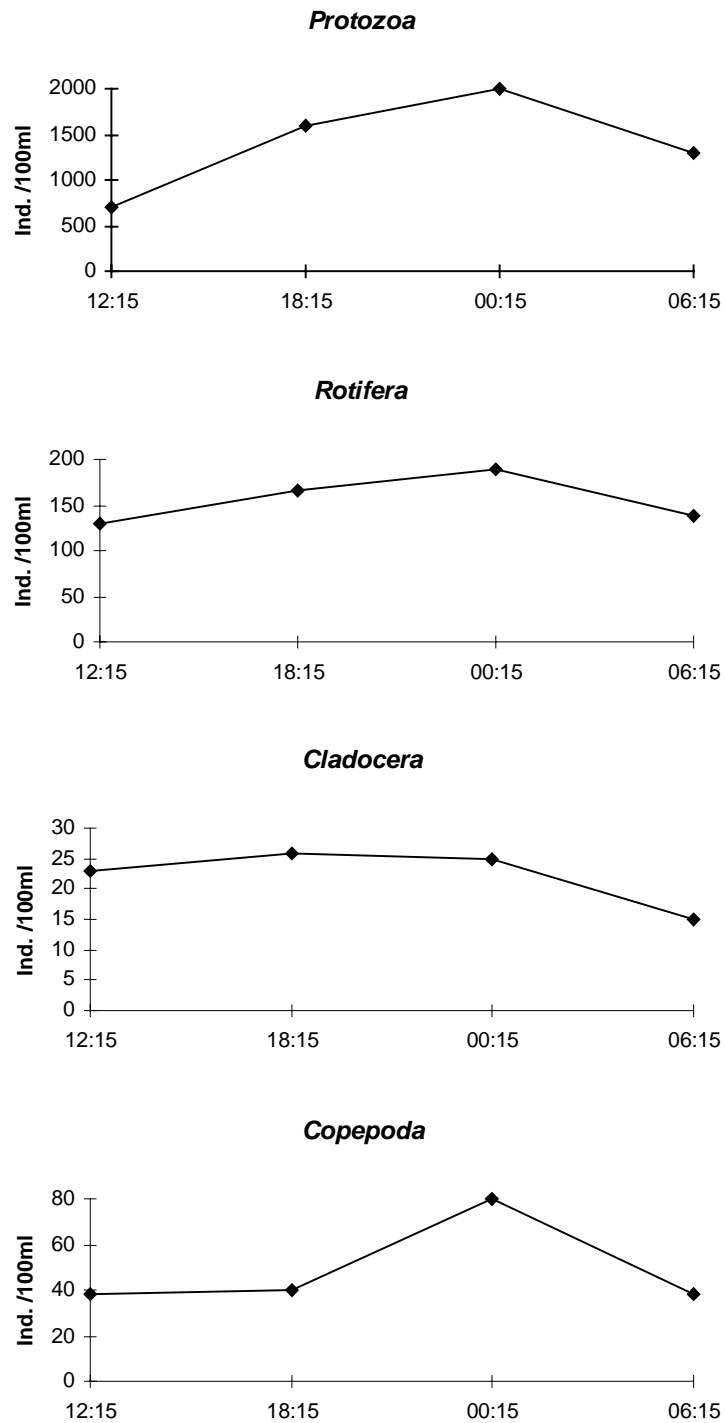


Abb. 124. Tagesgang der Zooplanktongruppen an Probestelle 2 des Sees 1.

In See 2 (Abb. 125) zeigte der Tagesgang bei den Protozoa starke Schwankungen, während die Dichten bei den übrigen Gruppen durchweg sehr gering waren.

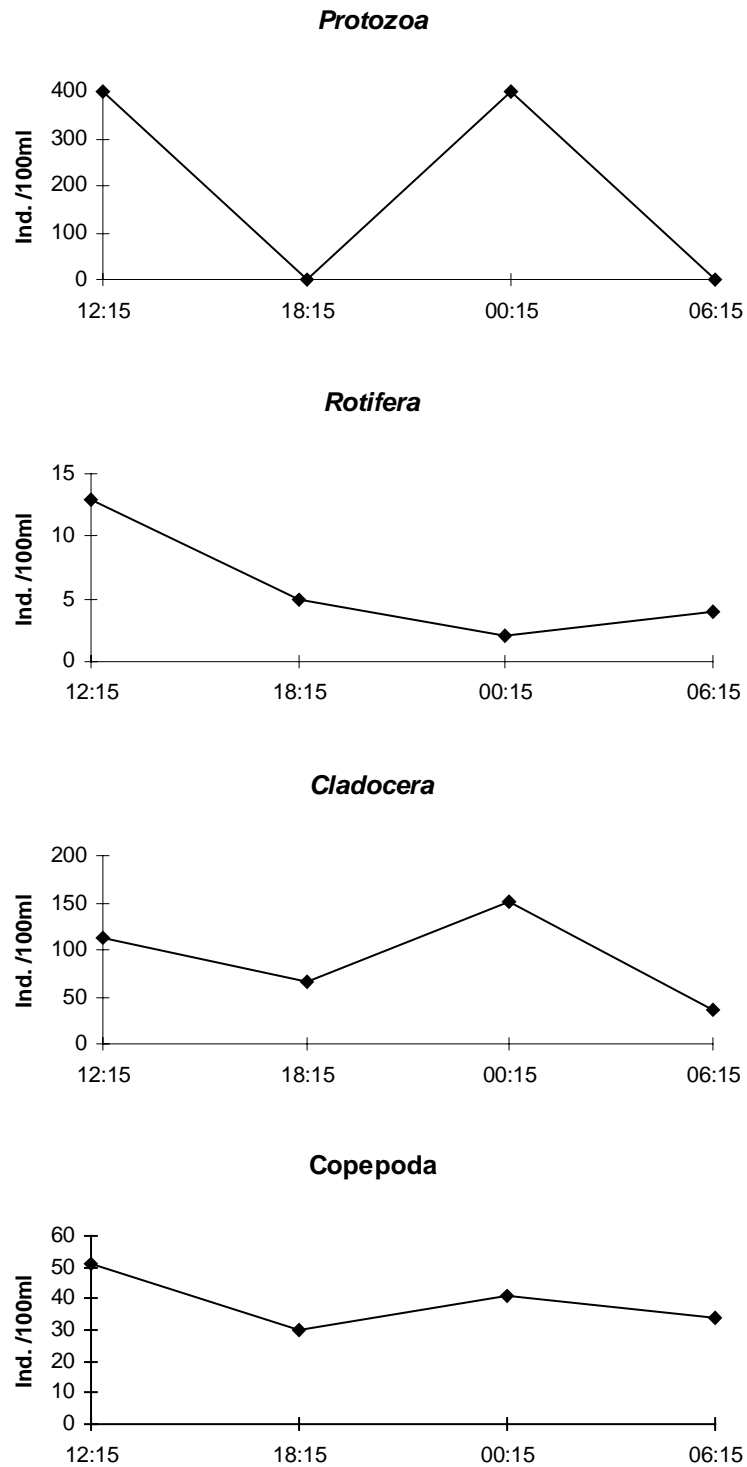


Abb. 125. Tagesgang der Zooplanktongruppen an Probestelle 2 des Sees 2.

Die fünf häufigsten Zooplanktonarten in See 1 zeigten im Tagesgang (Abb. 126) durchweg niedrige Abundanzen, die keine klaren Tendenzen im Tagesverlauf erkennen lassen.

Der Tagesgang der fünf Zooplanktonarten in See 2 ist in Abb. 127 dargestellt. Auch hier waren die Abundanzen insgesamt niedrig und lassen keine Tendenzen der Verteilung im Tagesverlauf erkennen.

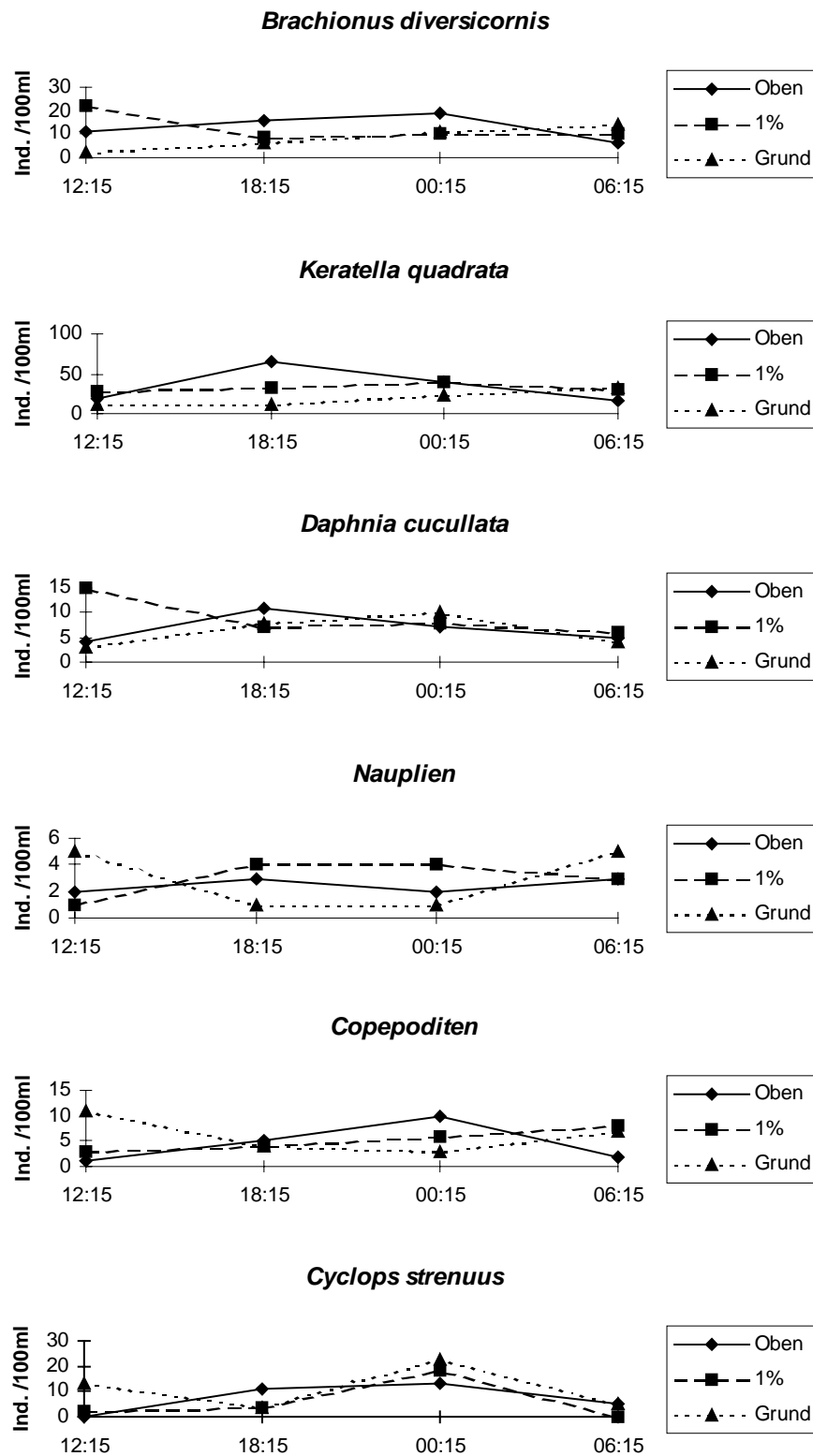


Abb. 126. Tagesgang der häufigsten Zooplanktonarten in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 1.

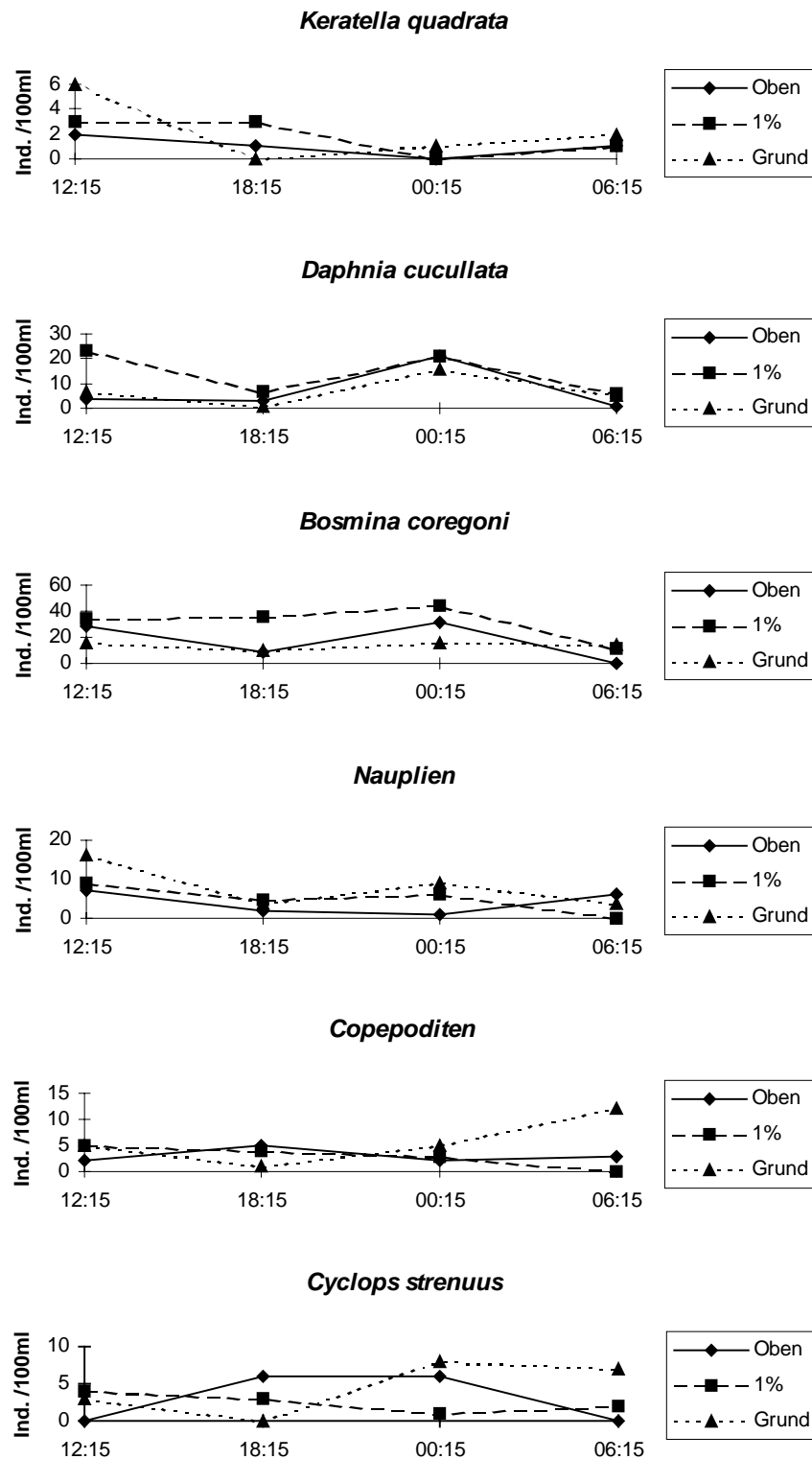


Abb. 127. Tagesgang der häufigsten Zooplanktonarten in drei Tiefen an Probestelle 2 des Sees 2.

4.3.3.6 Diversität und Sukzession

4.3.3.6.1 Indizes und deren Beziehung zur Phytoplanktonsukzession

Abb. 128 zeigt die Indizes des Phytoplanktons in See 1. Die Artenzahl wies einen Anstieg zwischen Mai und Oktober und eine Absenkung im November auf. Im Mai ist eine hohe Abundanz der Gruppe der Chrysophyta und im August und September der Gruppe der Cyanophyta (*A. flos-aquae* und *A. spyroides*) zu erkennen. Die Diversität hatte im Mai niedrige Werte, dennoch war die Artenzahl in diesem Monat hoch. Der Dominanzgrad hatte allerdings einen starken Einfluß auf die Diversität, weil die Art *N. acicularis* (Chrysophyta) als Einzige in sehr hoher Abundanz auftrat. Zwischen Juni und Juli stieg die Diversität aufgrund einer Zunahme der Arten der Gruppe der Chlorophyta (siehe Abb. 94), sowie einer hohen Äquitabilität. Mit dem Anstieg der Gruppe der Cyanophyta sank im August und September die Diversität, sowie die Äquitabilität ab. Trotzdem hatte der Dominanzgrad im Sommer niedrige Werte.

In See 2 (Abb. 129) hatte die Artenzahl einen hohen Anstieg in den Monaten Juni und Juli mit einem Vorherrschen von Chlorophyta und Chrysophyta. Danach sank die Artenzahl sukzessive bis zum November ab. Die Diversität, die Äquitabilität und der Dominanzgrad hatten im gesamten Zeitraum geringe Schwankungen.

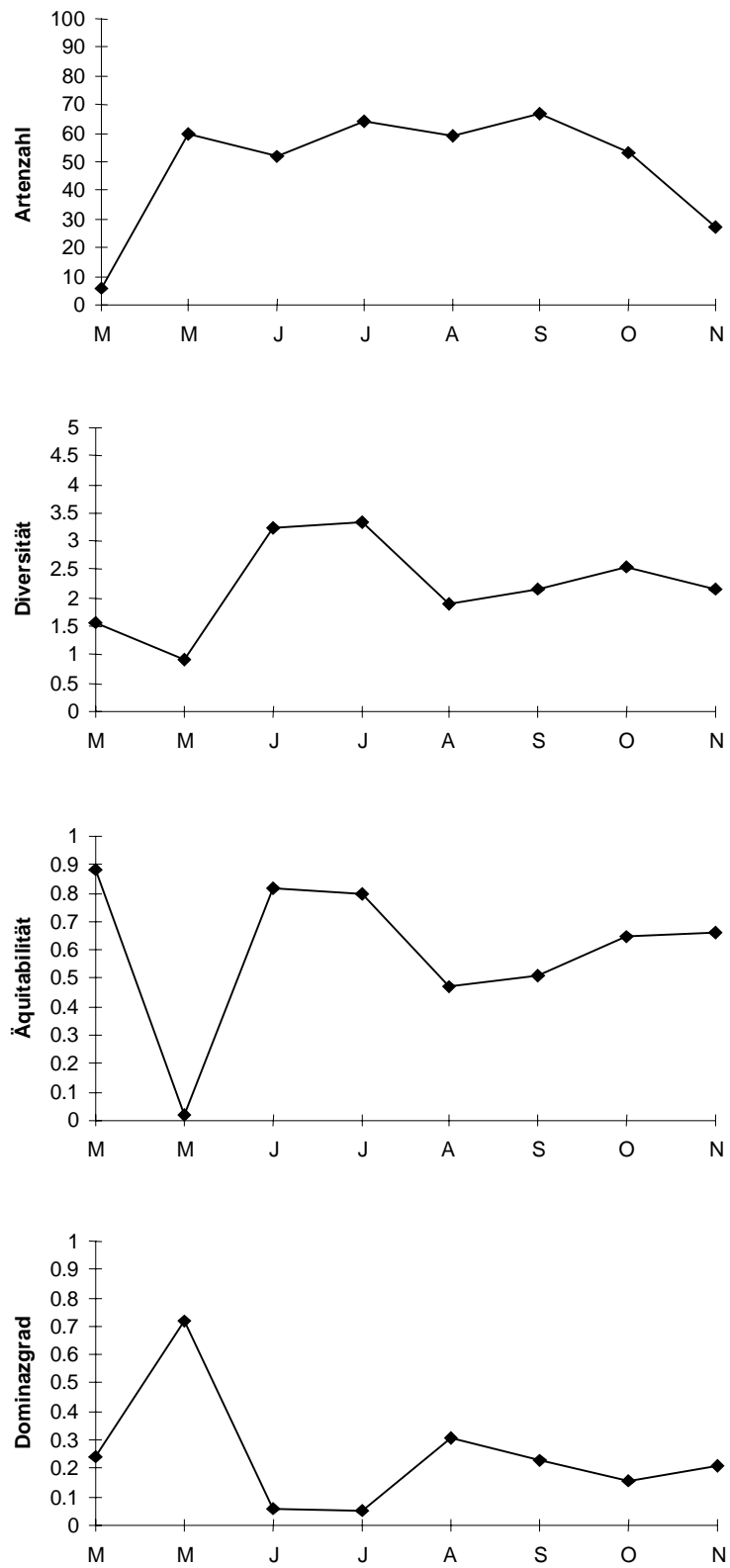


Abb. 128. Zeitliche Variation der Diversitätsindizes des Phytoplanktons in See 1.

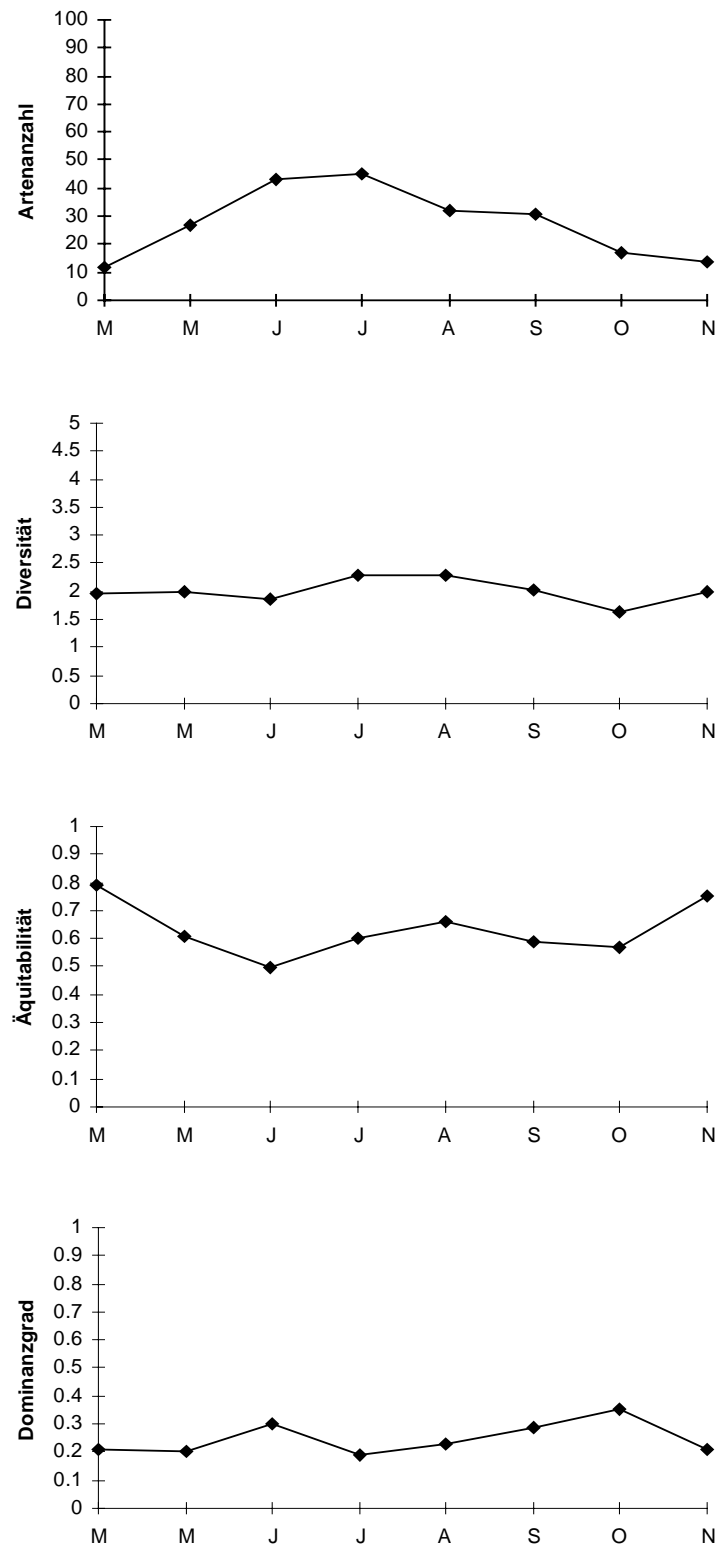


Abb. 129. Zeitliche Variation der Diversitätsindizes des Phytoplanktons in See 2.

4.3.3.6.2 Indizes und deren Beziehung zur Zooplanktonsukzession

In Abb. 130 sind die ökologischen Indizes für das Zooplankton von See 1 dargestellt. Die Artenzahl war niedrig mit zwei Spitzen, einer im Juni und einer weniger auffälligen im Oktober, wobei in beiden Fällen die Cladocera vorherrschten. Die Diversität hatte geringe Werte und zeigte geringe Schwankungen. Die Äquitabilität und der Dominanzgrad zeigten in den ersten drei Probemonaten größere Schwankungen und blieben dann ausgeglichen.

Die Diversitätsindizes für das Zooplankton in See 2 sind in Abb. 131 dargestellt. Die Artenzahl war niedrig, hatte einen Anstieg im Mai und Juni, wobei Rotifera und Cladocera vorherrschten. Die Diversität zeigte niedrige Werte und geringe Schwankungen. Auch Äquitabilität und Dominanzgrad waren über das Jahr relativ ausgeglichen.

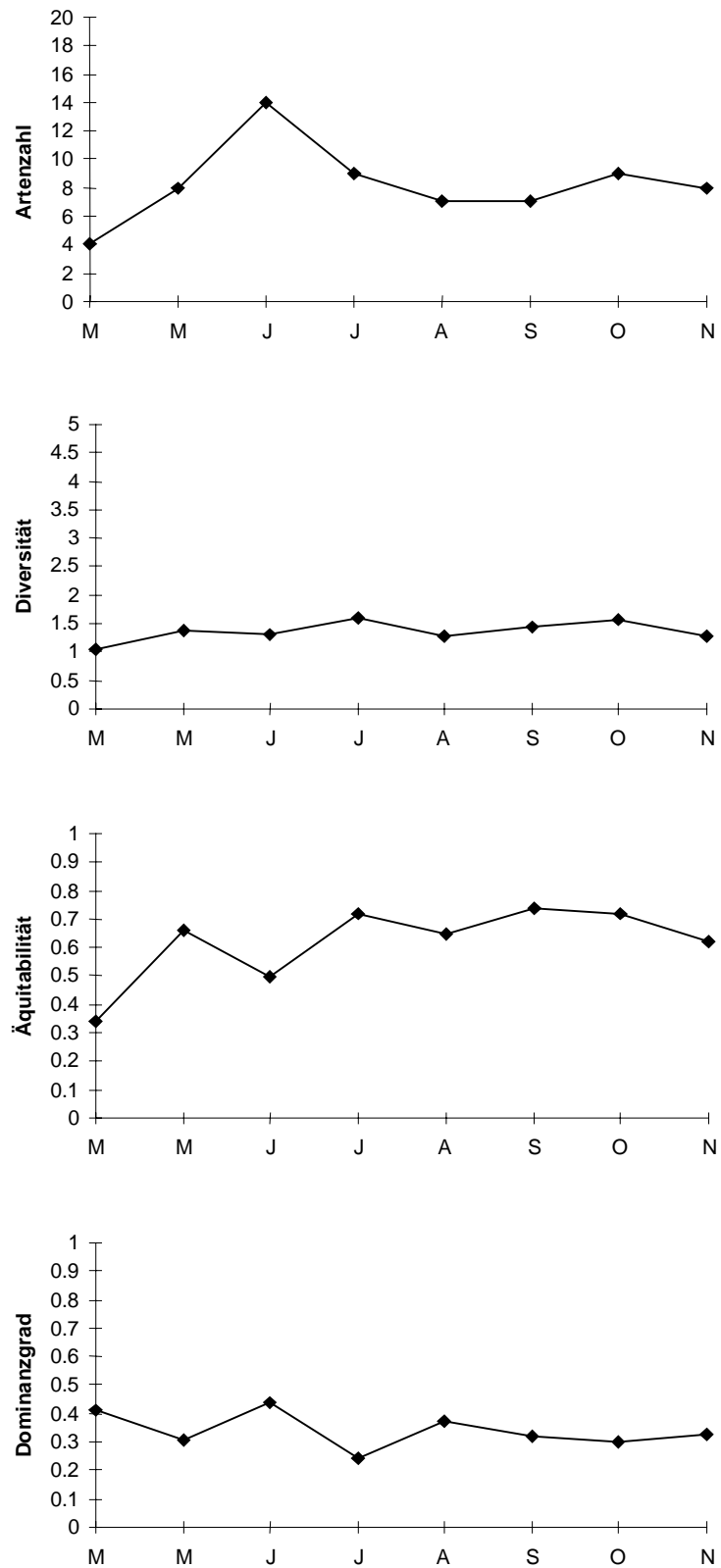


Abb. 130. Zeitliche Variation der Diversitätsindizes des Zooplanktons in See 1.

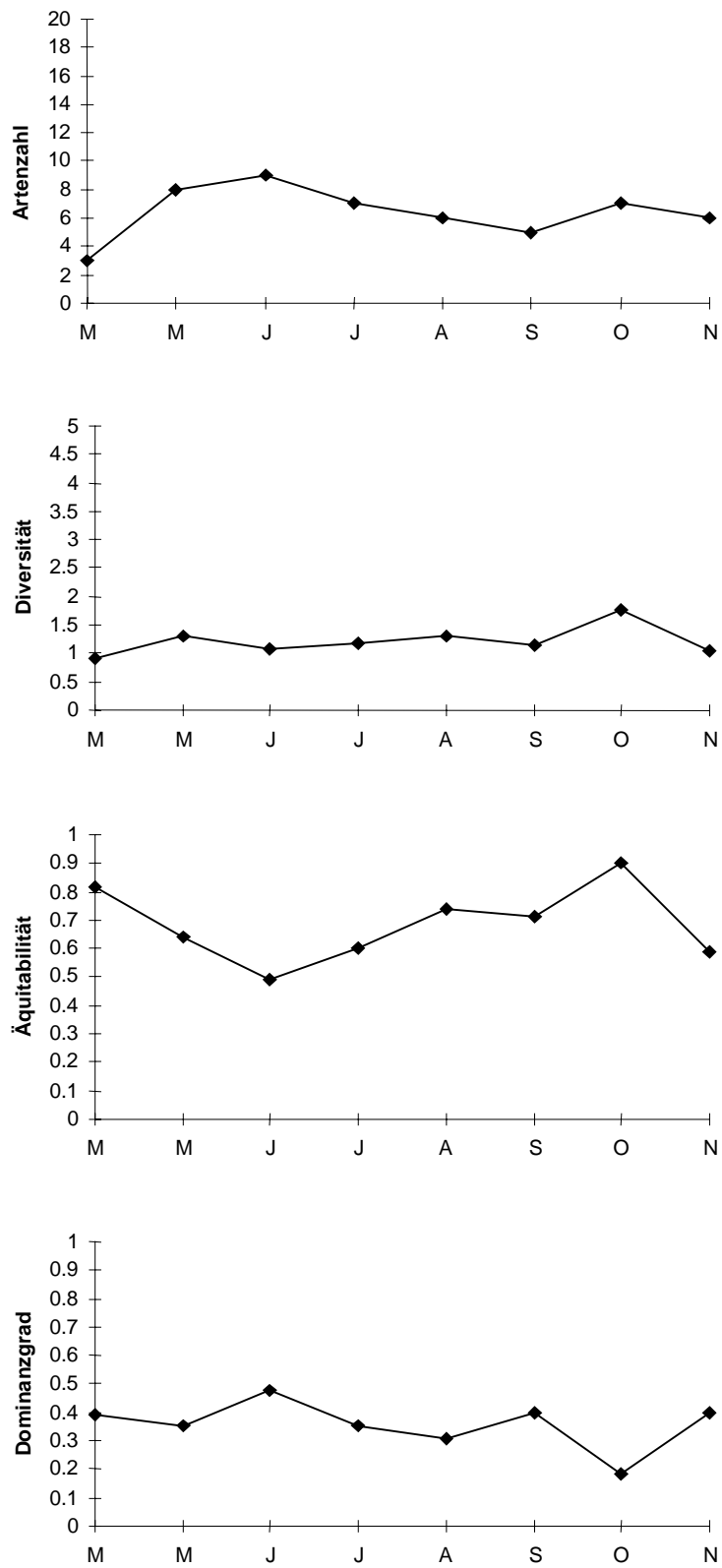


Abb. 131. Zeitliche Variation der Diversitätsindizes des Zooplanktons in See 2.

4.3.3.6.3 Planktondiversität und äußere Bedingungen

Die wichtigsten Korrelationen zwischen verschiedenen Variablen und der Phytoplanktondiversität sind in Tabelle 9 dargestellt. In allen Fällen wurde der Maßkorrelationskoeffizient auf Signifikanz überprüft. Für alle angegebenen r-Wert gilt $p < 0,05$.

Tab. 9. Maßkorrelationskoeffizienten zwischen der Phytoplanktondiversität und den sie beeinflussenden Variablen.

Maßkorrelationskoeffizienten	r	r
Seen	See 1	See 2
Diversität-vs-Äquitabilität	0,6871	0,2061
Diversität-vs-Dominanzgrad	0,8903	0,7165
Diversität-vs-Artenzahl	0,2651	0,4831
Diversität-vs-Wassertemperatur	0,2708	0,5338
Diversität-vs-Sauerstoff	0,6381	0,1877
Diversität-vs-Gesamthärte	0,4017	-0,057
Diversität-vs-Nettoprimärproduktion	0,0540	0,5064

Abb. 132a und 132b zeigen das Bestimmtheitsmaß (r^2) der Phytoplanktondiversität und die vier Variablen, die den höchsten Einfluß auf die Diversität des Phytoplanktons hatten. In See 1 hatte der Dominanzgrad den höchsten r^2 -Wert, gefolgt von Äquitabilität und Sauerstoff. Die Gesamthärte hatte einen niedrigen Wert. In See 2 ist ebenfalls der Dominanzgrad die Größe mit dem höchsten Einfluß auf die Diversität. Die Wassertemperatur, die Nettoprimärproduktion und die Artenzahl folgen mit relativ niedrigen Werten.

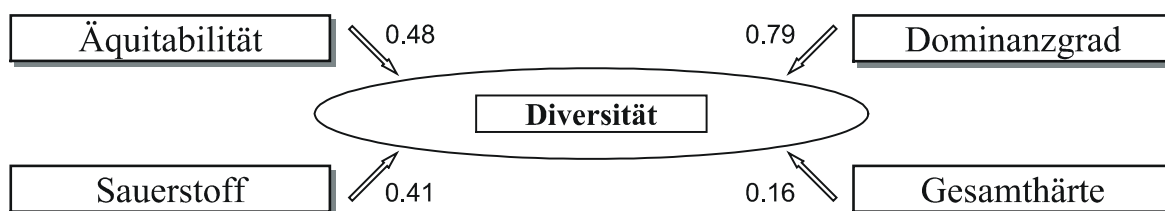


Abb. 132a. Bestimmtheitsmaß der Phytoplanktondiversität und vierer Variablen für See 1.

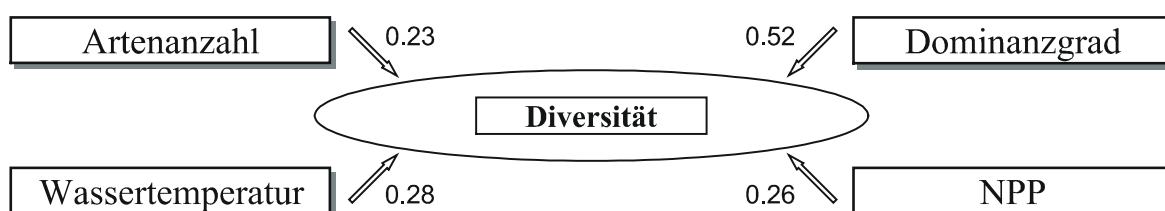


Abb. 132b. Bestimmtheitsmaß der Phytoplanktondiversität und vierer Variablen für See 2.

Die wichtigsten Korrelationen zwischen verschiedenen Variablen und der Zooplanktondiversität ist in Tabelle 10 dargestellt. In allen Fällen wurde der Maßkorrelationskoeffizient auf Signifikanz überprüft, für alle angegebenen r-Werte gilt $p < 0,05$.

Tab. 10. Maßkorrelationskoeffizienten zwischen der Zooplanktondiversität und den sie beeinflussenden Variablen.

Maßkorrelationskoeffizienten	r	
	See 1	See 2
Diversität-vs-Äquitabilität	0,8478	0,4944
Diversität-vs-Dominanzgrad	0,7702	0,8811
Diversität-vs-Artenzahl	0,4214	0,3886
Diversität-vs- Sauerstoff	0,6165	0,4272
Diversität-vs-Phosphat	-0,2023	-0,4260

Abb. 133a und 133b zeigen das Bestimmtheitsmaß der Zooplanktondiversität und die vier Variablen welche den höchsten Einfluß auf die Diversität des Zooplanktons hatten. In See 1 hatte die Äquitabilität den höchsten r^2 -Wert, gefolgt vom Dominanzgrad. Die Sauerstoffkonzentration und die Artenzahl hatten niedrige Werte. In See 2 hatte nur der Dominanzgrad einen hohen Einfluß auf die Diversität, die anderen wichtigen Variablen hatten einen niedrigen Einfluß; nur der Phosphatgehalt zeigte eine geringe negative Korrelation mit der Zooplanktondiversität.

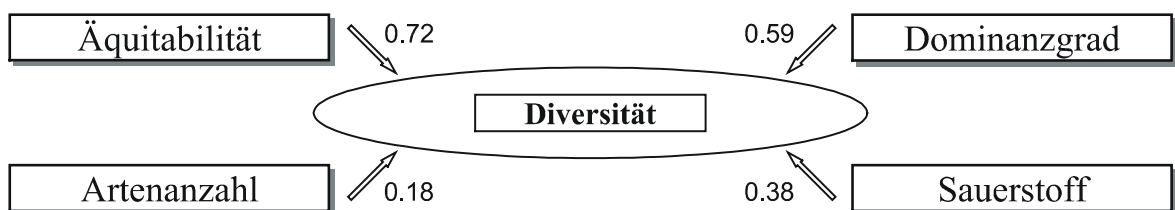


Abb. 133a. Bestimmtheitsmaß der Zooplanktondiversität und vierer Variablen für See 1.

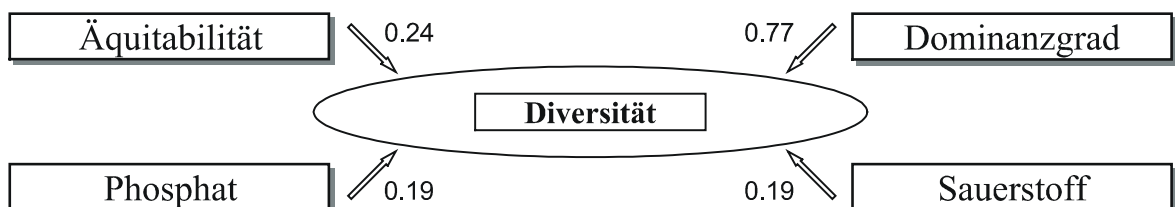


Abb. 133b. Bestimmtheitsmaß der Zooplanktondiversität und vierer Variablen für See 2.

4.3.3.7 Zeitliche Änderung der Planktongemeinschaften

Die Dendrogramme (Abb. 134 bis 145) zeigen eine unterschiedliche Tendenz der systematischen Kategorien, sich in den verschiedenen Monaten zu gruppieren.

4.3.3.7.1 Zeitliche Änderung der Gruppenstruktur

Phytoplankton: Die zeitliche Änderung der Phytoplanktongemeinschaft in See 1 ist in Abb.134 dargestellt. Es zeigte sich eine starke Distanzierung zwischen den Gruppen.

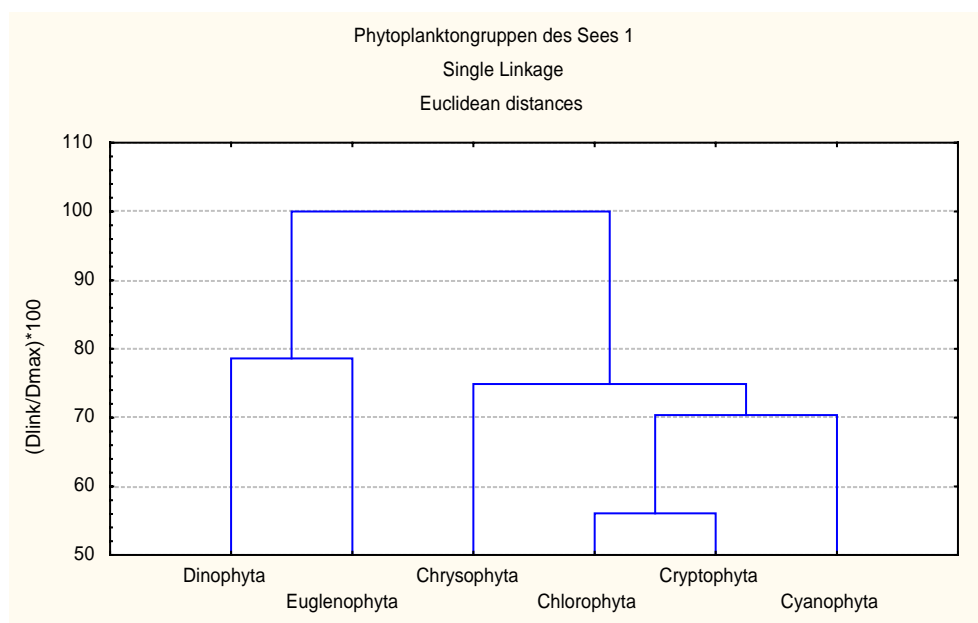


Abb. 134. Dendrogramm der Phytoplanktongruppen des Sees 1.

In See 2 (Abb. 135) gab es wie in See 1 eine Trennung zwischen den Phytoplanktongruppen in den beprobten Monaten.

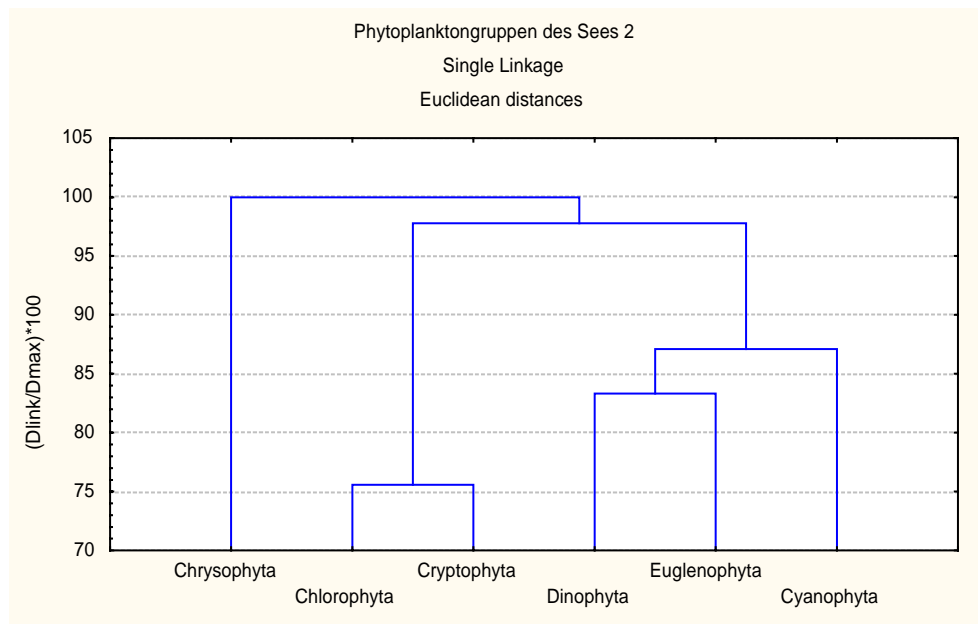


Abb. 135. Dendrogramm der Phytoplanktongruppen des Sees 2.

Zooplankton: Abb. 136 zeigt die Gruppierung des Zooplanktons in See 1. Die Gruppen der Copepoda, Cladocera und Rotifera zeigten einen leichten Grad von Koexistenz untereinander, während die Protozoa zeitlich von diesen Gruppen isoliert auftraten.

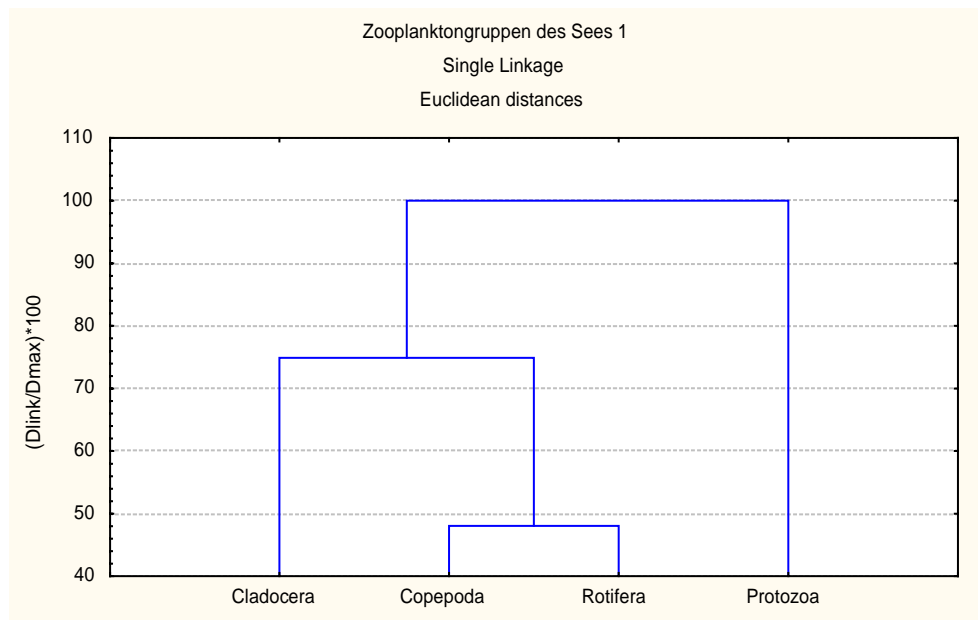


Abb. 136. Dendrogramm der Zooplanktongruppen des Sees 1.

Die Koexistenz von Copepoda und Cladocera, sowie die Sonderstellung der Rotifera und Protozoa in See 2, sind in Abb. 137 dargestellt. Es gab eine Koexistenz zwischen den Gruppen Cladocera und Copepoda, während die Rotifera und Protozoa von den beiden anderen Gruppen isoliert waren. Die Protozoen nahmen auch hier eine deutliche Sonderstellung ein.

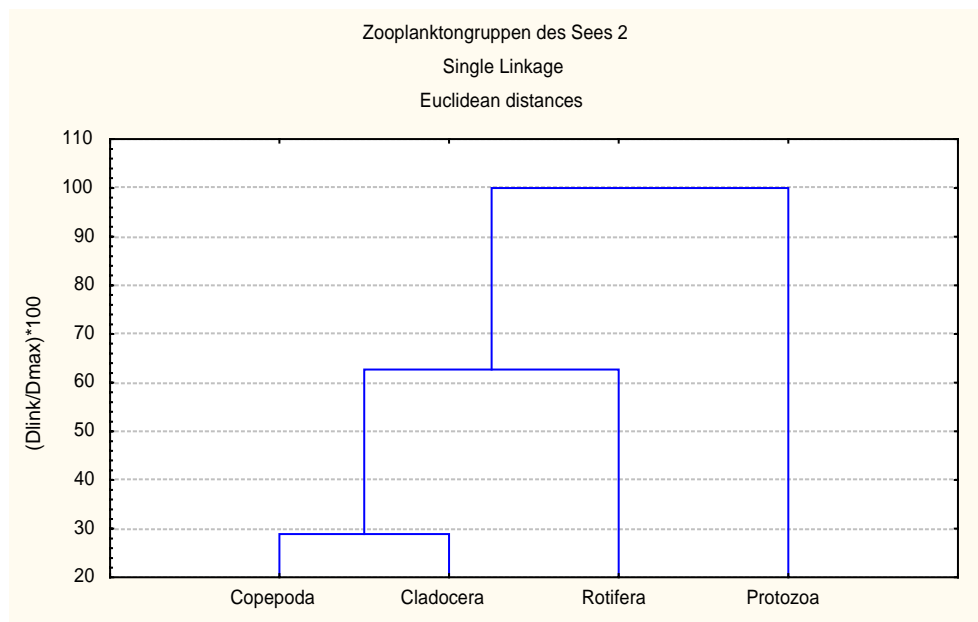


Abb. 137. Dendrogramm der Zooplanktongruppen des Sees 2.

Die Gruppierung aller Planktongruppen in See 1 ist in Abb. 138 dargestellt. Die meisten Gruppen waren voneinander getrennt. Es gab nur eine leichte Tendenz zur Koexistenz zwischen Cryptophyta und Copepoda. Im Besonderen sind die Cryptophyta eine optimale Nahrungsgrundlage für Cladocera und herbivore Copepoda (KNISELY AND GELLER 1986). Die Protozoa bildeten eine stark isolierte Gruppe.

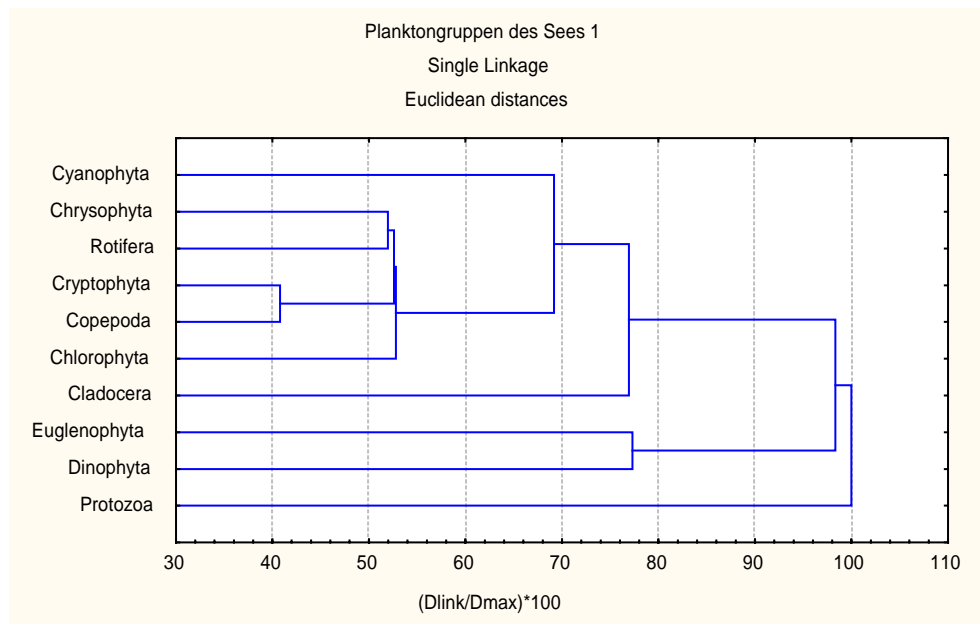


Abb. 138. Dendrogramm der Planktongruppen des Sees 1.

In See 2 (Abb. 139) zeigten die Cryptophyta, Cladocera und Copepoda eine Gruppierungstendenz, während die anderen Gruppen zeitlich isoliert auftraten.

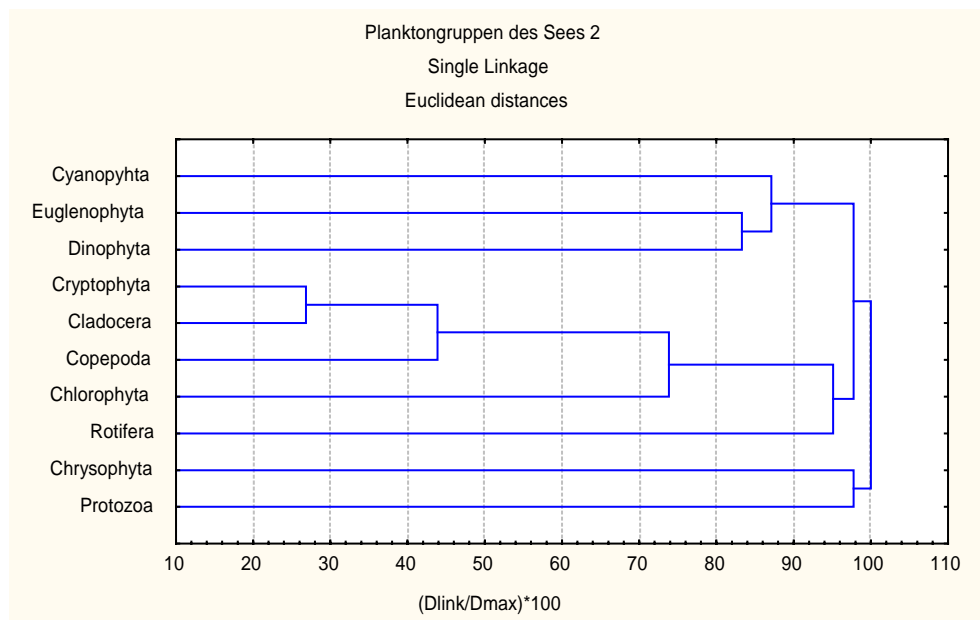


Abb. 139. Dendrogramm der Planktongruppen des Sees 2.

4.3.3.7.2 Zeitliche Änderung der Artenzusammensetzung

Phytoplankton: Die Clusteranalyse der häufigsten Phytoplanktonarten in See 1 ist in Abb. 140 dargestellt. Es zeigte sich die Tendenz von Alternanz der Arten und keine besondere Überlappung. Herauszuheben ist die Isolierung von *N. acicularis*.

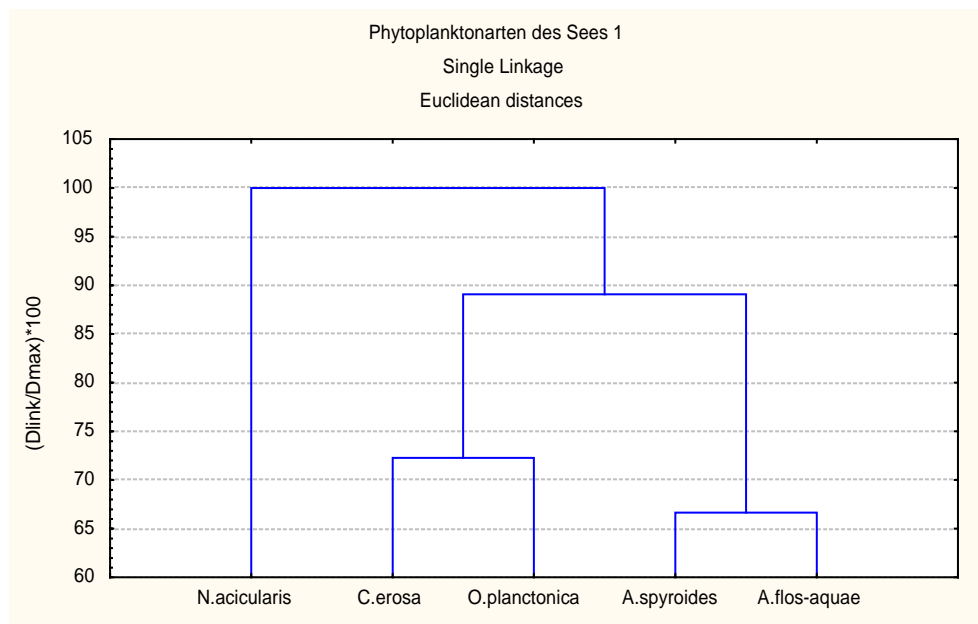


Abb. 140. Dendrogramm der Phytoplanktonarten des Sees 1.

In See 2 (Abb. 141) sind die häufigsten Arten isoliert. Diese Tendenz war besonders bei *O. planctonica* zu beobachten.

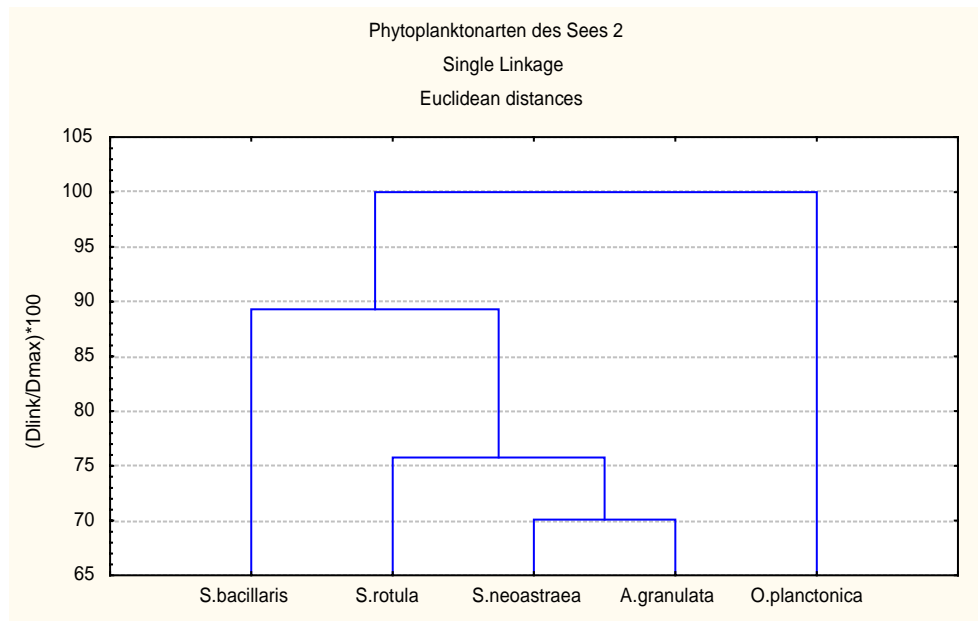


Abb. 141. Dendrogramm der Phytoplanktonarten des Sees 2.

Zooplankton: Abb. 142 zeigt die Gruppierung der häufigsten Zooplanktonarten in See 1. Es zeigte sich eine besonders stark ausgeprägte Isolierung von *C. strenuus* von den anderen Arten. Die Copepoditen und Nauplien wiesen eine Gruppierungstendenz auf, ebenso die beiden Rotiferenarten *K. quadrata* und *B. angularis*.

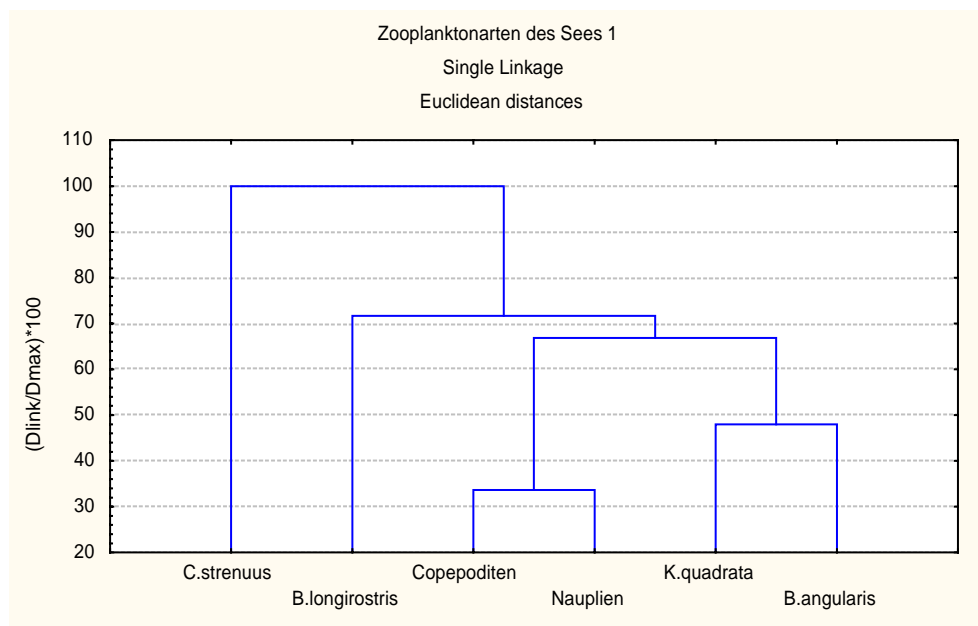


Abb. 142. Dendrogramm der Zooplanktonarten des Sees 1.

Abb. 143 zeigt die Gruppierung zwischen Copepoditen und Nauplien, sowie von *B. coregoni* und *D. cucullata*. Die Arten *K. quadrata* und *C. strenuus* sind besonders deutlich voneinander getrennt.

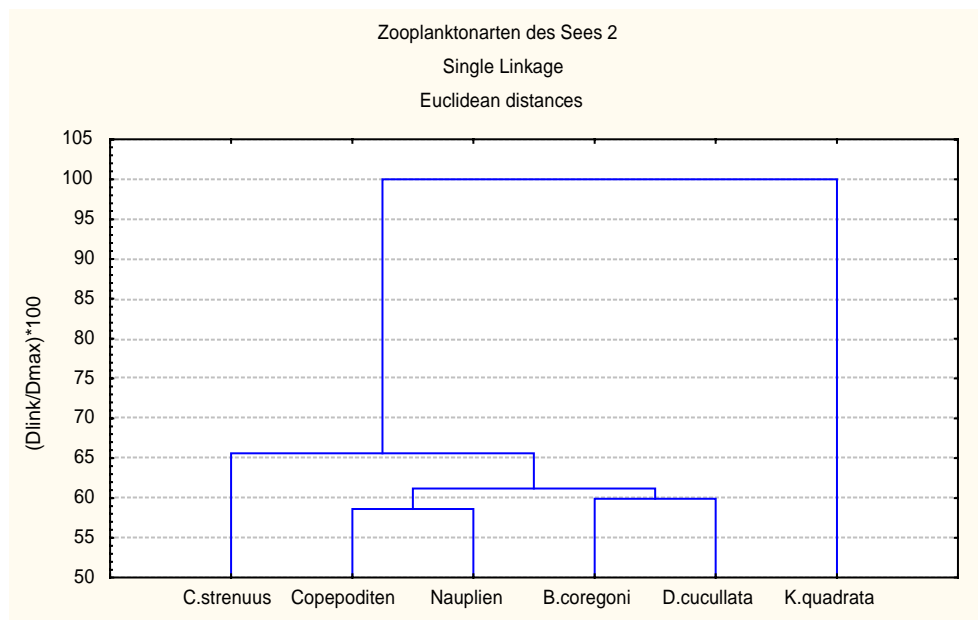


Abb. 143. Dendrogramm der Zooplanktonarten des Sees 2.

Die Gruppierung aller Planktonarten in See 1 ist in Abb. 144 dargestellt. Die Arten waren voneinander distanziert. Nur die Nauplien und Copepoditen zeigten eine Gruppierungstendenz.

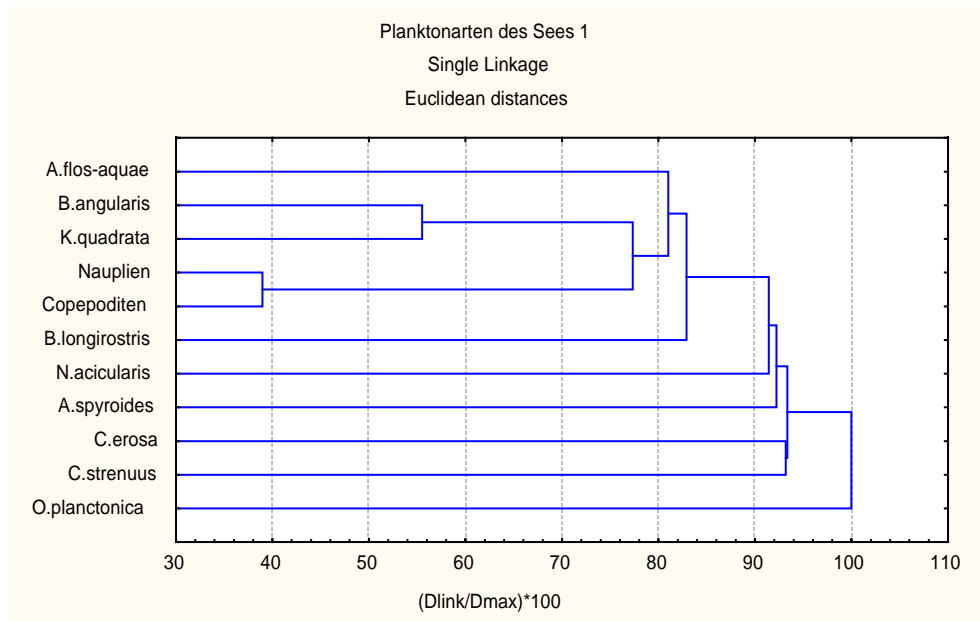


Abb. 144. Dendrogramm der Planktonarten des Sees 1.

In See 2 (Abb. 145) waren die Arten voneinander distanziert. Es wurde keine besondere Gruppierungstendenz zwischen den Planktonarten ausgebildet.

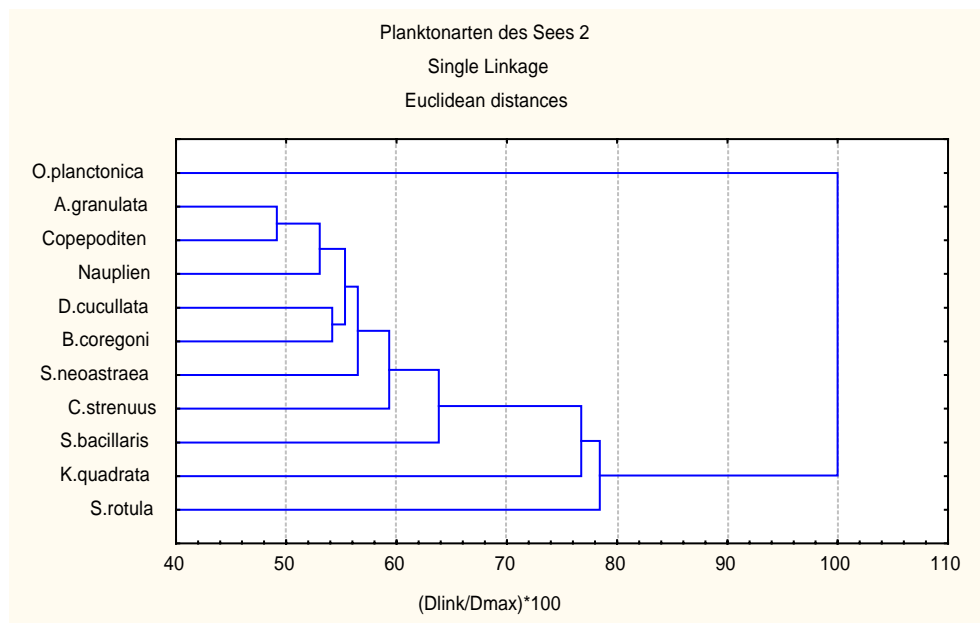


Abb. 145. Dendrogramm der Planktonarten des Sees 2.

5 Diskussion

5.1 Physikalische Limnologie

5.1.1 Morphometrie

Nach der Klassifizierung von HUTCHINSON (1957) sind beide Seen in zwei Kategorien einzuordnen. Von ihrer Entstehungsgeschichte her sind sie als anthropogene Seen zu bezeichnen (Typ 10), da sie durch Ausgrabung entstanden sind. Von ihrer Lage her gehören sie zu den fluvialen Seen (Typ 6).

Die morphometrische Untersuchung in See 1 zeigte, daß es sich um einen flachen See mit einer kleinen Litoralzone handelt, d.h. daß die pelagische Zone den größten Teil des Sees einnimmt und damit das größte Biotop darstellt. Infolge der geringen Tiefe des Systems sind der Einfluß des Bodens und Austauschvorgänge mit dem Sediment beträchtlich. Die Sedimente bestehen überwiegend aus Sand und organischen Stoffen. Die im Vergleich zu der Tiefe relativ große Oberfläche des Sees bietet eine gute Austauschmöglichkeit mit der Atmosphäre und eine reiche Belichtung der oberen Schicht aufgrund fehlender Randbeschattung.

Der See steht mit dem Main über den Untergrund in Verbindung und der Wasserspiegel wird weitgehend durch den Wasserstand im Fluß reguliert. Bei Hochwasser fließt dem See Wasser durch eine Rohrleitung aus dem Main zu. Mit dem durch die Rohrleitung fließenden Mainwasser wird Sand in den See transportiert. Dieser Sand lagert sich in Ost-West-Richtung ab und bildet auf dem Grund des Sees eine Untiefe. Durch die Sandablagerungen nimmt mit der Zeit das Wasservolumen ab.

Der zweite See zeigt eine Untergliederung in eine östliche und eine westliche Zone. Die östliche Zone ist flach und weist eine direkte Verbindung zum Main auf, was zu einer massiven Ablagerung von Sandmaterial am Boden des Sees in diesem Bereich führt. Dieser Bereich unterliegt dem Einfluß der vom Schiffsverkehr und vom schwankenden Wasserniveau des Mains verursachten Wellen. Im Vergleich zu der östlichen Zone ist die westliche Zone recht tief, angedeutet durch ein großes Gefälle der Tiefenlinien und wird wenig vom Main beeinflusst. Auch dieser See ist klein und flach, aber im Tiefenprofil

stärker gegliedert als der Vergleichssee und erreicht eine bedeutend größere Tiefe. Das Litoral ist durch die steil abfallenden Ufer sehr schmal, d.h. daß das Pelagial den größten Teil des Biotops ausmacht. Das Wasservolumen des Sees hängt direkt vom Wasserstand des Flusses ab.

Wegen der direkten Verbindung mit dem Main hat See 2 einen größeren Wasseraustausch als See 1. Deswegen ist die Verweilzeit des Wassers in See 1 höher als in See 2 und der Einfluß der Wasserbewegung und der Sedimentation, besonders in der östlichen Zone von See 2, bedeutend größer als im Vergleichsgewässer. In der westlichen Zone dagegen lagern sich auf Grund der ruhigen Wasserbedingungen und der größeren Tiefe organische Sedimente ab.

5.1.2 Licht

Durch die stärkere Lichtintensität und die höhere Wassertemperatur wurden die Produktionsvorgänge im Verlauf des Sommers intensiviert und die Konzentration von Algen in den oberen Wasserschichten erhöht. In See 1 war im Frühjahr eine relativ hohe Transparenz des Wassers zu verzeichnen, während sich ab Mai die euphotische Zone in einer Tiefe von etwa $\frac{1}{2}$ m einstellte, die sich bis November nicht veränderte. Vermutlich läßt sich die hohe Transparenz im März mit der Überflutung durch das Frühjahrshochwasser und die noch geringe Primärproduktion erklären. Während der Monate Februar und März war die Abflußmenge des Mains auf ca. das Vierfache der mittleren Abflußwerte (MQ) gestiegen. Das Seewasser wird in dieser Überschwemmungsphase, in der die ufernahen Auskiesungsseen völlig überflutet werden, weitgehend ausgetauscht und verändert dadurch seine Beschaffenheit. Mit Beginn der warmen Jahreszeit nimmt das Seewasser eine braune Farbe an, die durch suspendiertes Seston verursacht wird und die sich durch das heranwachsende Phytoplankton verstärkt. Im September, zur Zeit der höchsten Primärproduktion die durch die Blaualgenblüte verursacht wurde, veränderte sich die Farbe des Wassers und nahm eine blaugrüne Farbe an. An den Ufersäumen manifestierte sich die Algenblüte durch Ablagerung von Algenmassen. Trotz der über den gesamten Sommer limitierten Lichtbedingungen war die Primärproduktion in diesem See bedeutend höher als im Vergleichsgewässer. Im Herbst

beim Absinken der Primärproduktion blieb die Wassertransparenz gering, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, daß durch die täglichen Zirkulationsvorgänge und die geringe Tiefe ständig Partikel aus dem Sediment resuspendiert wurden.

In See 2 war die Transparenz im Frühjahr ebenfalls relativ hoch. Auch dieser See ist von den Frühjahrsüberschwemmungen betroffen und es kommt zu einem weitgehenden Wasseraustausch. Während des Jahresganges zeigte sich, daß die Transparenz sich im Juni mit dem Anstieg der Algenentwicklung verringerte und bis zum September gering blieb. Die geringe Transparenz ist in den Monaten Juni und Juli durch hohe Phytoplanktondichten zu erklären, während im August und September hohe Dichten von Zooplanktern zu verzeichnen waren. Insgesamt ist die euphotische Zone größer als in See 1, weil der ständige Austausch mit dem Main die oberen Wasserschichten stark beeinträchtigt und weniger stabile Bedingungen für das Phytoplankton bietet. Im Oktober dehnte sich die euphotische Zone aus, was durch das Absinken der Primärproduktion zu erklären ist.

5.1.3 Fluß-See Verbindung

Der Wasseraustausch zwischen den Seen und dem Main ist in unterschiedlichem Maße durch den Grundwasserspiegel, durch direkte Verbindungen und durch die periodisch auftretenden Hochwasser bestimmt. Beide Seen sind nur durch eine schmale Landzunge von ca. 50 m Breite vom Fluß getrennt. Im Falle eines Mainhochwassers wurden die Seen überschwemmt. Dies ist insbesondere zu Beginn (Februar und März) des Jahres 1997 der Fall gewesen (Abb. 2). Die Überschwemmungen führten in beiden Seen zu einem weitgehenden Wasseraustausch.

Während Zeiten normaler Wasserstände, insbesondere über den Sommer und Herbst, ermöglichte die Nähe zu dem Fluß einen permanenten Austausch über das Grundwasser, wodurch sich die Wasserspiegel der Seen und des Flusses ausglich. Diese Verbindung über das Grundwasser ist an See 1 die einzige Verbindung, die während normaler Wasserstände eine Rolle spielte, während die Bedeutung der

Grundwasserverbindung in See 2 wegen der ständig bestehenden direkten Anbindung an den Fluß von geringer Bedeutung war. Die Rohrverbindung zwischen See 1 und dem Main lag bei normalem Wasserstand über dem Wasserspiegel des Sees und diente im wesentlichen dem Niveaueausgleich bei fallendem Hochwasser.

5.1.4 Thermische Struktur

Die Wassertemperatur an See 1 hatte die folgenden Merkmale: Die Profile der monatlichen Beprobungen, die durchweg gegen Mittag vorgenommen wurden, zeigen als allgemeine Tendenz eine gleichmäßige Temperaturverteilung in allen Tiefen während der kalten Jahreszeit und eine deutliche Schichtung während der warmen Monate.

Eine Schichtung bildete sich während des Tages nicht aus, solange die Lufttemperatur und die Sonneneinstrahlung das Wasser nicht erwärmten. Von Mai bis September ließ sich eine Stratifikation erkennen. Aus der Ausbildung des Tagesganges des Temperaturverhaltens ist zu ersehen, daß sich die am Tage ausbildende Schichtung in der Nacht aufhebt. Mit dem Sinken der Außentemperatur kühlte sich während der Nacht das wärmere Oberflächenwasser ab und es kam im Verlauf dieser Abkühlung zu einem Temperatúrausgleich über die gesamte Tiefe der Wassersäule. Entsprechend zeigten die am Tag gemessenen Temperaturprofile nur einen spezifischen Aspekt einer sich täglich wiederholenden Dynamik. Aus diesem Temperaturverhalten resultierte eine tägliche Zirkulation in dem See, der deshalb als polymiktisch charakterisiert war. Im Oktober und November war eine kontinuierliche Temperaturabnahme zu verzeichnen, die im fortschreitenden Winter zur Ausbildung einer geschlossenen Eisdecke führte.

Die Tendenz des Temperaturverlaufes an See 2 ist in den Grundzügen mit denen an See 1 diskutierten zu vergleichen. In den Profilen für März sowie Oktober und November ist eine relativ gleichmäßige Verteilung der Temperatur zu erkennen, die allerdings unregelmäßiger verlaufen als diejenigen in See 1. Diese Temperaturunterschiede, die sich innerhalb einer relativ kleinen Temperaturdifferenz manifestieren, sind mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Einfluß der Flußverbindung zurückzuführen. Ähnliche Unregelmäßigkeiten sind auch in den Sommermonaten zu beobachten. Auch hier scheint der Einfluß des Flußwassers eine

Rolle zu spielen. Auch läßt sich in den Wintermonaten eine fortschreitende Abkühlung des Wassers erkennen.

Der Tagesgang im August zeigte Stratifikation während des Tages und eine Durchmischung der Wassersäule während der Nacht, d.h. der See wies keine dauerhafte Stratifikation, sondern Polymixis des Wassers auf.

5.2 Chemische Limnologie

5.2.1 Gelöste Gase und Puffersystem

In See 1 zeigen die Sauerstoffprofile eine ähnliche Tendenz wie die Temperaturverteilung. Die Kurven zeigten in den Herbstmonaten und im März orthograde Profile, die eine gleichmäßige Verteilung des Sauerstoffs in der Wassersäule kennzeichnen. Während der Sommermonate ist eine Schichtung zu erkennen, mit einer starken Übersättigung im Oberflächenwasser und Sauerstoffdefizit in der Tiefe. Die Zonierung und starke Übersättigung nahe der Oberfläche weist auf eine starke Primärproduktion hin, die besonders im August und September evident ist. Gleichzeitig ist eine vom Sediment ausgehende starke Sauerstoffzehrung für das Abfallen der Sauerstoffwerte in den tieferen Wasserschichten verantwortlich.

Die Betrachtung der Sauerstoffkurven in den Messungen des Tagesganges zeigt, daß auch der O₂-Gehalt eine dem Temperaturverlauf entsprechende Tag-Nacht Rhythmik aufweist. In den Abend- und Nachtstunden nehmen die Werte ab, der Sauerstoff gelangt gleichzeitig in tiefere Wasserschichten und erreicht gegen Mitternacht den Seegrund. Die Abnahme der O₂-Werte erklärt sich durch die Verteilung des Sauerstoffes über die gesamte Wassersäule bei gleichzeitigem Verbrauch. In den Morgenstunden wird über dem Grund wieder ein Sauerstoffdefizit erkennbar, während gleichzeitig, bis zum Mittag, eine starke Übersättigung im Oberflächenwasser zu beobachten ist.

Bei Berücksichtigung der Temperaturprofile zeigte sich, daß die O₂-Verteilung im See mit den temperaturabhängigen Stratifikations- und Mischungsvorgängen zusammenhängt. Ähnlich ist die Ausbildung einer orthograden Sauerstoffverteilung in den kalten Monaten dadurch zu erklären, daß sowohl die Produktionsvorgänge, als auch die

sauerstoffzehrenden Vorgänge langsam ablaufen und dadurch ein geringerer Gradient des O₂-Gehaltes ausgebildet wird. Gleichzeitig kommt es durch eine zunehmende Abkühlung von der Oberfläche her zu einem kontinuierlichen Absinken von Oberflächenwasser, welches die Verteilung des Sauerstoffs unterstützt.

Der Kohlendioxidgehalt ließ keine Änderung mit der Tiefe erkennen. Bei den in den Sommermonaten während des Tages vorgenommenen Messungen konnte kein CO₂ festgestellt werden. Bei pH-Werten im basischen Bereich liegt CO₂ nicht als gelöstes Gas vor, sondern fast ausschließlich als Hydrogencarbonationen. Verschiebt sich der pH-Wert weiter in den basischen Bereich, so verschiebt sich das Gleichgewicht zwischen Hydrogencarbonat- und Carbonationen zunehmend in Richtung auf Carbonationen. Im Herbst und bis zum Frühjahr sind dagegen relativ hohe CO₂-Konzentrationen zu messen, die wie folgt erklärt werden können: Infolge der sinkenden Primärproduktion wird das durch Abbau organischen Materials entstehende CO₂ nur in geringem Maße verbraucht. Der gleichzeitig sinkende pH-Wert verschiebt zusätzlich das CO₂-Carbonat-Gleichgewicht in Richtung Kohlendioxid, wodurch dieses im Wasser in meßbaren Konzentrationen vorliegt. Die Änderungen des pH-Wertes im Jahresverlauf zeigen eine Beziehung zu den CO₂-Konzentrationen. In den Sommermonaten liegen sie durchweg im basischen Bereich, während sie in den Winter- und Frühjahrsmonaten bei neutralen Werten liegen. Im Tagesgang (August) zeigt sich, daß der pH-Wert, der durchweg über acht liegt, sich ab Mittag an den oberflächennahen Meßpunkten weiter in den alkalischen Bereich verschiebt. Diese Verschiebung steht im Zusammenhang mit der Photosynthesetätigkeit der Phytoplankter und die dadurch erhöhte Alkalinität.

In See 2 verhalten sich die Sauerstoffprofile tendenziell ähnlich wie in See 1. Die Kurven zeigen im März und im Oktober einen orthograden Verlauf und mit Beginn des Sommers ist eine clinograde Ausbildung der Profile mit Übersättigung in den oberen Wasserschichten zu erkennen. Im Gegensatz zu dem Vergleichssee manifestiert sich dieser Effekt am ausgeprägtesten im Juni und Juli, was mit den in diesen Monaten gemessenen hohen Werten für die Primärproduktion übereinstimmt. Ein weiterer Unterschied zu dem Kurvenverlauf im Vergleichssee sind die in vielen Profilen zu erkennenden Sprünge. Diese Unregelmäßigkeiten in den Profilen, die sich auch bei den Temperaturprofilen zeigen, sind

auf den Einfluß des Mains zurückzuführen. Besonders der starke Schiffsverkehr führt zu deutlichen Wasserstandsschwankungen im See.

Die Sauerstoffmessungen des Tagesganges zeigen durchweg leicht clinograde Profile, die im Oberflächenwasser um 100% Sättigung liegen. Das Sauerstoffdefizit, das sich am Grunde ab den Mittagsstunden manifestiert, wird in den Abendstunden durch einsetzende Austauschvorgänge wieder kompensiert. Die im Gegensatz zu den Verhältnissen in See 1 sehr viel schwächer ausgebildete Tag-Nacht Periodizität ist dadurch zu erklären, daß im See 2 im August die Primärproduktion extrem niedrig ist, was in deutlichem Gegensatz zu den Verhältnissen an See 1 steht. In dem Vergleichssee ist der August einer der Monate mit sehr hoher Primärproduktion.

Die CO_2 -Konzentration wies im Gegensatz zu See 1 im Sommer einen deutlichen Anstieg mit der Tiefe auf. Hohe Werte waren nur an der Grenze zwischen Sediment und Wasser zu finden, wo der Abbau organischen Materials stattfindet. Die Unterschiede zu dem Vergleichssee sind in der geringeren Primärproduktion und der größeren Tiefe von See 2 zu finden. Hier findet die Abnahme des CO_2 bis zum Grund nur im Juli statt, dem Monat mit der höchsten Primärproduktion.

Die Entwicklung des pH-Wertes im Jahresverlauf zeigte keine essentielle Veränderung mit der Tiefe. Die Veränderungen des pH-Wertes bewegen sich in einem relativ geringen Bereich, was auf die insgesamt niedrigere Primärproduktion zurückzuführen ist. Die im Monat August gemessenen geringen Schwankungen der Werte im Tagesgang lassen erkennen, daß die Primärproduktion gering war.

5.2.2 Gelöste Ionen

See 1 wies eine Leitfähigkeit mit geringen Schwankungen auf. Im Gegensatz dazu zeigte die Härte, ausgedrückt in Gesamthärte und Carbonathärte, eine starke Erhöhung im September. Die Stabilität der Leitfähigkeit und der Anstieg der Wasserhärte während des Sommers ist durch die Primärproduktion in den oberen Wasserschichten zu erklären. Im Sommer zeigt sich eine hohe Sauerstoffproduktion und Nullwerte der CO_2 -Konzentration im Oberflächenwasser. Dies bedeutet, daß durch das Kalk-Kohlensäure-System, insbesondere während des Tages, der oberen Wasserschicht CO_2 entzogen wird. Die CO_2 -

Abnahme ergibt sich aus einer Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichtes mit dem Resultat eines Anstieges des pH-Wertes und der Gesamthärte (LAMPERT & SOMMER 1993).

Die Werte für den Eisengehalt zeigten niedrige Konzentrationen an und werden immer von dem Redoxpotential kontrolliert. Solange im Wasser Sauerstoff vorhanden ist, was im Oberflächenwasser durchweg gegeben ist, liegt das Eisen in seiner ungelösten Form (Fe^{3+}) vor. In den Tiefenbereichen, wo durch sauerstoffzehrende Vorgänge ein Defizit auftritt, sinkt das Redoxpotential ab. Dies war insbesondere im Sommer der Fall wenn das Eisen als Fe^{2+} in löslicher Form vorlag, wobei gleichzeitig freies Phosphor ins Wasser gelangte. Während der nächtlichen Zirkulation des Wassers gelangt Sauerstoff in das Hypolimnion und Fe^{2+} wird in Fe^{3+} umgewandelt. Folglich gelangt tagsüber Phosphor ins Wasser und steht dem Phytoplankton zur Verfügung.

Der Chloridgehalt zeigte im Laufe des Sommers eine leichte Erhöhung, was vermutlich ein Resultat der sich erniedrigenden Abflußwerte des Mains ist, wodurch die Konzentration der Ionen im Grundwasser anstieg.

See 2 wies eine Leitfähigkeit mit geringen Schwankungen auf, zeigte aber aufgrund seiner größeren Verbindung mit dem Main eine höhere Leitfähigkeit als See 1. Die Härte ließ wie an See 1 eine Erhöhung im Sommer mit einem Maximum im September erkennen. Diese Erhöhung ist als Resultat der Schwankungen der Abflußmenge des Mains zu sehen.

Der Eisengehalt wies niedrige Konzentrationen auf und verhielt sich wie für See 1 diskutiert wurde. Der Chloridgehalt zeigte eine leichte Änderung im September als Resultat eines niedrigen Mainwasserniveaus während des Sommers, wodurch die Konzentrationen der Ionen im Wasser anstiegen.

5.2.3 Nährstoffe

See 1. Die gelösten Formen zeigten folgendes Bild: Der Nitratwert lag insgesamt niedrig. Im Frühling und Sommer war der Verbrauch durch die Algen hoch, wodurch der Nitratgehalt in der Wassersäule in geringer Konzentration vorlag. Ein leichter Anstieg im August und September ist durch die Massenvermehrung der Blaualgen zu erklären, die N_2 aus der Atmosphäre fixieren, was besonders für die Arten *Aphanizomenon flos-aquae* und

Anabaena sphyroides zutrifft (PAERL 1988). Der Nitritwert zeigte keine bedeutende Veränderung im Jahresverlauf und mit der Tiefe, was sich aus der nächtlicher Polymixis des Wassers und der damit verbundenen Verfügbarkeit von Sauerstoff erklärt. Der Ammonium-gehalt erreichte zwei Maxima: Zum einen fand ein Anstieg mit der Tiefe und zum anderen im Jahresverlauf statt. Die Höchstwerte von 0,5 bis 4 mg/l wurden von August bis Oktober erreicht, nach DVWK (1993) sind Ammoniumkonzentration um 0,1 mg/l als gering und bei 20 mg/l als sehr hoch anzusehen. Bei hoher Temperatur und hoher Primärproduktion sind auch die Nitratammunifikations- und Nitrifikations-Vorgänge intensiviert. Die Nitratammunifikation war besonders im Sommer bei anaerobem Hypolimnion an einem Anstieg des Ammoniumgehalts zu erkennen. In der oberen Wasserschicht waren aufgrund der Sauerstoffverfügbarkeit die Nitrifikationsvorgänge vorherrschend. Dies zeigte sich vor allem tagsüber während der Stratifikation des Wassers, wogegen nachts mit eintretender Zirkulation (siehe Kap. 4.3.3.5.2) Sauerstoff in die Tiefe gelangte und die Nitrifikationsvorgänge auch die Tiefe erreichten.

Bei den hohen sommerlichen pH Werten, die zeitweise über pH 9 lagen, wäre eine Umwandlung des Ammoniums zu Ammoniak zu erwarten. Durch die nächtliche Zirkulation des Wassers wird der pH leicht vermindert (von 9,5 tagsüber zu 8,7 um 00:15 Uhr) und Sauerstoff in die Tiefe transportiert. Dadurch wird verhindert, daß sich Ammoniak in größerem Umfang bildet und toxische Konzentrationen erreicht.

An See 1 ist gelöstes Phosphat über das gesamte Jahr verfügbar und erreicht im September die höchste Konzentration. Die Anwesenheit von Orthophosphat in der gesamten Wassersäule konnte durch die Interaktion des Eisens und die Zirkulation des Wasser erklärt werden (siehe Diskussion in Kapitel 5.2.2).

Die Tatsache, daß trotz des hohen Phosphatbedarfs von Blau- und Grünalgen (SOMMER 1989) immer gelöstes Phosphat im Wasser vorhanden war, läßt klar erkennen, daß der Stickstoff die Primärproduktion begrenzte (LAMPERT & SOMMER 1993). Die Dominanz der spezialisierten Blaualgenarten im August und September, die in der Lage sind, atmosphärischen Stickstoff aufzunehmen, ist ein Zeichen für die geringe Verfügbarkeit von Stickstoff im Wasser.

Obwohl in der vorliegenden Arbeit Silizium nicht gemessen wurde, scheint das Auftreten der Kieselalgen mit einer großen Individuendichte im Frühjahr und das spätere

weitgehende Verschwinden darauf hinzudeuten, daß die Kieselalgen während ihrer Massenentwicklung alles verfügbare Silizium aufbrauchten und damit ihre weitere Entwicklung limitierten (LAMPERT & SOMMER 1993).

An See 2 zeigte der Gesamtstickstoffgehalt daß nur im September gab es einen Anstieg mit der Tiefe, der auf hohen Nitratwerten beruht. Die einzelnen Fraktionen stellten sich folgendermaßen dar: Die sich im Juni und Juli erniedrigenden Nitratwerte sind mit dem Verbrauch durch die Primärproduktion zu erklären. Die höheren Werte im August und September wiederum weisen auf die absinkende Primärproduktion in diesen Monaten hin. Es war immer Nitrat in hohen Konzentrationen im Wasser vorhanden, d.h. es fand keine Begrenzung der Primärproduktion durch die Nitrate statt (VOLLENWEIDER & KERÉKES 1982).

Die Nitrite zeigten keine bedeutende Änderung im Jahresverlauf und mit der Tiefe, und die Konzentrationen waren insgesamt gering. Der Ammoniumgehalt stieg tendenziell mit der Tiefe an und erreichte Höchstwerte auf dem Grund, dennoch waren die Konzentrationen insgesamt niedrig. Da an See 2 fast immer Sauerstoff in der gesamten Wassersäule verfügbar war, herrschten aerobe Prozesse vor, wodurch eine ständige Nitrifikation des Ammoniums möglich war.

An See 2 waren Stickstoff und Phosphat im Wasser immer in ausreichender Konzentration vorhanden (LAMPERT & SOMMER 1993). Wegen des hohen Phosphatbedarfs der Chlorophyta und zentrischen Diatomeen (SOMMER 1989), die durch die Arten *Stichococcus cf. bacillaris* und *Stephanodiscus neoastraea* mit hohen Abundanzen vertreten waren, sank in den Monaten Juni-Juli der Orthophosphatgehalt im Oberflächenwasser ab, Phosphat blieb aber immer verfügbar. In diesem See war die Phytoplanktonentwicklung durch die Austauschvorgänge mit dem Mainwasser (Kap. 5.1.1) limitiert, weswegen die gelösten Formen von Stickstoff und Phosphat nie gänzlich aufgebraucht wurden.

Wie in See 1 ist die Diatomeenentwicklung vermutlich auch hier durch die Verfügbarkeit von Silizium limitiert, weshalb diese Algen nach einer Massenentwicklung im Juli fast gänzlich verschwinden.

5.3 Primärproduktion

An See 1 war Chlorophyll a als ein Kriterium für die Biomasse ohne Bedeutung, weil es in geringen Konzentrationen vorlag und wenig Beziehung zur Primärproduktion zeigte. Bei einem Maximum der Bruttoprimärproduktion im September (um $1000 \text{ mgC m}^{-3} \text{ h}^{-1}$) gab es nur einen unbedeutenden Anstieg von Chlorophyll a. Die Ursache ist, daß Chlorophyll a nicht das Hauptpigment war, d.h. es gab bedeutende Fraktionen von anderen Photopigmenten, die dominieren könnten, wie z.B. Chlorophyll b und c. Nach MARKER et al. (1980) besitzen die Diatomeen und die Dinoflagellaten Chlorophyll c und die Grünalgen Chlorophyll b zusätzlich zu Chlorophyll a. Bei Chlorophyll a Messungen im Phytoplankton scheint nicht die reale Biomasse wiedergegeben zu werden, da auch Chlorophyll b und c eine wichtige Rolle spielen können. Die höchsten Chlorophyllwerte fanden sich im Mai und im August-September, was mit dem Anstieg der Chlorophyta und Chrysophyta im Mai und der Blaualgen in August und September korrespondierte.

Die Nettoprimärproduktion hatte hohe Werte im August und September, was mit dem Anstieg der Cyanophyta, Euglenophyta und Dinophyta im Zusammenhang steht. Diese drei Gruppen und insbesondere die Blaualgen, welche während dieser Zeit eine Massenvermehrung durchmachten, sind die dominanten Gruppen des Phytoplanktons im Sommer. Im Oktober waren die Cryptophyta und die Chlorophyta die ausschließlichen Primärproduzenten. Die Chrysophyta durchliefen im Mai einer Massenvermehrung.

Die Bruttoprimärproduktion in See 1 zeigte eine kleine Spitze im Juni und den größten Anstieg im August und September, was mit zwei Anstiegen der Atmung, einer im Juni und hohen Atmungswerten im August und September zusammenhängt.

Auch in See 2 spiegeln die Chlorophyll-a Werte nicht die reale Primärproduktion wieder. Es gab geringe Konzentrationen und keine direkte Übereinstimmung mit der Primärproduktion.

Die Nettoprimärproduktion wird im Mai, bei niedrigen Werten, durch einen Anstieg der Cyanophyta und Chrysophyta bestimmt. Auch im Juni sind die Werte niedrig, obwohl die Chrysophyta und Chlorophyta ihre höchsten Dichten hatten. Das erklärt sich durch die gleichzeitig hohe Populationsdichte der Protozoen. Im Juli werden die höchsten Werte erreicht, was als Effekt des Protozoenrückgangs erklärt werden kann. Die geringe

Übereinstimmung der Werte für die Bruttoprimärproduktion können, ebenso wie die Septemberwerte durch methodische Fehler verursacht sein (TALLING & DRIVER 1961).

Über die Primärproduktion kann gesagt werden, daß See 1 eutroph ist, mit einer hohen Nettoprimärproduktion im Sommer. Die Primärproduktion an See 1 ist von Lichtbedingungen, vom Stickstoff und, bezogen auf die Diatomeen, wahrscheinlich auch von Silizium limitiert. Nach MARGALEF (1983) hängt die Primärproduktion vom Licht ab und von vertikalen Mischungsvorgängen, die dafür sorgen, daß die Organismen mit Licht und Nährstoffen in Kontakt kommen.

In See 2 ist die Neigung zu Eutrophierung weniger ausgeprägt. In der Sukzession des Phytoplanktons ist in See 2 durch das Zooplankton kontrolliert. Im August wird durch eine starke Population von Cladoceren das Phytoplankton weitgehend aufgebraucht. Das unterschiedliche Verhalten im Vergleich zu See 1 ist auf den ständigen Wasseraustausch mit dem Main zurückzuführen.

5.4 Diversität und Sukzession

Nach MARGALEF (1983) spiegeln die Veränderungen in der Zusammensetzung der Planktongemeinschaft auch deren Diversität wider. Da in beiden Seen die räumlichen Veränderungen der Planktongemeinschaften keine besondere Rolle spielten, wird im Wesentlichen auf die zeitlichen Veränderungen des Planktons eingegangen.

5.4.1 Indizes und deren Beziehung zur Phytoplanktonsukzession

Die Höchstwerte der Diversität und Äquitabilität waren im Juni-Juli mit einer Koexistenz der Chlorophytaarten zu beobachten. Das Absinken der Diversität ab August wird vorwiegend vom Dominanzgrad beeinflusst. Gleichzeitig kommt es zu einem Anstieg der Cyanophytenarten (*Anabaena spyrroides* und *Aphanizomenon flos-aquae*), die mit Hilfe Heterocyten N₂ fixieren können. Diese Cyanophyten haben bei Stickstofflimitation und ausreichendem Phosphatgehalt (PAERL 1988) einen Vorteil gegenüber den anderen Algen.

An See 2 gab es Koexistenz der Arten, welche an den hohen Austausch zwischen See und Fluß angepasst sind. Die Äquitabilität sinkt im Juni ab aufgrund der Abundanz der Arten *S. neoastraea*, *A. granulata* (Chrysophyceae) und *S. cf. bacillaris* (Chlorophyceae) in diesem Monat, aber im gesamten Jahrverlauf hatte die Äquitabilität hohe Werte bei niedrigem Dominanzgrad.

5.4.2 Indizes und deren Beziehung zur Zooplanktonsukzession

An See 1 hatte die Diversität geringe Werte und geringe Schwankungen. Besondere Spitzen der Äquitabilität an See 1 werden im Mai durch die Häufigkeit von zwei Rotiferaarten, *B. angularis* und *K. quadrata*, erreicht. Das Absinken der Äquitabilität im Juni hat die Häufigkeit der kleinen Cladocere *B. longirostris*, sowie von Nauplien und Copepoditen als Ursache. Populationen von *Bosmina* zeigen mit dem Temperaturanstieg im Sommer gewöhnlich ein starkes Wachstum (e.g. FERGUSON et al. 1982, GULATI et al. 1982).

An See 2 war die Artenzahl niedrig und zeigte einen Anstieg im Mai und Juni auf Grund der Häufigkeit von Rotifera und Cladocera. Diese Tiere können sich durch Parthenogenese fortpflanzen und haben deshalb einen Entwicklungsvorteil vor den Copepoda, die sechs Nauplien und fünf Copepodit-Stadien durchlaufen, bevor sie ihre Sexualreife erreichen (ALLAN 1976, ALLAN & GOULDEN 1980, LYNCH 1980; in DEMOTT 1989). Die Diversität hatte niedrige Werte und geringe Schwankungen, gleichzeitig sank im Juni die Äquitabilität als Folge der Dominanz der Cladocera.

In beiden Seen war die Diversität maßgebend von der Dominanz beeinflusst, d.h. die Zooplanktongemeinschaft hatte eine Struktur, in der wenige Arten Populationen mit großer Individuenzahl ausbildeten.

5.4.3 Planktondiversität und äußere Bedingungen

Externe Faktoren für beide Seen, welche die Planktonsukzession stark beeinflussen und die die Unterschiede zwischen See 1 und See 2 verursachen, sind in den Austauschvorgängen mit dem Main zu suchen.

Die Überschwemmungen des Mains bringen Nährstoffe und Organismen in den See ein und homogenisieren den Wasserkörper. Gleichzeitig werden organische Sedimente die sich im Verlaufe des Vorjahres abgelagert haben, resuspendiert und zum Teil wegtransportiert. Damit beeinflussen diese Ereignisse wesentlich den Beginn des Sukzessionsgeschehens im Frühjahr.

Andere Unterschiede zwischen den beiden Seen ergeben sich aus deren unterschiedlicher Morphologie und der unterschiedlichen Anbindung an den Fluß. Während See 1 eine gleichmäßige, geringe Wassertiefe hat, ist See 2 bedeutend tiefer und das Tiefenprofil unregelmäßig. Sein Volumen liegt bei etwa dem Dreifachen des Vergleichssee. Während des größten Teils des Jahres ist See 1 vom Main abgeschnitten, während See 2 in ständigem Wasseraustausch mit dem Fluß steht. Als Folge dieser Unterschiede stellt See 1 während der Vegetationsperiode ein weitgehend geschlossenes System dar, in dem die Sukzessionsvorgänge von internen Mechanismen gesteuert werden. See 2 stellt dagegen ein teilweise offenes System dar, in dem die Verhältnisse durch den Wasseraustausch mit dem Main ständig beeinflußt werden.

5.5 Zeitliche Änderung der Planktongemeinschaften

In See 1 steuerten interne Vorgänge die Sukzession in Richtung Alternanz der Arten. Die Ergebnisse von Dendrogrammen zeigten in die meiste Fälle, wenige Tendenz der systematischen Kategorien sich in den verschiedenen Monaten zu gruppieren. Es gab nur zwei Gruppierungen, die ein Koexistenz anzeigten: eine von Cryptophyten und Copepoden mit einer single linkage um 40, diese war besonders deutlich im Oktober, die als Resultat der Freßbarkeit der Cryptophyta durch Nauplien und Copepoditen interpretiert werden könnte. Die zweite Koexistenz zeigt sich in der Kombination von Nauplien und Copepoditen (single linkage um 30). Da diese Jugendformen der einzigen abundanten Copepodenart *C. strenuus* darstellen ist dies eine Folge der Trennung der beiden Larvengruppen. Das Auftreten beider Stadien im Juni zeigt, daß sich die Reproduktionsperiode der Art über einen längeren Zeitraum erstreckt.

In See 2 war die Sukzession wie im Vergleichssee durch hohe Alternanz der Populationen charakterisiert. Es gab nur zwei Fälle wo die Koexistenz evident war: eine zwischen

Copepoden und Cladocera (single linkage um 30) als Resultat der zufällige Koexistenz der Gruppen im August und der Zusammenfassung zweier Arten innerhalb der Cladocera. Die Darstellung in Abb. 143, in der *D. cucullata* und *B. coregoni* getrennt ausgeführt sind, zeigt, daß auf Artniveau kein höherer Grad von Koexistenz besteht.

Die zweite Gruppierung, zwischen Cryptophyten und Cladocera (um 30), ist vermutlich zufällig hat wegen die niedrige Abundanz der Gruppen keine besondere Bedeutung.

5.6 Planktonsukzession

Die vorliegende Arbeit stellt einen Beitrag zum Studium der Planktonsukzession an beiden Seen dar, die im folgenden in Anlehnung an das PEG-Modell der saisonalen Sukzession der Planktonereignisse im Süßwasser, nach SOMMER et al. (1986), beschrieben werden soll. Dabei liegen die Limitationen der Arbeit in der relativ geringen Probenfrequenz, der Begrenzung auf nur jeweils zwei pelagischen Probestellen und der Tatsache, daß der Untersuchungszeitraum nur über ein Jahr reichte. Trotzdem scheint es angebracht, eine erste Beschreibung der Planktonsukzession für jeden See vorzustellen.

5.6.1 Planktonsukzession in See 1 (Main km-314,75)

März. Überschwemmung durch den Main. Höchstwert der Wassertransparenz um 0,7 Meter. Wasseraustausch und starke Durchmischung. Orthograde Profile von Wassertemperatur und Sauerstoff. Geringe Präsenz von Phyto- und Zooplankton.

Mai. Geringe Wassertransparenz um 0,2 Meter Tiefe. Stratifikation mit hohem relativen thermischen Widerstand bei Sonneneinstrahlung. Polymixis. Sauerstoff mit clinograden Kurven am Tag. Mäßige Werte der Nettoprimärproduktion, Chrysophyta und Rotifera sind abundant. Dominanz der Art *Nitzschia acicularis*. Häufigkeit von *Brachionus angularis* und *K. quadrata*.

Juni. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Sauerstoff mit clinograden Kurven und Übersättigung in der oberen Wasserschicht am Tag.

Das Silizium limitiert das Wachstum der Kieselalgen. Niedrige Nitratwerte. Anstieg der Cladocera und Copepoda bis hin zu hohen Abundanzen. Erster Anstieg der Bruttoprimärproduktion und Atmung. Anstieg der Phytoplanktondiversität durch Chlorophyta mit hoher Äquitabilität. Anstieg von Cladocera mit Häufigkeit von *Bosmina longirostris*. Gehäuftes Auftreten Nauplien und Copepoditen.

Juli. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Sauerstoff mit positiv heterograder Kurve und Übersättigung in der oberen Wasserschicht am Tag. Niedrige Nitratwerte. Anstieg der Phytoplanktondiversität auf Grund von Chlorophyta mit hoher Äquitabilität.

August. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, nächtliche Durchmischung des Wassers, Polymixis. Sauerstoff mit clinograden Kurven, Übersättigung in der oberen Wasserschicht und anaerobe Tiefenbereiche am Tag. Niedrige Nitratwerte kontrollieren das Algenwachstum. Hohe Nettoprimärproduktion. Anstieg von Cyanophyta und Euglenophyta. Mit der Anwesenheit der Blaualgen beginnt die Phytoplanktondiversität abzunehmen.

September. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Sauerstoff mit positiv heterograder Kurve, Übersättigung in der oberen Wasserschicht und anaerobes Tiefenwasser am Tag. Anstieg der Gesamthärte und Carbonathärte. Anstieg des Phosphatgehaltes. Anstieg der Nettoprimärproduktion im Zusammenhang mit auftretender Cyanophytenblüte sowie einer Zunahme von Euglenophyta und Dinophyta. Maximale Werte der Bruttoprimärproduktion und Atmung. Der See ist eutrophiert. Mit der Anwesenheit der Blaualgen niedrige Phytoplanktondiversität. Leichter Anstieg der Copepoda.

Oktober. Geringe Wassertransparenz. Orthograde Profile der Wassertemperatur und Sauerstoff, keine Stratifikation. Absinken des Nitratgehalts, der Bruttoprimärproduktion und der Nettoprimärproduktion. Anstieg der Cryptophyta als Hauptprimärproduzenten und Rückgang der anderen Phytoplanktongruppen. Anstieg der Cladocera.

November. Geringe Wassertransparenz. Orthograde Profile der Wassertemperatur und des Sauerstoffes, Mischung des Wassers. Absenkung der Nitratgehaltes. Zunahme der Protozoa und Abnahme der Copepoda.

5.6.2 Planktonsukzession in See 2 (Main km-310)

März. Überschwemmung durch den Main. Wassertransparenz um einen Meter. Beginn der thermischen Stratifikation. Geringe Werte der Leitfähigkeit. Sauerstoff mit orthograden Profilen.

Mai. Wassertransparenz um einen Meter. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung mit heterograden Temperaturkurven. Sauerstoff mit clinograden Kurven und Übersättigung in der oberen Wasserschicht am Tag. Anwesenheit von Chrysophyta und Cyanophyta ohne einen bedeutenden Anstieg der Nettoprimärproduktion wegen hoher Abundanz von Protozoen und Rotiferen.

Juni. Abnehmende Wassertransparenz um 0,6 Meter. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Sauerstoff mit clinograden Kurven und Übersättigung in der oberen Wasserschicht bei Tag. Hoher Bedarf an Nitrat und Phosphat bei ständiger Verfügbarkeit. Erster Anstieg der Bruttoprimärproduktion und Atmung. Zunahme der Chlorophyta und Chrysophyta. Anstieg der Artenanzahl der Chlorophyta. Anstieg der Häufigkeit von Protozoa und Cladocera.

Juli. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Sauerstoff mit clinograden Kurven und Übersättigung in der oberen Wasserschicht und anaerobem Tiefenwasser bei Tag. Hoher Bedarf an Nitrat und Orthophosphat bei ständiger Verfügbarkeit, hohe Nettoprimärproduktion und Dominanz der Chlorophyceen. Die Primärproduktion ist durch ständigen Wasseraustausch limitiert. Das Silizium limitiert das Wachstum der Kieselalgen. Häufigste Algengruppen sind die Chrysophyten und die Chlorophyten. Anstieg der Nettoprimärproduktion.

August. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Geringe Werte der Leitfähigkeit. Sauerstoff mit negativ heterograden Kurven am Tag. Rückgang der Phytoplanktongemeinschaft, Verminderung der Nettoprimärproduktion und Anstieg der Cladoceren.

September. Geringe Wassertransparenz. Stratifikation bei Sonneneinstrahlung, Polymixis. Sauerstoff mit negativer heterograder Kurve. Anstieg der Gesamthärte und Carbonathärte. Leichte Zunahme der Chrysophyta und mäßige Werte der Nettoprimärproduktion. Zweiter Anstieg der Bruttoprimärproduktion und Atmung. Anstieg der Protozoen. Die Cladocerenpopulationen sind vermindert, die Copepoda nehmen zu.

Oktober. Anstieg der Wassertransparenz. Keine Stratifikation. Sauerstoff mit orthograden Profilen. Weiteres Absinken der Phytoplanktongemeinschaft und Absinken der Protozoen.

November. Anstieg der Wassertransparenz. Keine Stratifikation. Sauerstoff mit orthograden Profilen. Anstieg der Rotiferen und Protozoen.

Zusammenfassung

Während eines einjährigen Studiums an zwei Auskiesungsseen am Main wurde deren Planktodynamik untersucht. In monatlichen Abständen wurden die wichtigsten physikalischen, chemischen und biologischen Variablen erhoben. Dabei stand die Frage nach den Faktoren, die die Planktonsukzession in diesen Gewässern beeinflussen, im Vordergrund.

See 1 (Main-km 314,75) hat eine Oberfläche von 10,6 ha bei einer Durchschnittstiefe von etwa 1 m. Er ist durch ein Überlaufrohr mit dem Main verbunden, massiver Wasseraustausch mit dem Main findet nur während der Hochwasserperiode statt.

See 2 (Main-km 310) hat eine Oberfläche von 9,5 ha bei einer Durchschnittstiefe von mehr als 3 m. Dieser See ist durch einen breiten Kanal mit dem Main verbunden, wodurch ganzjähriger Wasseraustausch stattfindet.

Die grundlegenden Unterschiede zwischen beiden Seen liegen in dem über das Jahr weitgehend fehlenden Wasseraustausch mit dem Main in See 1 im Gegensatz zu einem massiven Wasseraustausch in See 2. Darüberhinaus ist das Tiefenprofil von See 2 unregelmäßig mit einer Maximaltiefe von mehr als 6 m und dem etwa dreifachen Wasservolumen von See 1.

Beide Seen sind polymiktisch mit weitgehend orthograden Temperaturprofilen in der kalten Jahreszeit und der Tendenz zu täglicher Stratifikation im Sommer mit nächtlicher Zirkulation. Durch die häufige Durchmischung erfolgt eine gleichmäßige Verteilung der Stoffe in der Wassersäule.

In keinem der Seen stellte der Phosphor einen limitierenden Faktor dar, was sich durch das Verhalten des Eisens und die Zirkulationsvorgänge erklären läßt. In See 1 limitierte die Verfügbarkeit des gelösten Stickstoffes das Algenwachstum. Als Folge etablierten sich stickstoffbindende Blaualgen im August und September und der See eutrophiert. Die Tendenz zur Eutrophierung ist in See 2 durch den Wasseraustausch mit dem Main abgedämpft. Massenentwicklung von Cyanophyceen wurde nicht beobachtet.

Die Phytoplanktondiversität zeigte an See 1 starke Schwankungen mit den höchsten Werten im Juni und Juli. Die Diversitätsindizes waren in starkem Maße mit Dominanzgrad

und Äquitabilität korreliert. An See 2 sind die Diversitätswerte relativ niedrig mit geringen Schwankungen. Die Werte zeigten sich am stärksten mit dem Dominanzgrad korreliert.

Die Zooplanktondiversität zeigte an See 1 und an See 2 geringe Schwankungen und niedrige Werte. An See 1 war die Zooplanktondiversität am stärksten mit der Äquitabilität und dem Dominanzgrad korreliert. An See 2 stand an erster Stelle der Dominanzgrad.

Die Überschwemmungen des Mains und der in den Wintermonaten erfolgende Wasseraustausch beeinflusste das Ökosystem beider Seen. Die unterschiedliche Entwicklung der Planktonsukzession wird vornehmlich durch den ganzjährigen Wasseraustausch in See 2 im Gegensatz zu dem abgeschlossenen System von See 1 bewirkt. Die Sukzessionen in beiden Seen waren durch eine hohe Alternanz und das weitgehende Fehlen von Koexistenz geprägt.

Insgesamt wurden 141 Phytoplanktonarten und 26 Zooplankter gefunden. Trotz dieser hohen Artenzahlen liegen die für die verschiedenen Monate berechneten Diversitätswerte in einem relativ niedrigen Bereich. Dies ist darin begründet, daß in den einzelnen Monaten wenige Arten ein starke Dominanz entfalten und die Artengemeinschaften im Jahresverlauf stark alternieren.

7 Literaturverzeichnis

- ALLAN, J.D. (1976): Life history patterns in zooplankton. *American Naturalist* **110**: 165-180.
- ALLAN, J.D. & GOULDEN, C.E. (1980): Some aspects of reproductive variation among freshwater zooplankton, pp. 388-410, in KERFOOT, W.C. (editor), *Ecology and Evolution of Zooplankton Communities*. New England University Press, Hannover, N.H.
- APHA, AWWA., WPCF. (1989): *Standard Methods for the Examination of Waste and Wastewater*. Edition XVII.
- BARNDT, G. & BOHN, B. (1995): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz. Band **53**. Bonn. Deutschland. 91 S.
- BEGON, M. E., HARPER, J. L. & TOWNSEND, C. R. (1998): *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag. Herausgegeben von Klaus Peter Sauer. Heidelberg. 750 S.
- BELLMAN, H. (1988): *Leben in Bach und Teich. Pflanzen und Wirbellose der Kleingewässer*. Gunter Steinbach (Hrsgb.). Mosaik Verlag. München. 287 S.
- BERNDT, J. H. (1989): *Die ökologische Bewertung von niederrheinischen Baggerseen mit Hilfe von Makrozoobenthosarten als Bioindikatoren*, Inauguraldissertation an der Universität Köln.
- BFG. (1996): *Morphologie und Benthosbesiedlung des Alten Baggersees/Elgersheim im Vergleich mit der Neuen Kiesgrube Elgersheim und Baggerseen am Main*. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Referat Tierökologie. Koblenz.
- BICK, H. (1998): *Grundzüge der Ökologie*. 3. Auflage. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 368 S.
- BIRGE, E. A. (1915): The Heat Budgets of American and European Lakes. *Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.* **18(Part 1)**: 166-213.
- _____ (1916): The work of the wind in warming lake. *Trans. Wis. Acad. Sci. Arts Lett.* **18(Part 2)**: 341-391.
- BOURRELLY, P. (1966): *Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les Algues Vertes*. Éditions N. Boubée & Cie. 511 S., Paris.
- _____ (1968): *Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome II: Les Algues jaunes et brunes. Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées*.

Éditions N. Boubée & Cie. 438 S., Paris.

- _____ (1985): Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome **III**: Les Algues bleues et rouges. Les Euglénoides, Peridiniées et Cryptomonadines.- Réimpr. rev. augm., 606 S., (Boubée) Paris.
- BÜRGER, N. (1998): Ökologische Untersuchungen des Altmains bei Volkach. Diplomarbeit der Justus Liebig-Universität Giessen.
- CANTER-LUND, H. & LUND, J.W.G. (1996): Freshwater Algae. Their microscopic world explored. Biopress Ltd. England.
- COLE, G. A. (1983): Textbook of Limnology. The C. V. Mosby Company. Third Edition. St. Louis.
- DEMOTT, R. W. (1989): The Role of Competition in Zooplankton Succession. In Sommer, U. (Ed.), Plankton Ecology. Chapter **6**. Springer-Verlag. Berlin. S. 205.
- DIERCKE, C. (1974): Weltatlas, Braunschweig.
- DONNER, J. (1973): Rädertiere (Rotatorien). Franckh'sche Verlagshandlung. W. Keller & Co., Stuttgart. 54 S.
- DVWK. (1993): Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Teil **I**. 227/1993.(P. Parey) Hamburg.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D. (Hrsg.). (1985): Süßwasserflora von Mitteleuropa.-bisher **1** Bände, (G. Fischer) Stuttgart. Begründet von A. Pascher.
- _____ (1985): Band **1** Chrysophyceae und Haptophyceae.
- _____ (1997): Band **2/1** Bacillariophyceae (Naviculaceae).
- _____ (1997): Band **2/2** Bacillariophyceae (Epithemiaceae, Bacillariaceae, Surirellaceae).
- _____ (1991): Band **2/3** Bacillariophyceae (Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae).
- _____ (1991): Band **2/4** Bacillariophyceae (Achnantheaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Gesamtliteraturverzeichnis für Teil **1-4**).
- _____ (1990): Band **6** Dinophyceae (Dinoflagellida).
- _____ (1983): Band **9** Chlorophyta I (Phytomonadina).

- _____ (1988): Band **10** Chlorophyta II (Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales).
- _____ (1985): Band **14** Chlorophyta VI (Oedogoniophyceae: Oedogoniales).
- _____ (1984): Band **16** Chlorophyta VIII (Conjugatophyceae I: Zygnemales).
- EXCEL. (1995): Excel Version **7.0** für Windows 95.
- FECKER, E. & REIK, G. (1987): Baugeologie, Stuttgart.
- FERGUSON, A.J.D., THOMPSON, J.M. & REYNOLDS, C.S. (1982): Structure and dynamics of zooplankton communities maintained in closed systems, with special reference to algal food supply.-J. Plankton Res. **4**: 523-545.
- FLÖBNER, D. (1972): Krebstiere, Crustacea. Die Tierwelt Deutschlands (Hrsg. Maria Dahl & Fritz Pens). Gustav Fischer Verlag. Jena. 501 S.
- FOISSNER, W., BLATTERER, H., BERGER, H. & KOHMANN, F. (1994): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems-Band **III**: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft **1/94**: 1-548.
- FORBES, S. A. (1887): The lake as a microcosm. Bull. Peoria Scient. Ass., (**1887**): 77-87.
- FOTT, B. (1969): Studies in Phycology. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) 304 S. Stuttgart.
- GAARDER, T. & GRAN'S, H. (1927): Investigations of the production of plankton in the Oslo Fjord. Rapp. et Proc.-Verb., Cons. Internat. Explor. Mer. **42**:1-48.
- GULATI, R.D., SIEWERTSEN, K. & POSTEMA, G. (1982): The zooplankton: its community structure, food and feeding and role in the ecosystem of lake Vechten.-Hydrobiologia **95**: 127-163.
- HAASE, U. (1998): Limnologische Untersuchungen am Main und Nebengewässern bei Bamberg. Diplomarbeit der Johannes-Gutenberg-Universität Mainz.
- HÅKANSON, L. (1981): A Manual of Lake Morphometry. Springer Verlag. Berlin. 78 S.
- HARDIN, G. (1960): The competitive exclusion principle. Science **131**: 1292-1298.
- HARRIS, G.P. & PICCININ, B.B. (1980): Physical variability and phytoplankton communities. IV. Temporal changes in the phytoplankton community of a physically variable lake.- Arch. Hydrobiol. **89**: 447-473.
- HAUSMANN, K. & PATTERSON, D. (1987): Taschenatlas der Einzeller. Protisten. Kosmos

Taschenatlas. 715. Stuttgart. Deutschland.

HUBER-PESTALOZZI, G. (Hrsg.) (1938 ff): Das Phytoplankton des Süßwassers.-In: THIENEMANN, A., ELSTER, H.-J. & OHLE, W. (Hrsg.): Die Binnengewässer, bisher **16** Teile, (Schweizerbart) Stuttgart.

_____ (1938): Band **XVI**, Teil **1**. Allgemeiner Teil Blaualgen. Bakterien. Pilze. 341 S.

_____ (1976): Band **XVI**, Teil **2**, **1**. Hälfte. Chrysophyceen. Farblose Flagellaten. Heterokonten. 2. Unveränderter Nachdruck. 365 S.

_____ (1955): Band **XVI**, Teil **4**. Euglenophyceen. 606 S. und CXIV, Taf.

_____ (1961): Band **XVI**, Teil **5**. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Volvocales. 774 S. CLVIII, Taf.

_____ (1983): Band **XVI**, Teil **7**, **1**. Hälfte. Von J. Komárek und B. Fott. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. 1044 S.

HUSTON, M. (1979): A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* **113**: 81-101.

HUTCHINSON, G. E. (1967): *A Treatise on Limnology*. **II**. Wiley, New York. 1115 pp.

_____ (1961): The paradox of the plankton. *The American Naturalist*. Vol. XCV, No. **882**.

_____ (1957): *A Treatise on Limnology*. **I**. Geography, Physics, and Chemistry. Wiley, New York. S. 204-205.

HUTCHINSON, G. E. & LÖFFLER, H. (1956): The thermal classification of lakes. *Proc. Nat. Acad. Sci.* **42**.

JASSBY, A., & GOLDMAN, C. (1974): A quantitative measure of succession rate and its application to the phytoplankton of lakes. *The American Naturalist*. Vol. 108, No. **963**.

KNISELY, K. & GELLER, W. (1986): Selective feeding of four zooplankton species on natural lake zooplankton. *Oecologia* **96**: 86-94.

KOCH, A. L. (1974): Coexistence resulting from an alteration of density dependent and density independent growth. *Journal of Theoretical Biology* **44**: 373-386.

KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., & VOLESKE, P. (1996): *Biostatistik*. 2. Auflage. Springer Lehrbuch. Berlin. 285 S.

- KRAUSE-DELLIN, D. (1997): Die Bestimmung des Zooplanktons in Flüssen und Seen. Lauterbornia. Heft **30**. 60 S. 33 Taf. Dinkelscherben. Deutschland.
- KRIEGERT, W. & GERLOFF, J. (1965): Die Gattung Cosmarium. Verlag von J. Cramer. 240 S. 23 Taf. Weinheim. Deutschland.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart. 440 S.
- LEGENDRE, L. & DEMERS, S. (1984): Towards dynamic biological oceanography and limnology.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. **41**: 2-19.
- LEWIS, W. M., JR. (1978): Analysis of succession in a tropical phytoplankton community and a new measure of succession rate. The American Naturalist. Vol. 112, No. **984**.
- LYNCH, M. (1980): The evolution of cladoceran life histories. Quarterly Review of Biology **55**: 23-42.
- MARGALEF, R. (1968): Perspectives in Ecological Theory. University of Chicago Press, Chicago. 110 pp.
- _____ (1978): Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in a unstable environment. - Oceanol. Acta **1**: 493-507.
- _____ (1983): Limnología. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 1010 p.
- MARGARITORA, F. (1985): Cladocera. Fauna D'Italia. Edizione Calderini Bologna. 399 p.
- MARKER, A.F.H., NUSCH, E.A., RAI, H. & RIEMANN, B. (1980): The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. **14**: 91-106. Stuttgart, September 1980.
- MAUCH, E. (1997): Die Bestimmung des Phytoplanktons in Flüssen und Seen. Lauterbornia. Heft **29**. 51 S. 5 Taf. Dinkelscherben. Deutschland.
- MOORE, G. M. (1939): A limnological investigation of the microscopic benthic fauna of Douglas Lake, Michigan. Ecol. Monogr. **9**: 537-582.
- ODUM, H. (1994): Ecological and General Systems. An Introduction to Systems Ecology. Revised Edition. University Press of Colorado. Chapter Twenty-two. p. 443.
- PAERL, H.W. (1988): Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton: in growth and reproductive strategies of freshwater Blue-green algae (Cyanobacteria). Chapter 7. Edited by SANDGREN, C. Cambridge University Press. Cambridge. S. 264, 267.

- PANKOW, H. (1990): Ostsee- Algenflora. 1. Auflage. Gustav Fischer Verlag Jena.
- PATTERSON, D. J. (1998): Free-Living Freshwater Protozoa. A Colour Guide. John Wiley & Sons. New York. 223 S.
- PIELOU, E. C. (1969): Shannons formula as a measure of specific diversity - its use and disuse. *Am. Nat.*, **100**: 463-465.
- POURRIOT, R. & FRANCEK, A. J. (1986): Rotifers.-Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises **8**, 37 S., (Extrait de *Bull.mens. Soc. Linn. Lyon* **55,5**) Lyon.
- POOLE, H. H. & ATKINS, W. R. G. (1929): Photo-electric measurement of submarine illumination through out the year. *Jour. Mar. Biol. Assoc.*, **16**: 297-324.
- PRESCOTT, G.W., BICUDO, C.E. & VINYARD, W. C. (1982): A Synopsis of North American Desmids. Part **II**. Desmidiaceae: Placodermae Section 4. University of Nebraska Press. Lincoln and London. p. 241.
- REYNOLDS, C. S. (1980): Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lakes.- *Holarctic Ecol.* **3**: 141-159.
- _____ (1990): Temporal scales of variability in pelagic environments and the response of phytoplankton.- *Freshwat. Biol.* **23**: 25-53.
- REYNOLDS, C. S., WISEMAN, S. W., GODFREY, B. M. & BUTTERWICK, C. (1983): Some effects of artificial mixing on the dynamics of phytoplankton populations in large limnetic enclosures. - *J. Plankton Res.* **5**: 203-234.
- RICHLY, W. (1992): Meß - und Analyseverfahren. 1. Auflage. Vogel Buchverlag. Würzburg. 255 S.
- ROSS, J. (1979): *Prácticas de Ecología*. Barcelona: Ediciones Omega, SA.
- RUPPERT, K., GRÄF, P., HECKL, F.-X., LINTNER, P. & METZ, R. (1987): BRD und Berlin West-Bayern - Eine Landeskunde aus sozialgeographischer Sicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.
- SCHULZE, G. & SIMON, J. (1989): Maßanalyse. Theorie und Praxis der Titrations mit chemischen und physikalischen Indikatoren. 15. Auflage. W de G Verlag. Berlin. Deutschland. 347 S.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7 . Auflage. Gustav Fischer Verlag-Stuttgart. Deutschland. 387 S.

- SCHWOERBEL, J. & ZWICK, P. (Hrsg.). (1993): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Band **8/4-1** (G. Fischer) Stuttgart. Begründet von BRAUER, A.
- _____ (1993): Band **8/4-1**. Crustacea. Copepoda. Calanoida und Cyclopoda von EINSLE, U. 208 S.
- _____ (1996): Band **8/2-3**. Crustacea. Cladocera/Bosminidae. von LIEDER, U. 80 S.
- SHANNON, C. E., & WEAVER, W. (1948): The Mathematical Theory of Communication. Univ. Illinois, Press Urbana.
- SIEBECK, O. (1980): Einführung in das Symposium in: Baggerseen und Naturschutz. Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Lufen/Salzach.
- SIMPSON, E. H. (1949): Measurement of diversity. *Nature*, **163**: 688.
- SMOLL, J. P., BATTARBEE, R., DAVIS, W., & MERILÄINEN, J. (1986): Diatoms and Lake Acidity. Dr. W. Junk Publishers. 307 S. Dordrecht, The Netherlands.
- SOKAL, R., & ROHLF, J. (1981): Biometry. W.H. Freeman, San Francisco.
- SOMMER, U. (1985): Seasonal succession of phytoplankton in lake Constance. -*Bioscience* **35**: 351-357.
- _____ (1989): Plankton Ecology. Succession in Plankton Communities. Springer Verlag. Berlin. 369 S.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, M. & DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters.- *Arch. Hydrobiol.* **106**: 432-471.
- STATISTICA. (1995): Version **5.0**. Copyright ©, Statsoft, Inc.,
- STEEL, R. G., & TORRIE, J. H. (1985): Bioestadística. Principios y Procedimientos. Segunda Edición (Primera en Español). Mc Graw Hill. Bogotá-Colombia.
- STREBEL, H. & KRAUTER, D. (1988): Das Leben im Wassertropfen. Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Franckh- Kosmos Naturführer. 399 S. Stuttgart. Deutschland.
- SURFER. (1993-1995): Surface Mapping System Copyright © , Version **6.01**. Golden Software, Inc.,
- TALLING, J. F. & DRIVER, D. (1961): Some problems in the estimation of chlorophyll a in phytoplankton. -In: Proc. Conf. Primary Production Measurement Marine Freshwater, Uni. Hawaii, U. S. Atomic Energy Commission Publ. TID 7633 (ed. by

- DOTY, M. S.): 142-146.
- TEROFAL, F. (1984): Süßwasserfische in europäischen Gewässern. Gunter Steinbach (Hrsg.). Mosaik Verlag. München. 287 S.
- TITTIZER, T., BANNING, M., LUECHS, H., SCHLEUTER, M. & SCHÖLL, F. (1993): Faunenaustausch Rhein/Main - Altmühl/Donau. - DGL, Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 1993, S. 383-387.
- VOIGT, M. (1957): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk von Max Voigt. **I** Textband mit 27 Textabbildungen. **II** Tafelband mit 115 Tafeln. Gebrüder Borntraeger. Berlin-Nikolassee. Deutschland. 508 S.
- VOLLENWEIDER, R. & KEREKES, J. (1982): Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control. OECD, Paris.
- WALTER, H. (1979): Vegetation und Klimazonen, Stuttgart.
- WETZEL, R. & LIKENS, G. (1991): Limnological Analyses. Second Edition. Springer Verlag. New York. 391 p.
- WETZEL, R. G. (1983): Limnology. Saunders College Publishing. Second Edition. Fort Worth. 767 p.
- WINKLER, L. W. (1888): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs. Ber. dt. chem. Ges. **21**, 2843-2854.
- WSA. (1997): Abflußwert-Messungen des Wasser-und Schifffahrtsamtes. Schweinfurt am Pegel Schweinfurt-Neuer-Hafen.

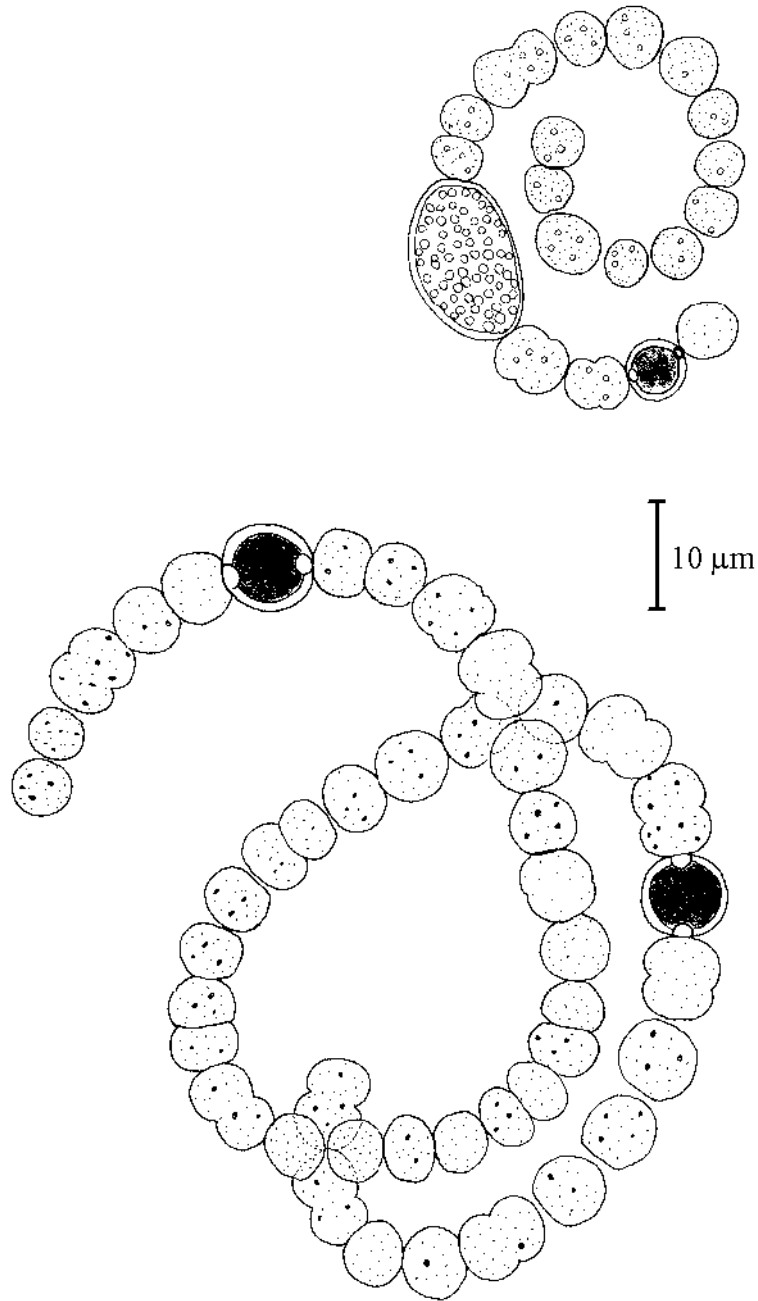
8 Anhang

Tafelverzeichnis der Phytoplanktongemeinschaft

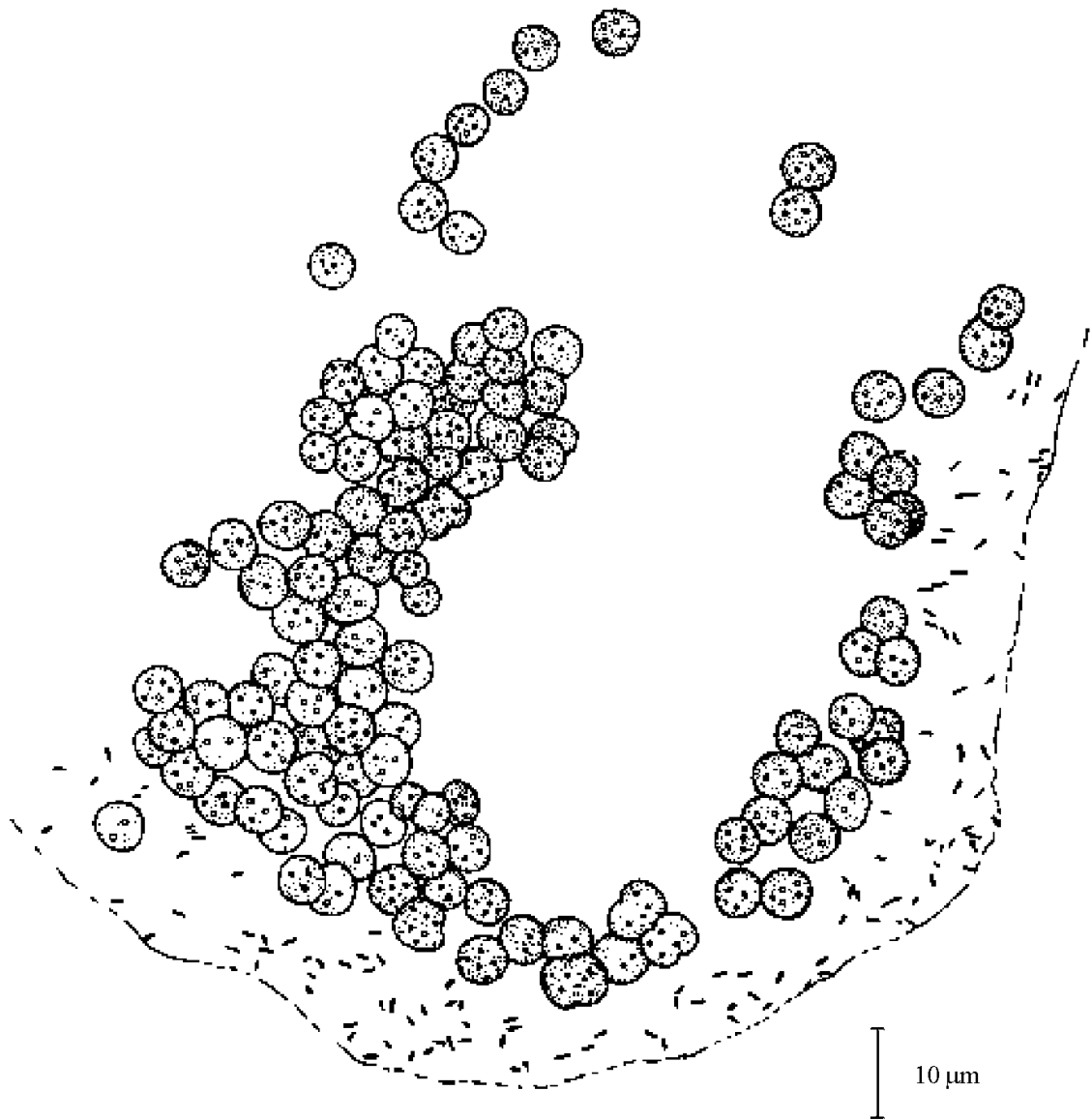
Abteilungen	Tafeln
Cyanophyta	I-V
Chrysophyta	VI-XVI
Euglenophyta	XVII-XX
Dinophyta	XXI
Cryptophyta	XXII-XXIII
Chlorophyta	XXIV-XXXII

Tafelverzeichnis der Zooplanktongemeinschaft

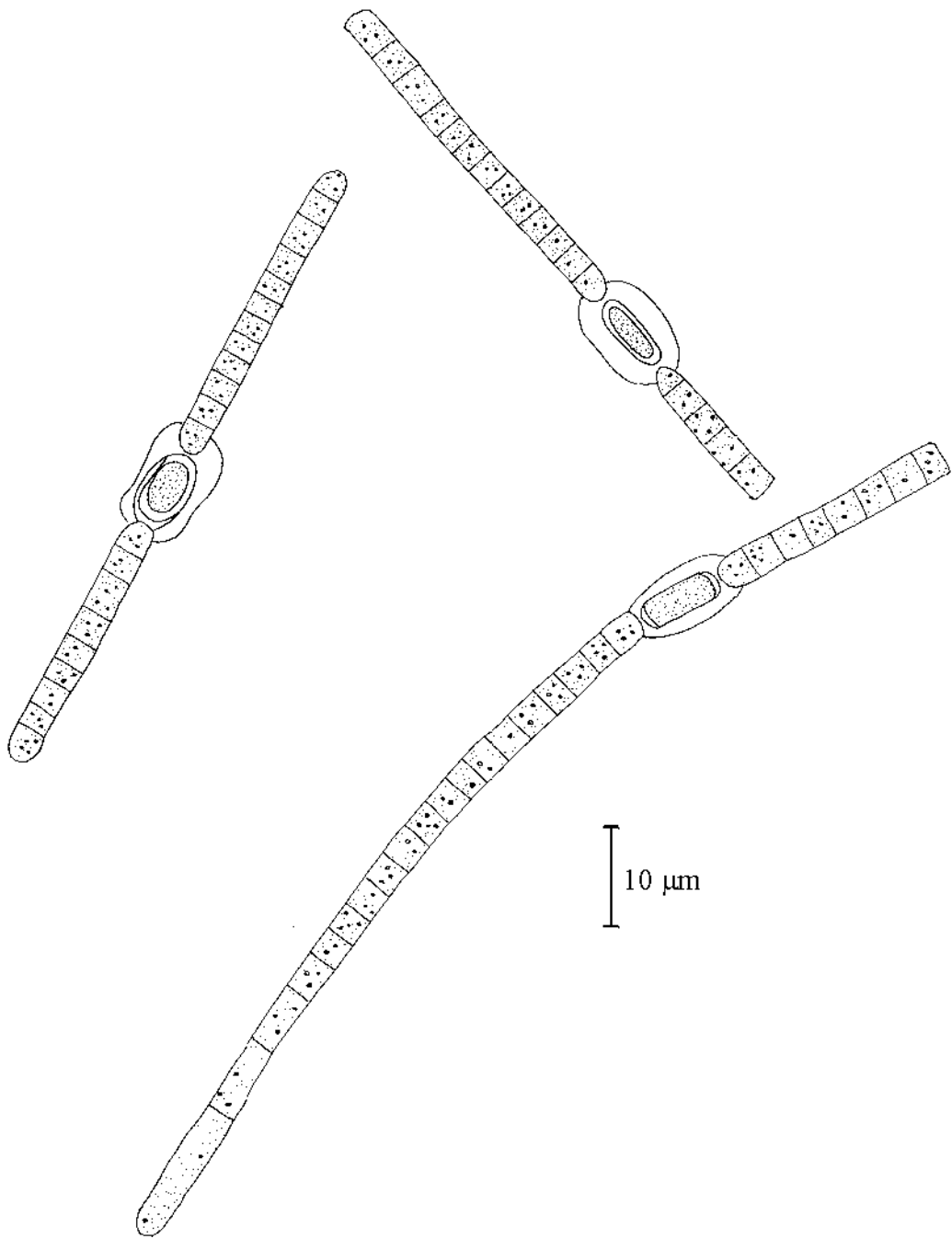
Gruppen	Tafeln
Protozoa	XXXIII
Rotifera	XXXIV-XXXVI
Cladocera	XXXVII-XXXVIII
Copepoda	XXXIX



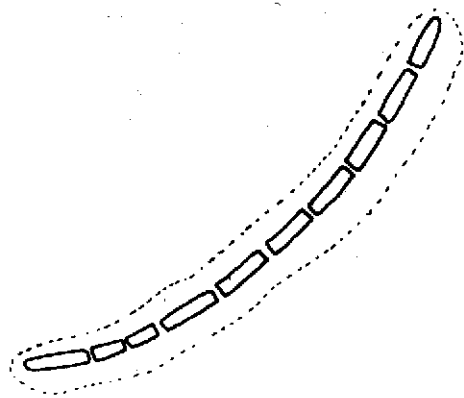
Anabaena sphaeroides



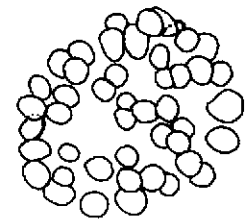
Microcystis aeruginosa



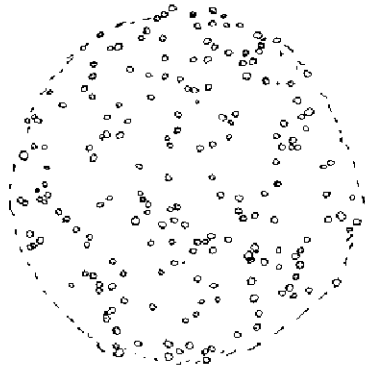
Aphanizomenon flos-aquae



1



2



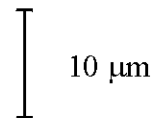
3



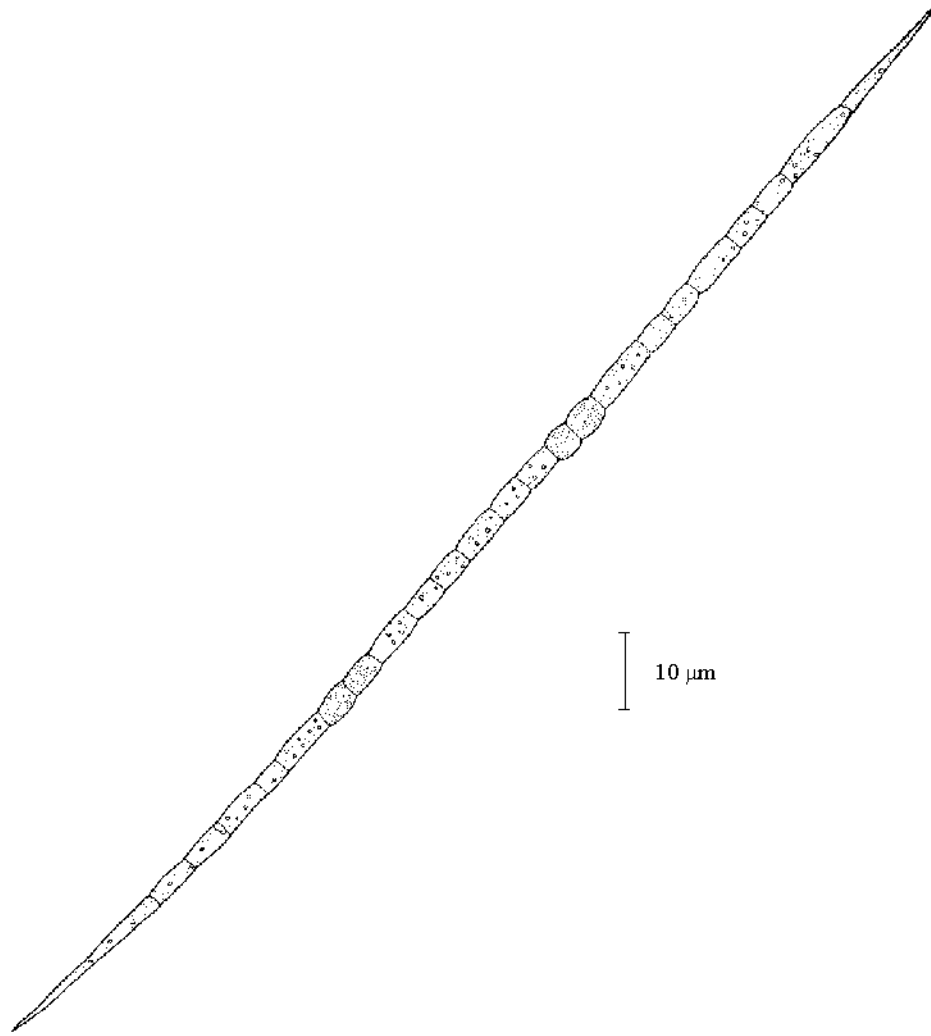
4



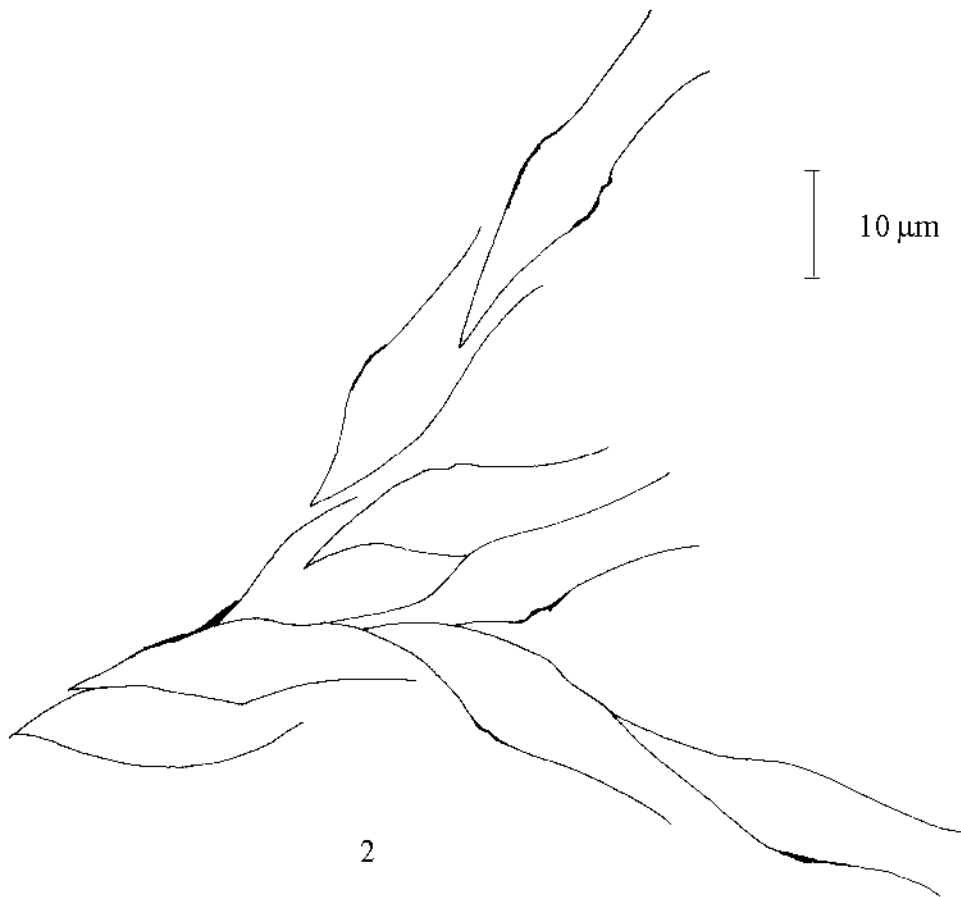
5



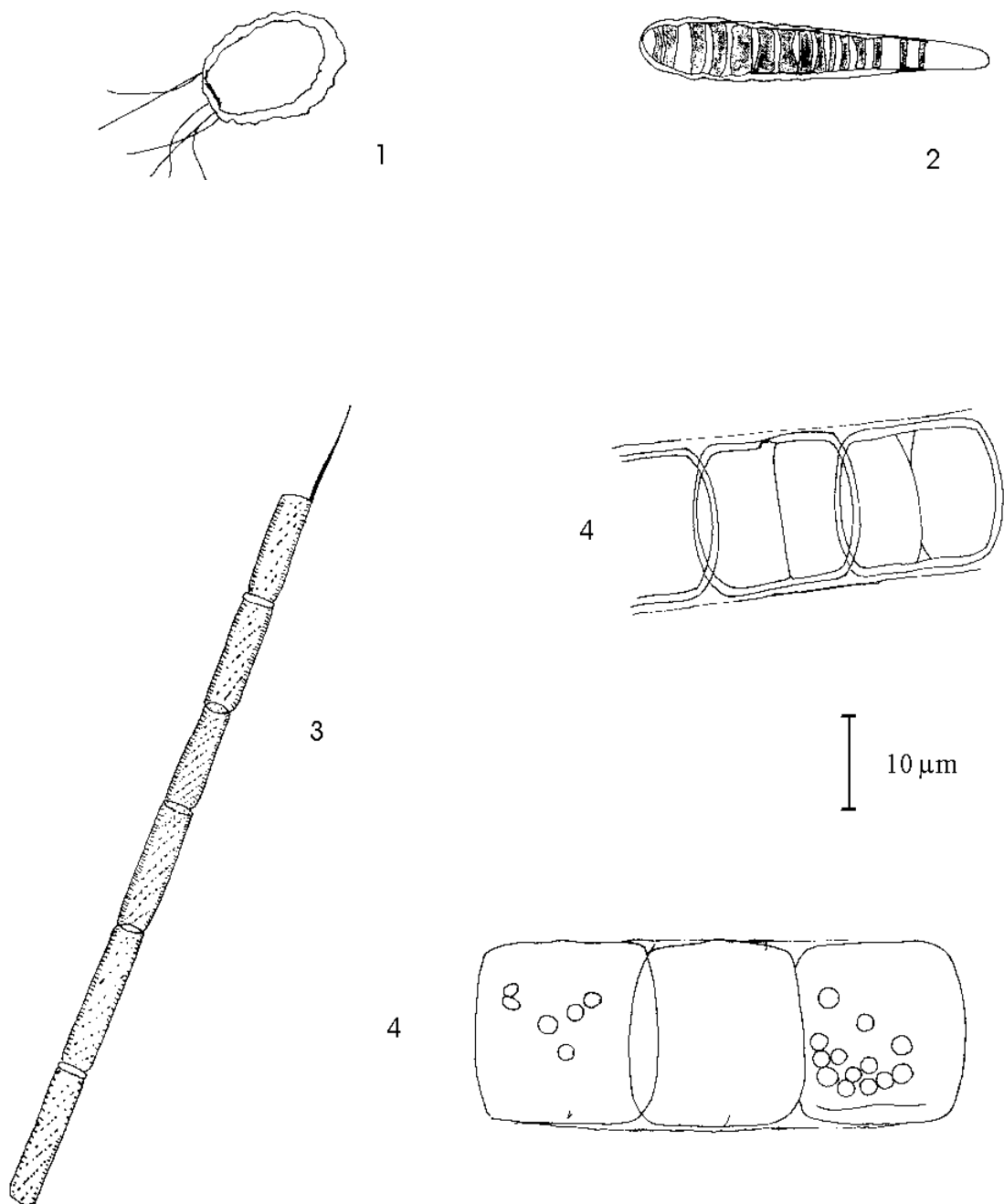
- 1 *Oscillatoria planctonica*
- 2 *Coelosphaerium naegelianum*
- 3 *Aphanocapsa delicatissima*
- 4 *Synechococcus lineare*
- 5 *Merismopedia minima*



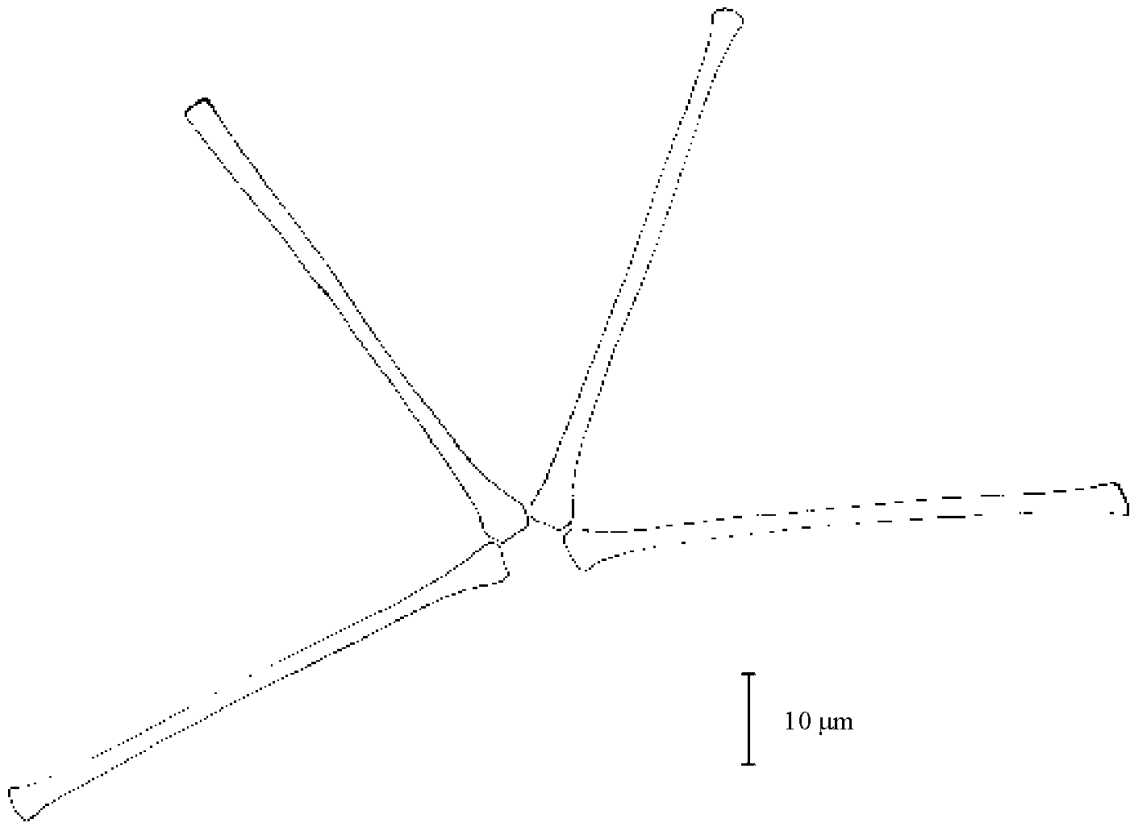
Cylindrospermopsis cf. raciborskii



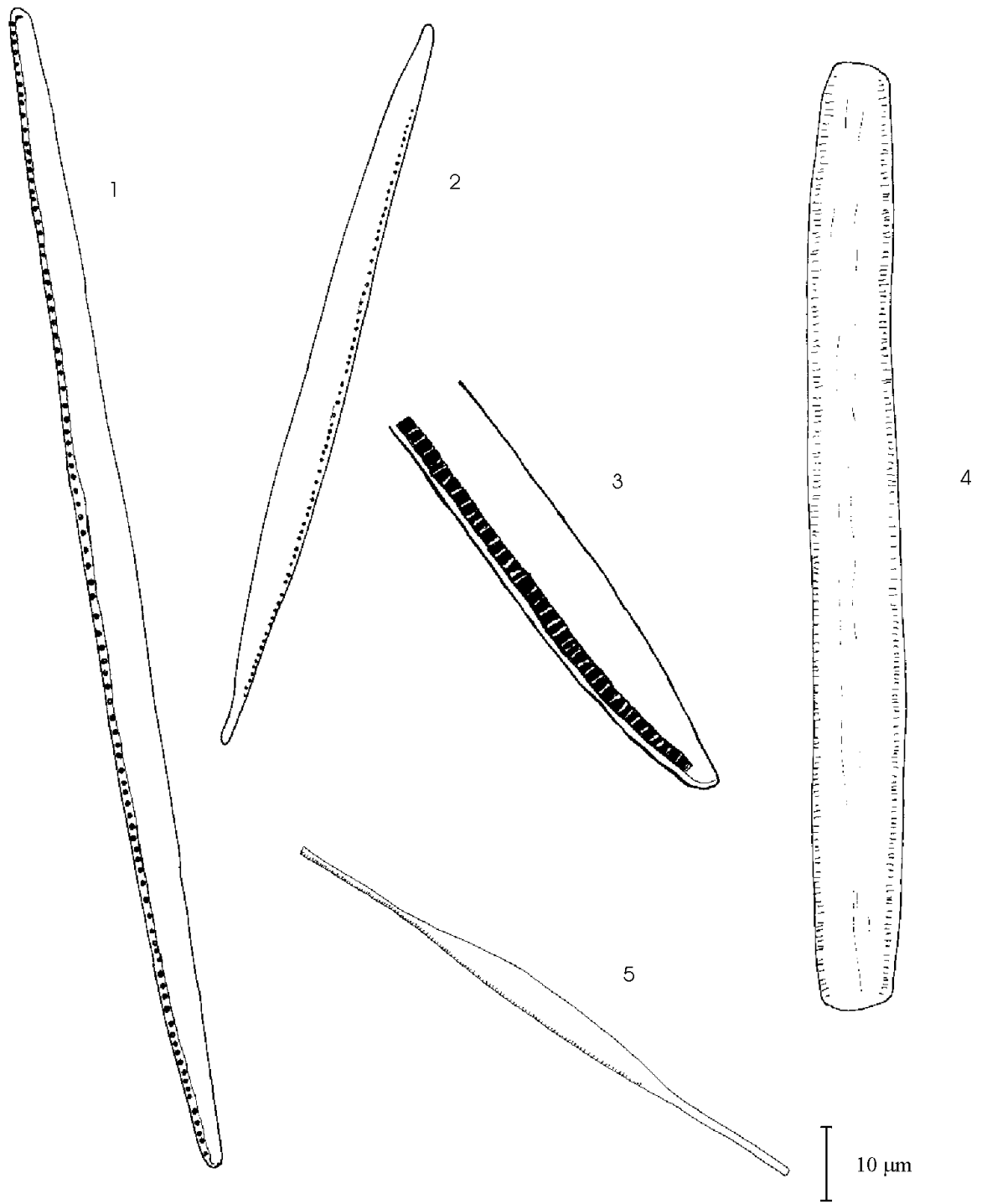
1 *Dynobrion sociale* var. *stipitatum*
2 *Dynobrion divergens* var. *angulatum*



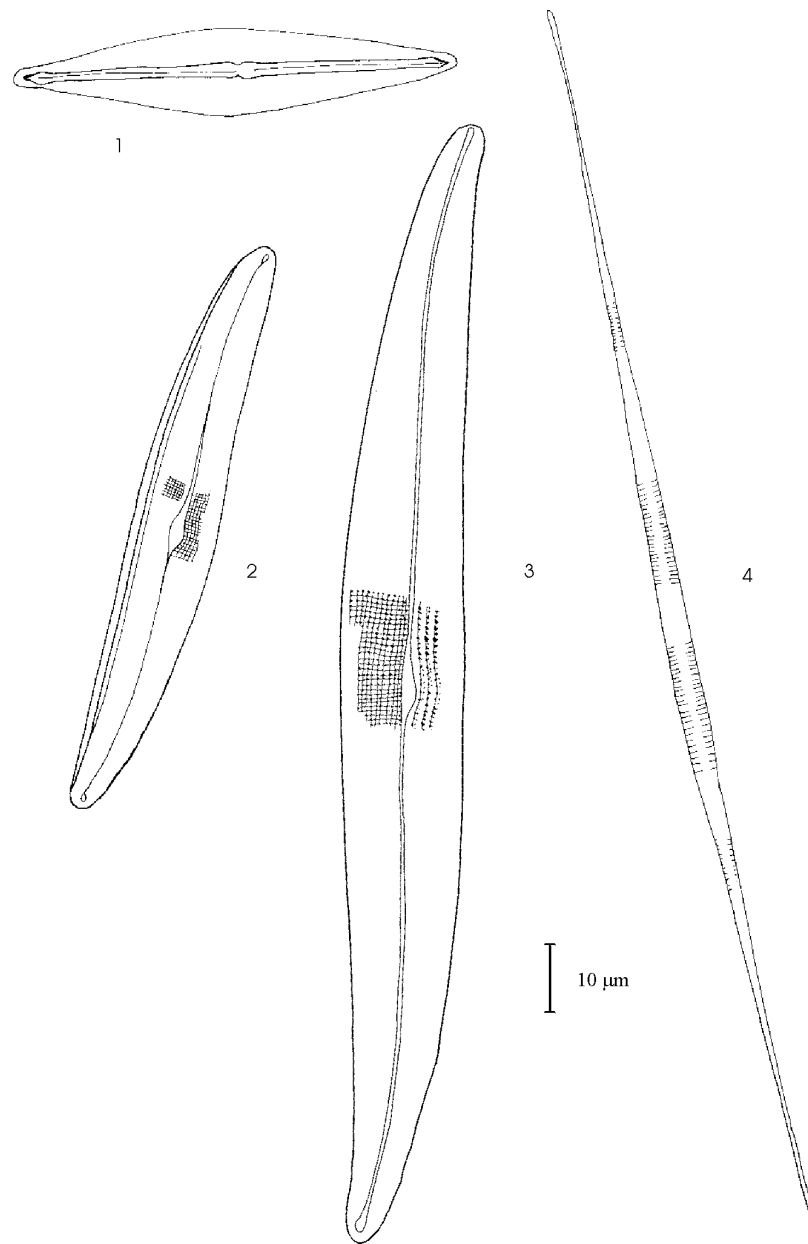
- 1 *Mallomonas* sp
2 *Meridion circulare*
3 *Aulacoseira granulata* var. *granulata*
4 *Melosira varians* (verschiedene Größen)



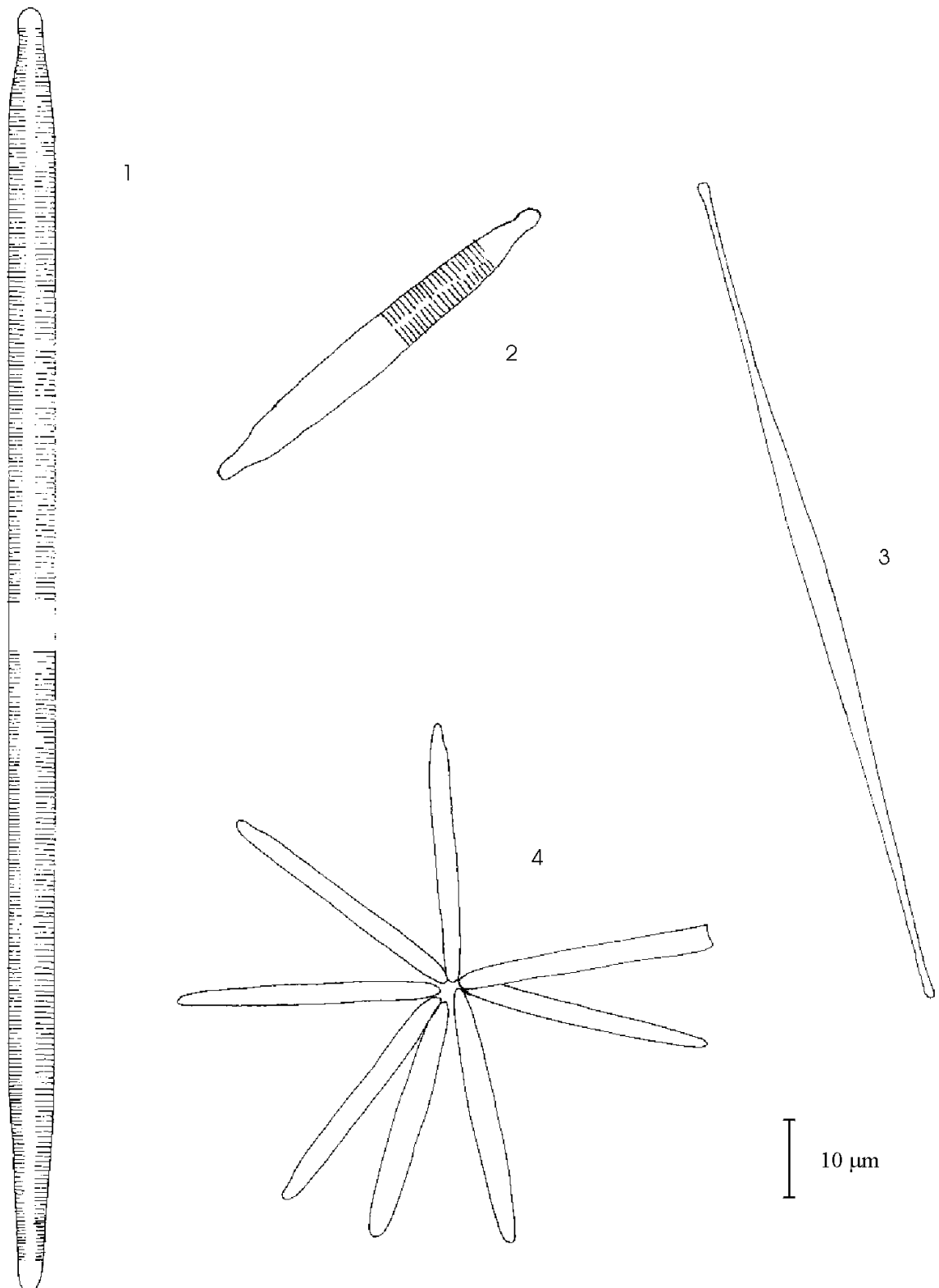
Asterionella formosa



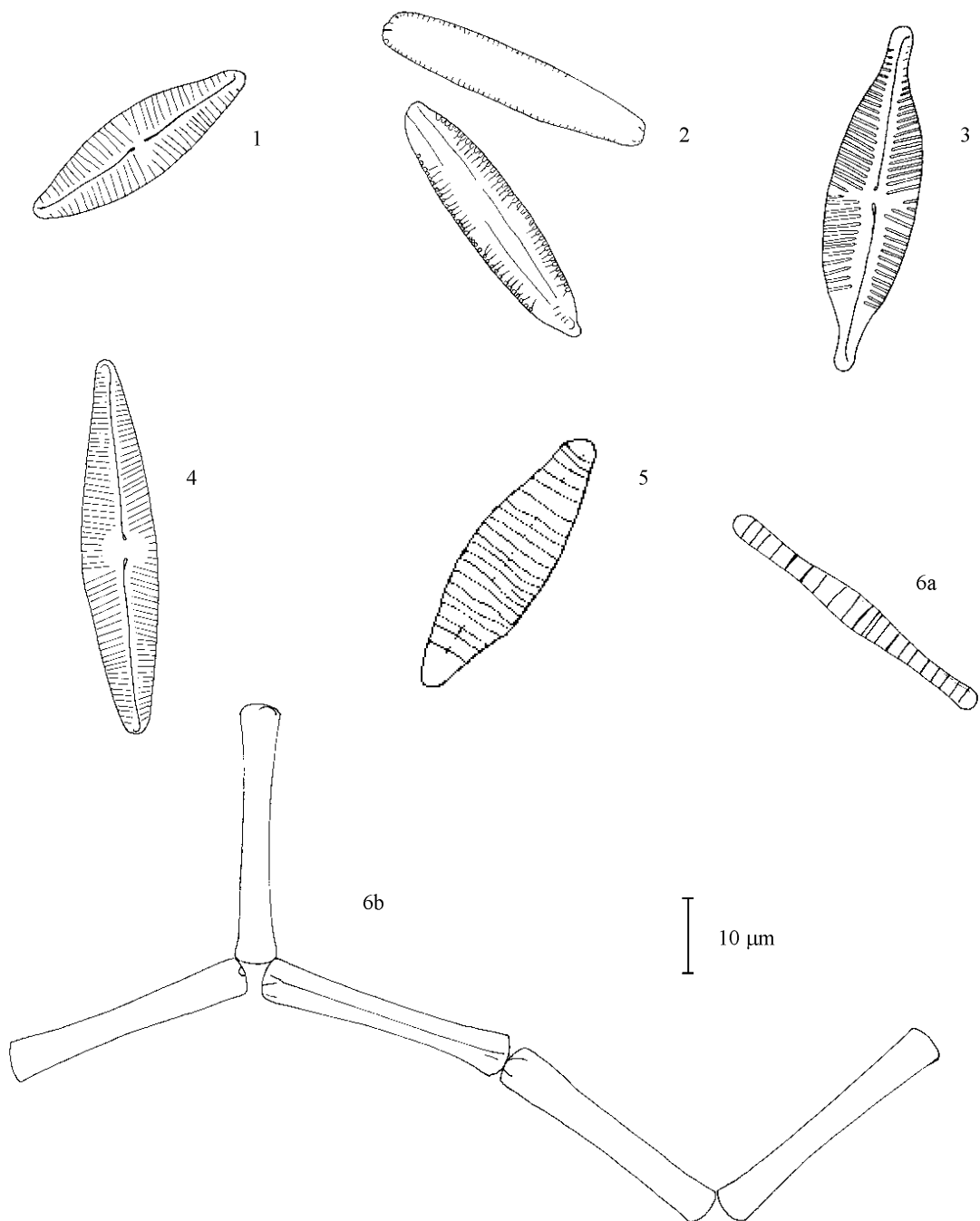
- 1 *Nitzschia* cf. *species*
- 2 *Nitzschia linearis*
- 3 *Nitzschia palea*
- 4 *Nitzschia sigmoidea*
- 5 *Nitzschia acicularis*



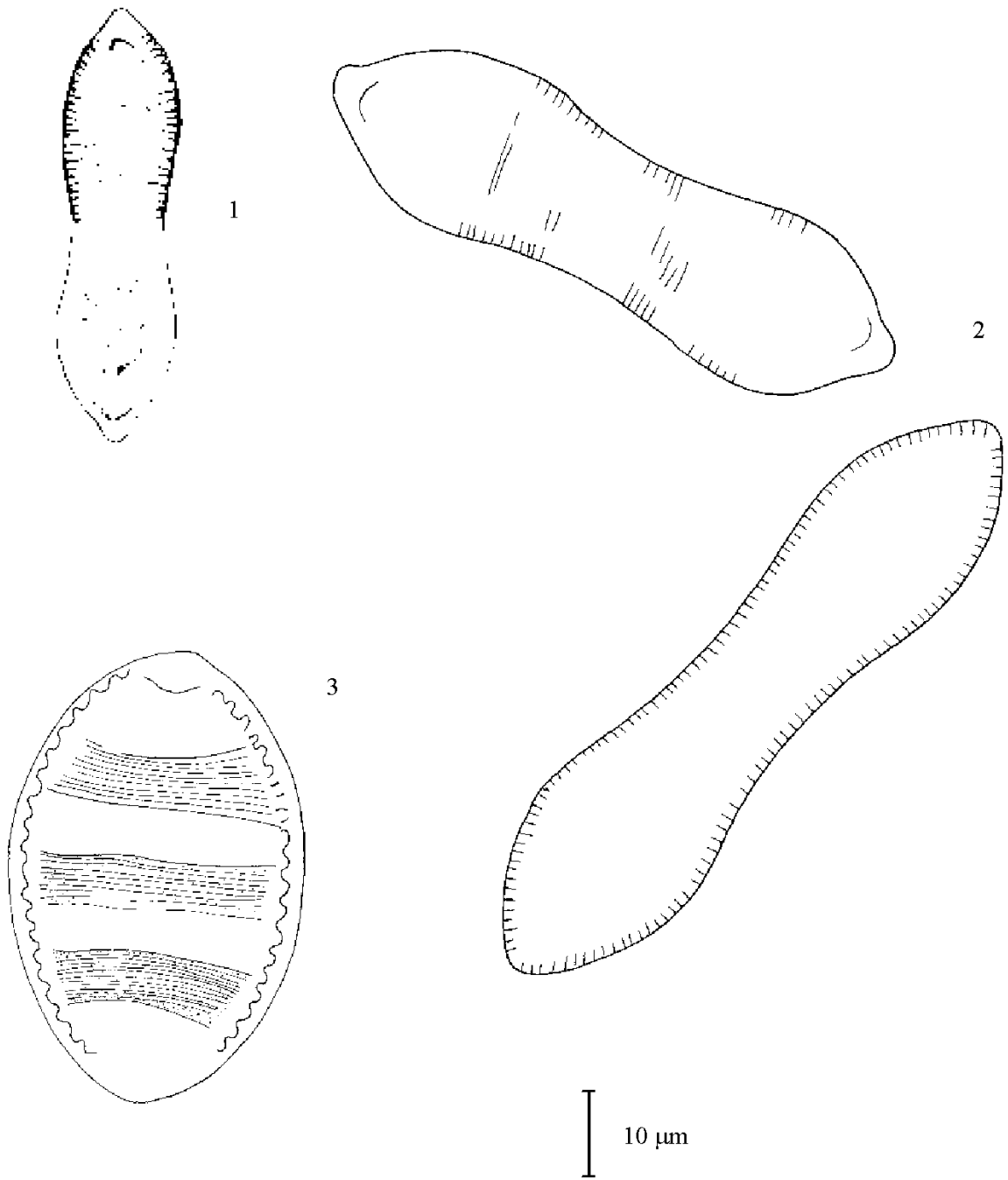
- 1 *Frustulia rhomboides*
- 2 *Gyrosigma acuminatum*
- 3 *Gyrosigma attenuatum*
- 4 *Synedra acus* var. *angustissima*



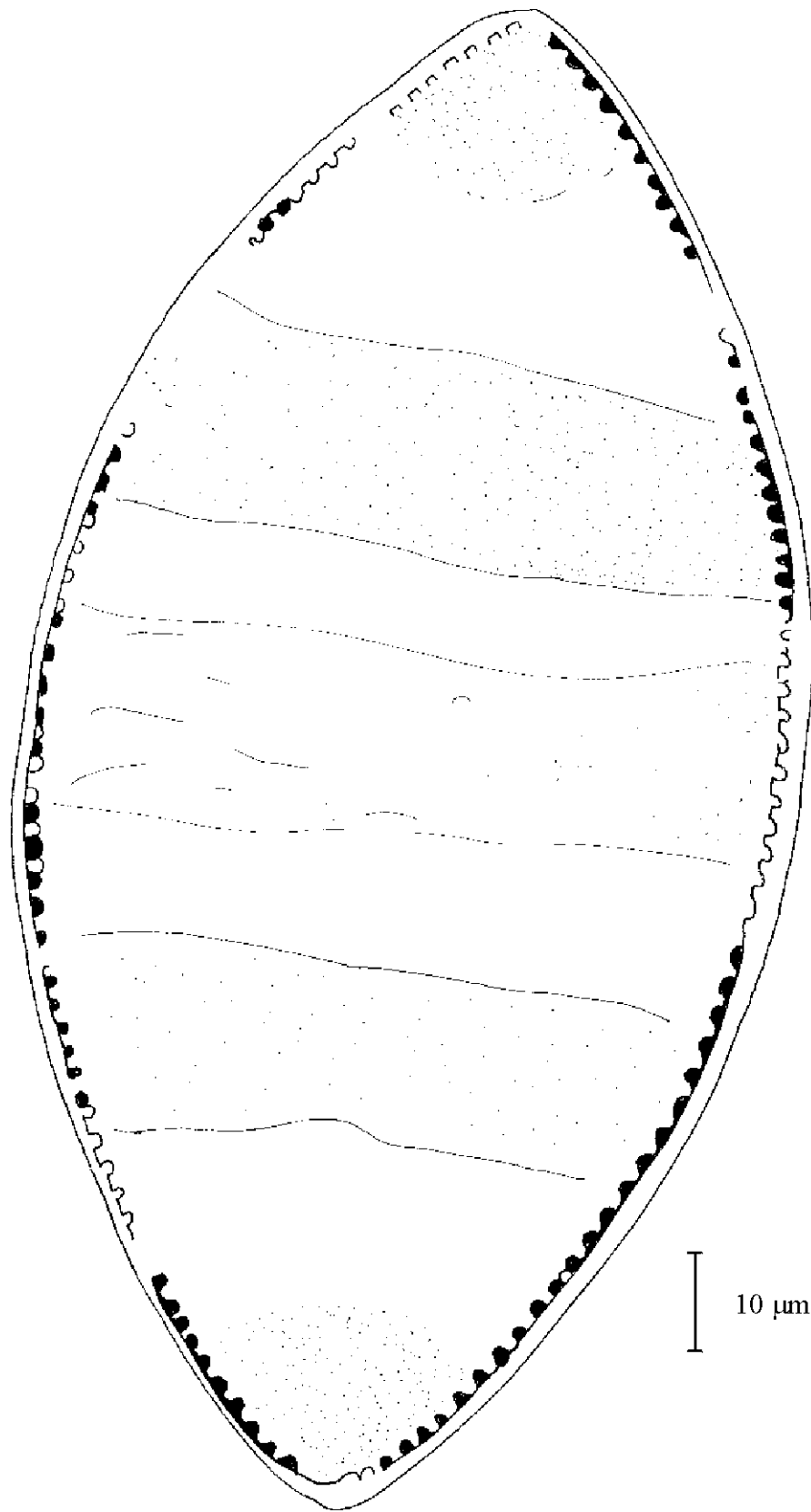
- 1 *Fragilaria ulna*
- 2 *Fragilaria ulna* var. *ulna*
- 3 *Fragilaria tenera*
- 4 *Fragilaria utermoehlii*



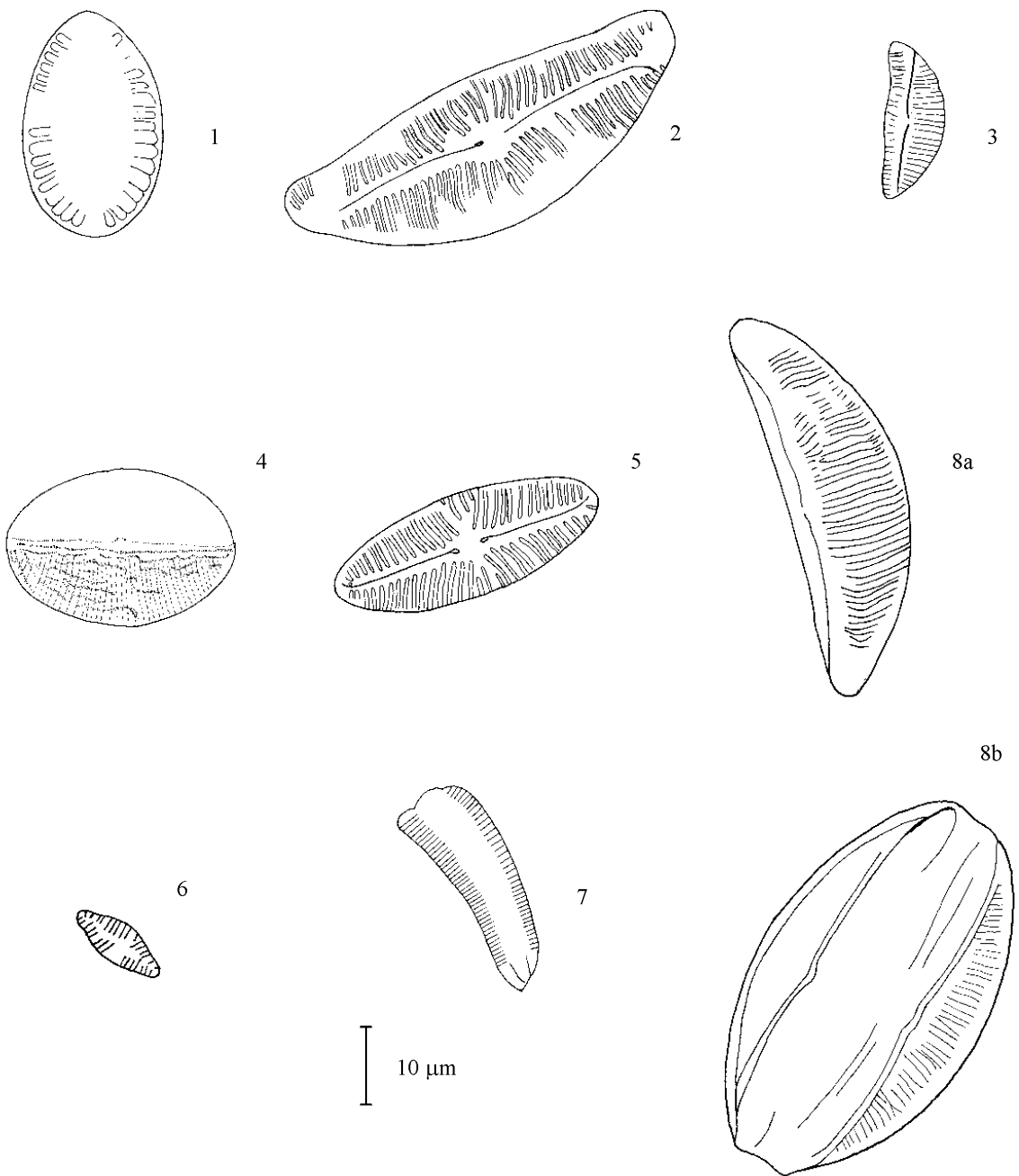
- 1 *Navicula cf. pupula*
2 *Navicula sp*
3 *Navicula rincocephala*
4 *Navicula radiosa*
5 *Diatoma vulgare var. vulgare*
6 *Diatoma tenue* (a=Schalfläche. b=Lateralansicht)



- 1 *Cymatopleura solea* var. *apiculata*
- 2 *Cymatopleura solea*
- 3 *Cymatopleura elliptica*



Cymatopleura elliptica var. *hibernica*



1 *Surirella brebisonii*

2 *Cymbella alpina*

3 *Cymbella minuta*

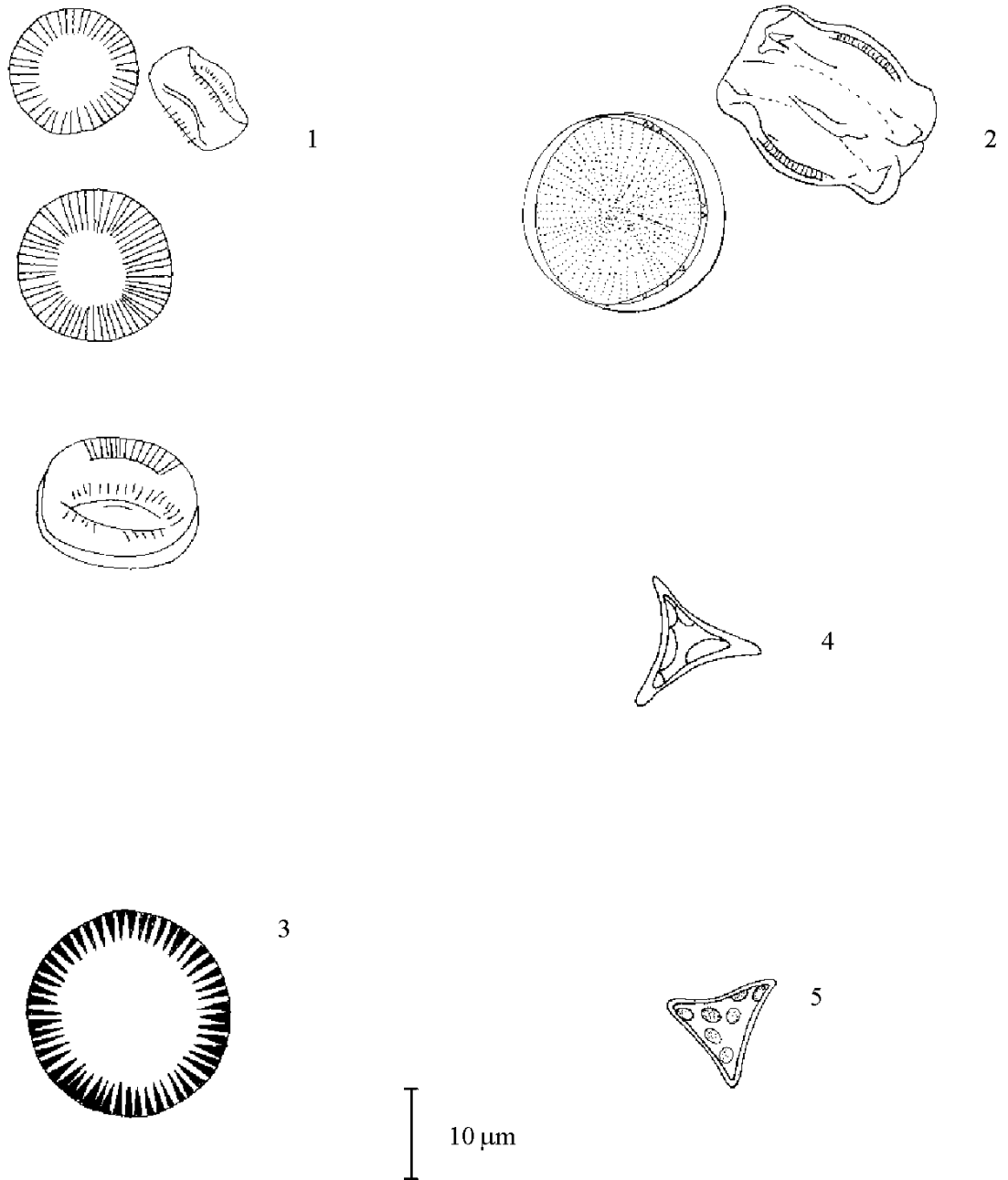
4 *Cocconeis placentula*

5 *Achnanthes delicatula*

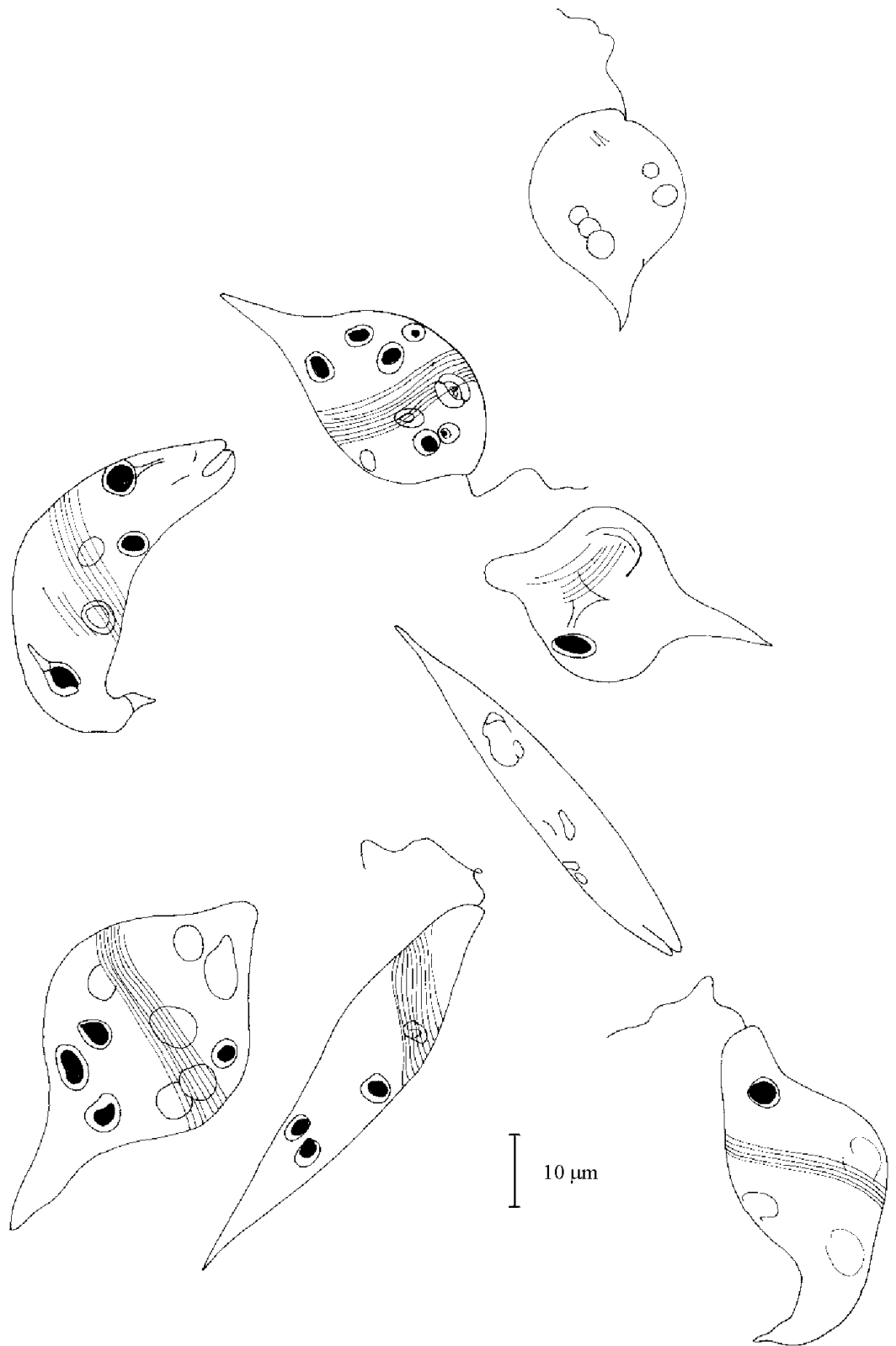
6 *Achnanthes lanceolata*

7 *Roicophaenia abbreviata*

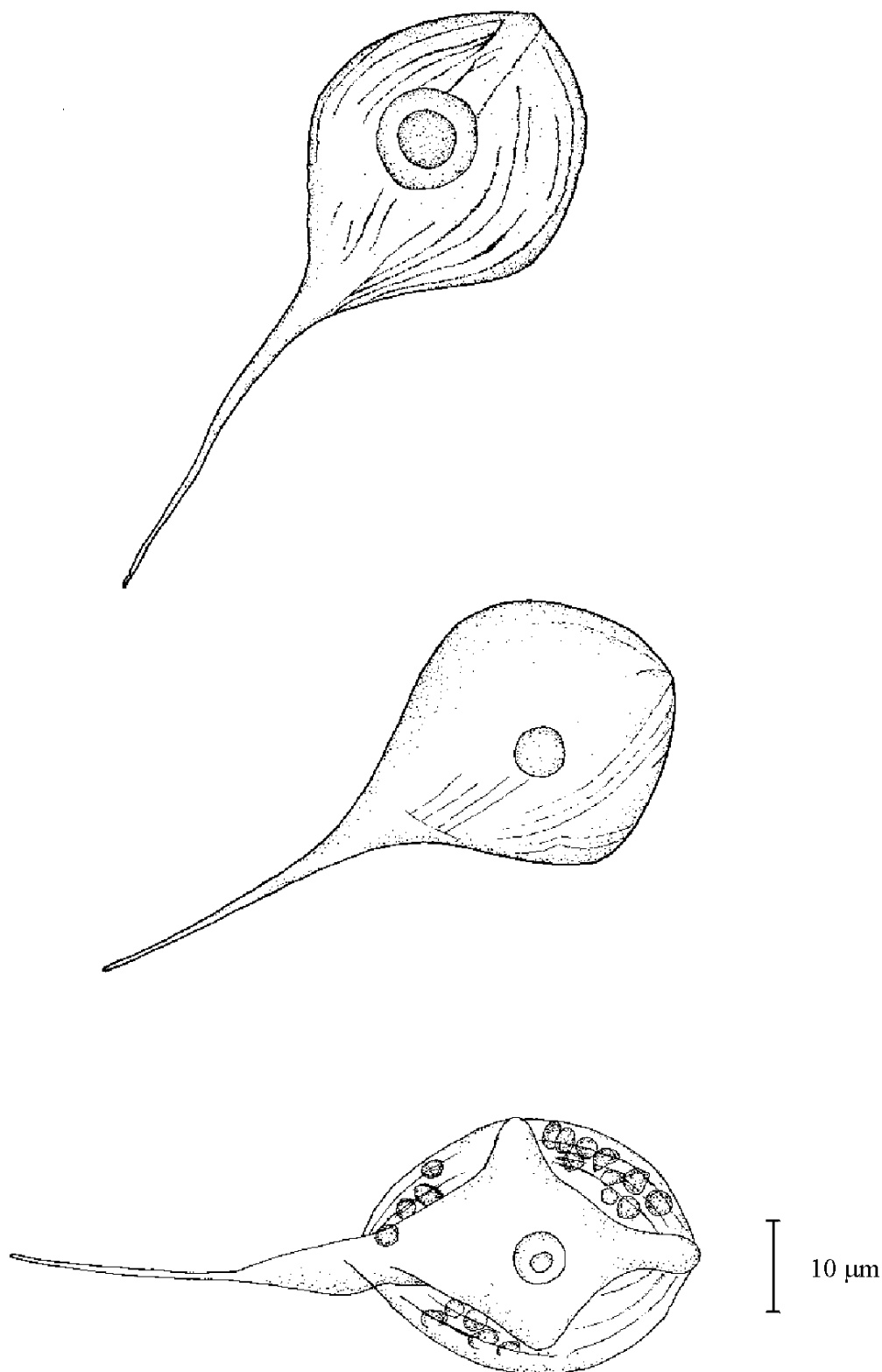
8 *Amphora ovalis* (a= Schalenfläche-Raphenseite. b= Frustel von der Ventralseite gesehen)



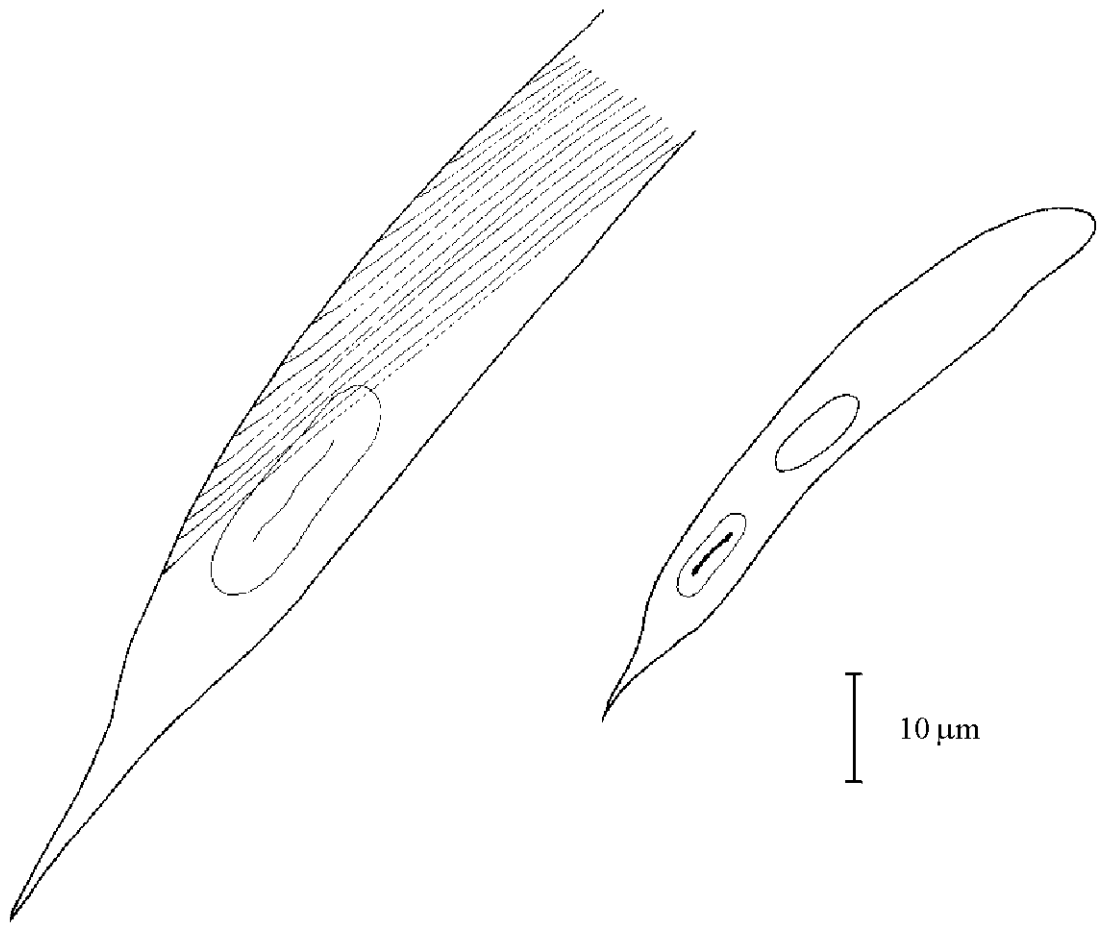
- 1 *Stephanodiscus rotula*
2 *Stephanodiscus neoastrae*
3 *Cyclotella meneghiniana*
4 *Goniochloris fallax*
5 *Goniochloris mutica*



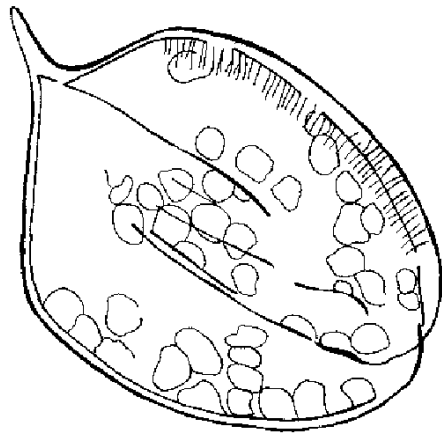
Euglena acus



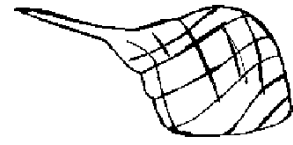
Phacus longicauda



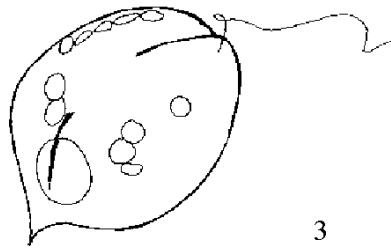
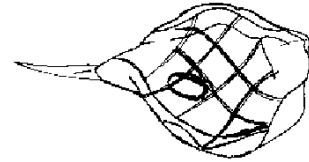
Euglena oxyuris



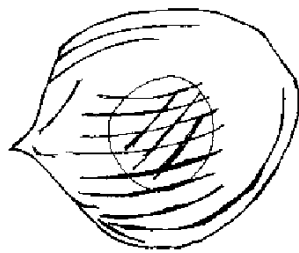
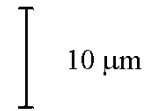
1



2



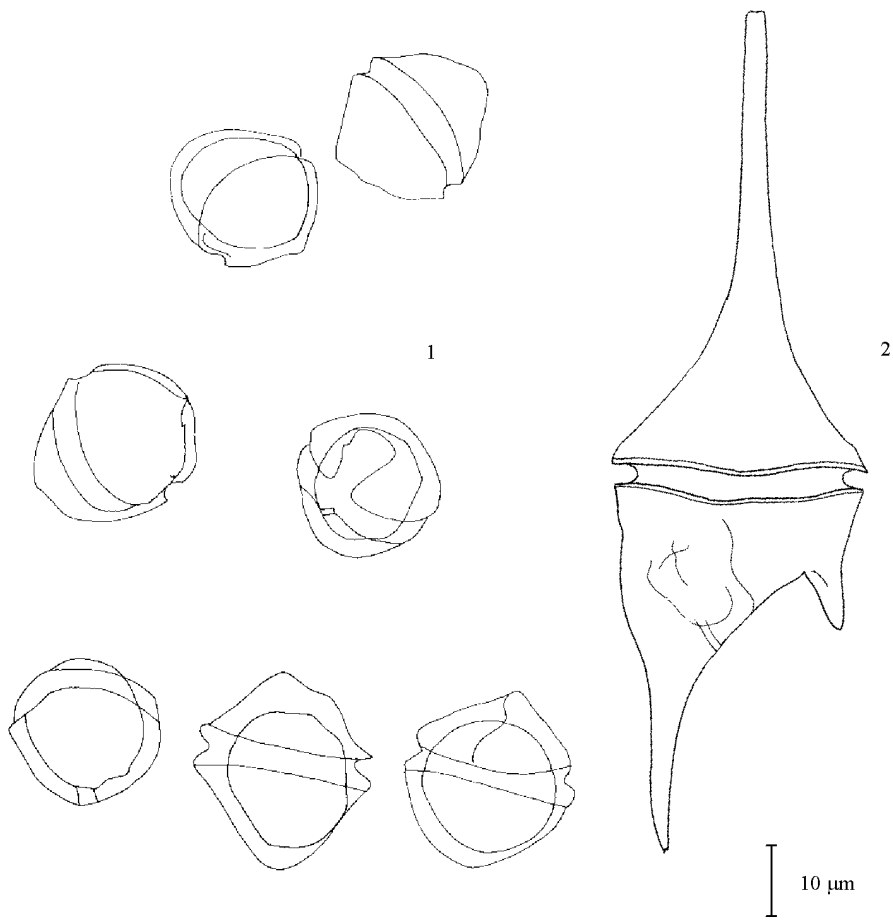
3



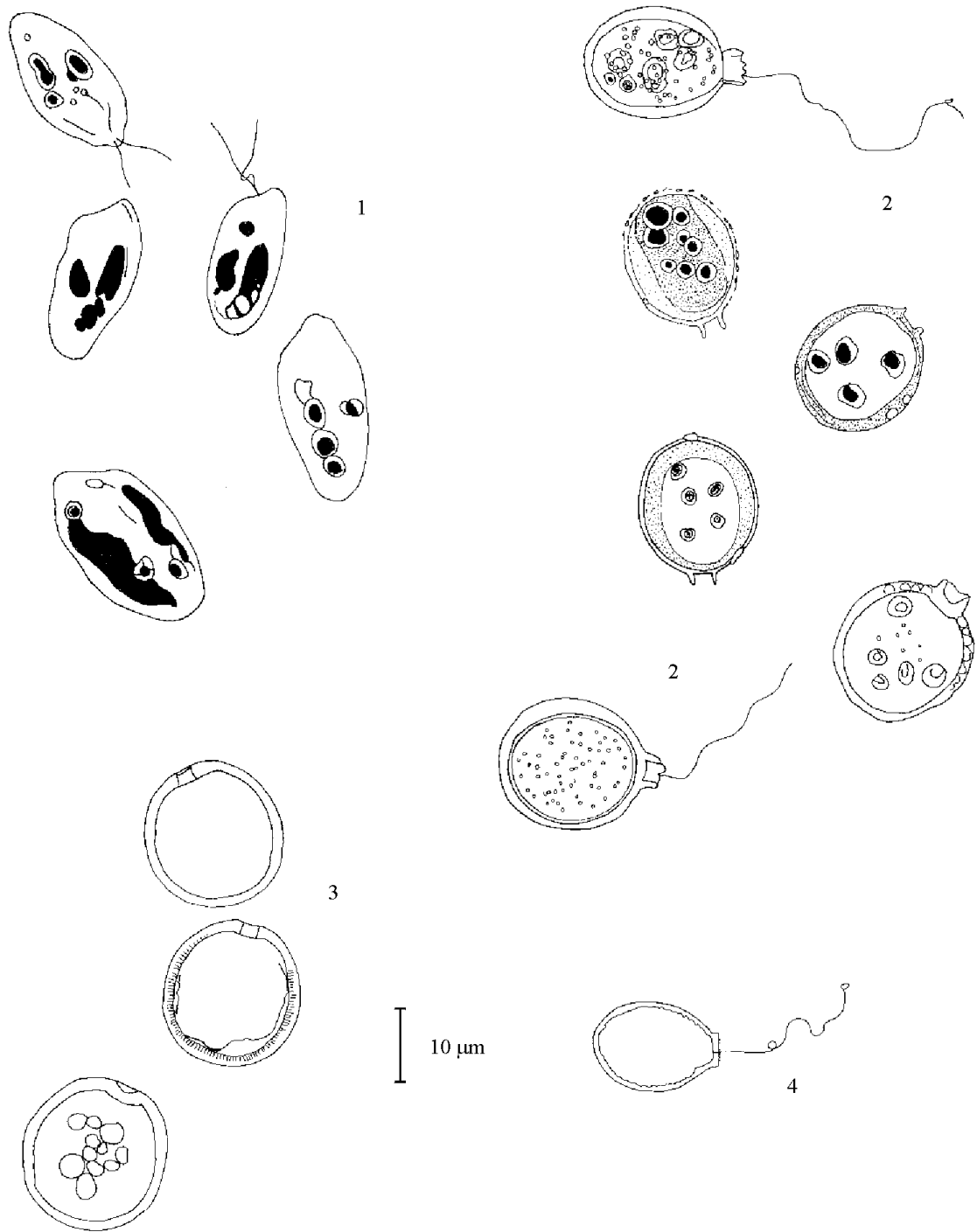
1 Phacus pleuronectes

2 Phacus globosus

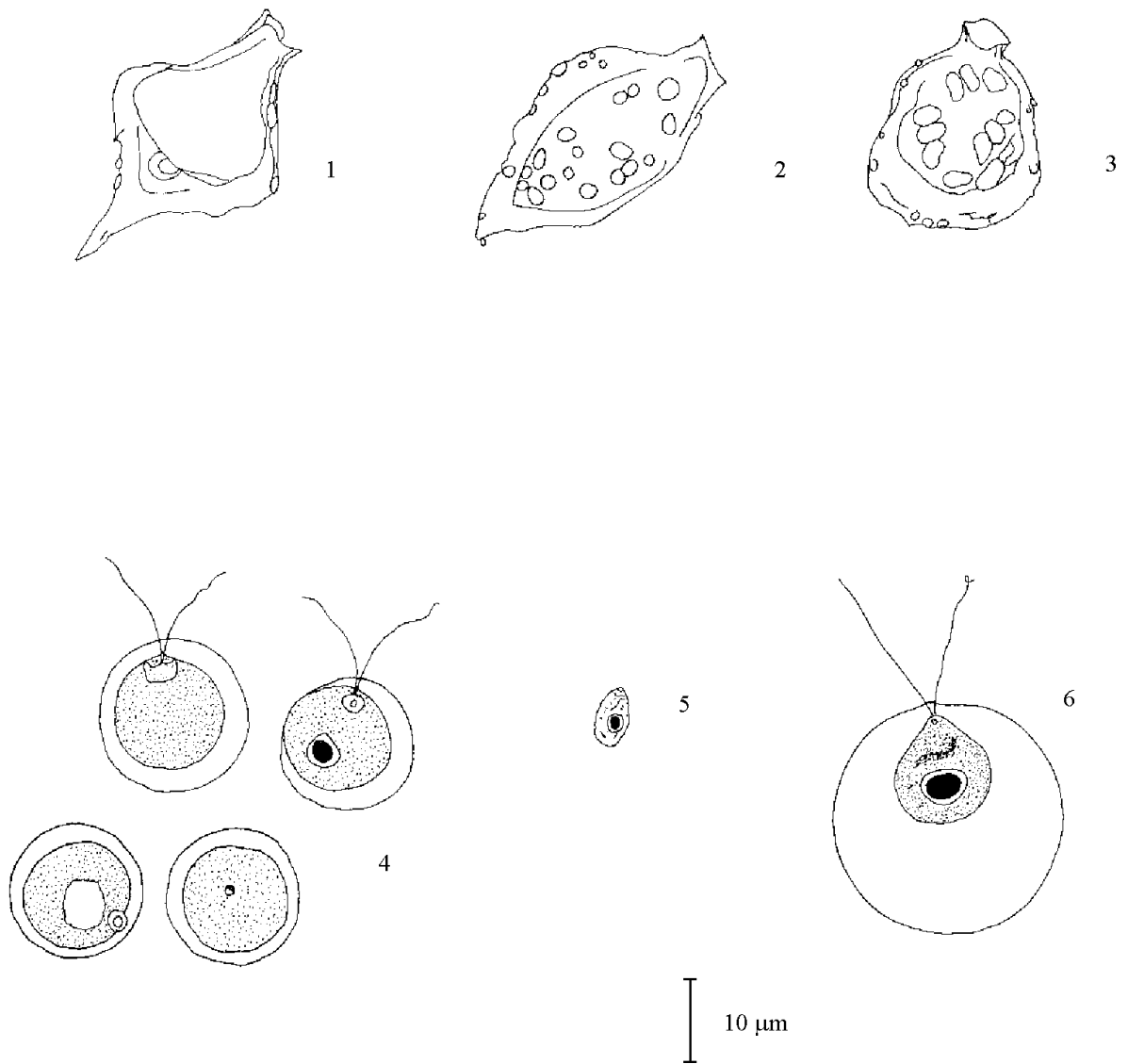
3 Phacus orbicularis



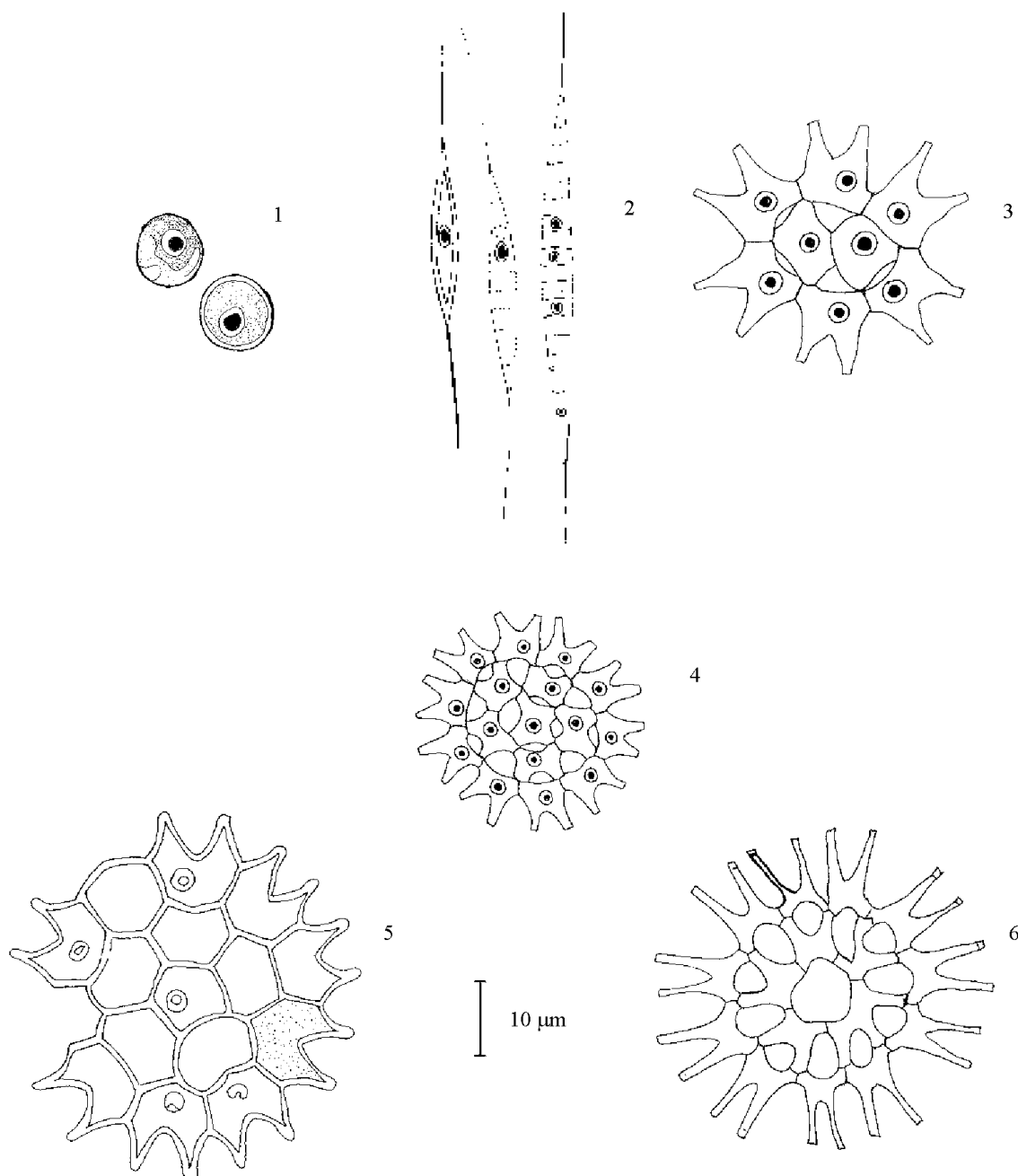
1 *Peridinium bipes*
2 *Ceratium hirundinella*



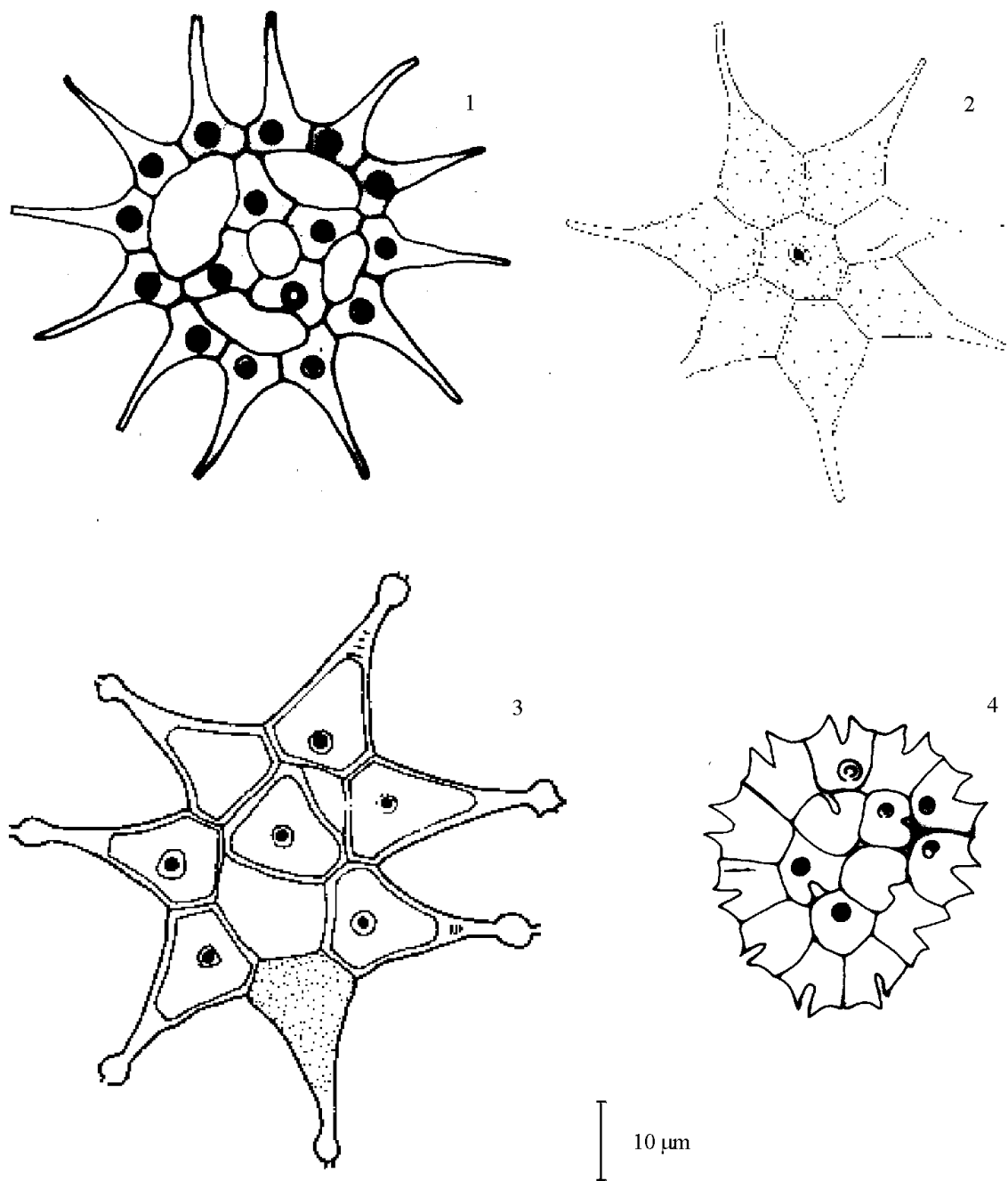
1 *Cryptomonas cf. erosa*
 2 *Trachelomonas cf. crebea*
 3 *Trachelomonas volvocinopsis*
 4 *Trachelomonas sp*



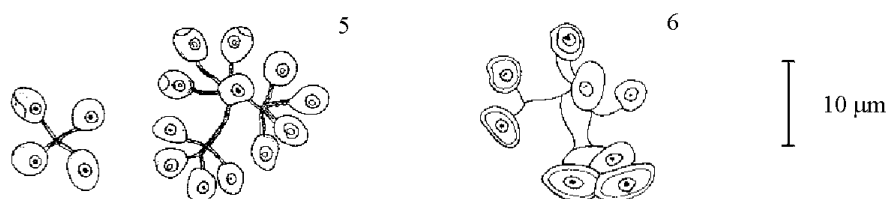
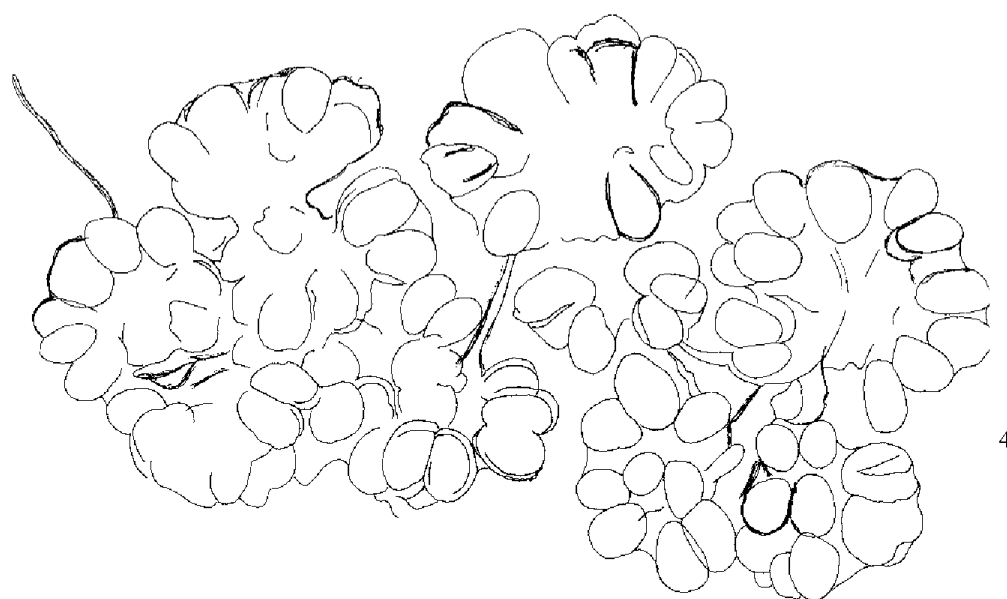
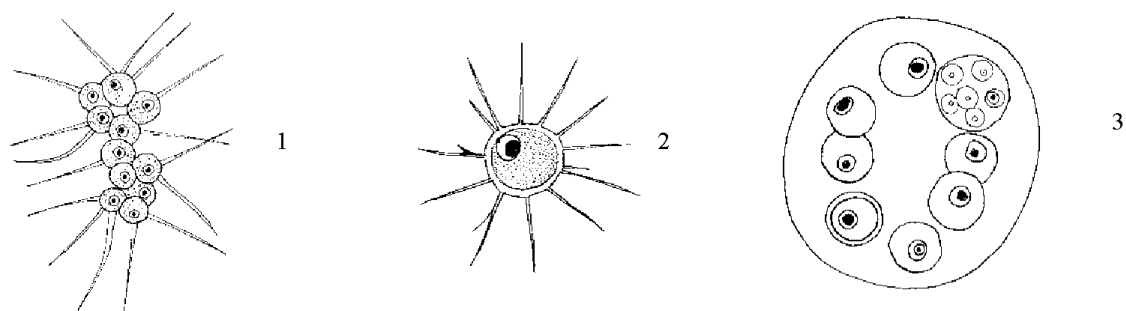
- 1 *Strombomonas gibberosa*
- 2 *Strombomonas verrucosa*
- 3 *Strombomonas* sp
- 4 *Chlamydomonas* sp 1
- 5 *Chlamydomonas* sp 2
- 6 *Dymorphococcus* cf. *variabilis*



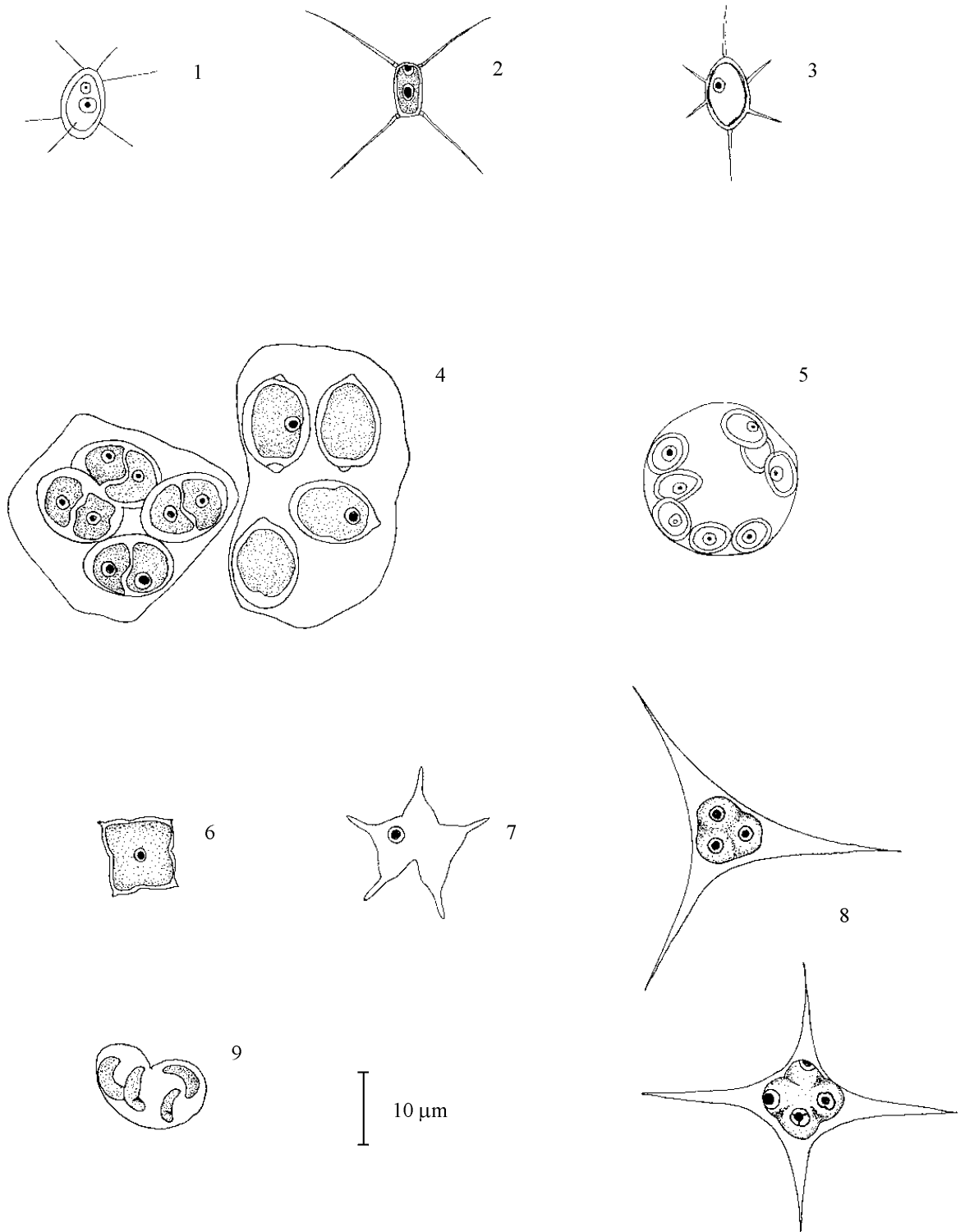
- 1 *Chlorococcum* sp
 2 *Schroederia setigera*
 3 *Pediastrum boryanum* var. *cornutum*
 4 *Pediastrum duplex* var. *duplex*
 5 *Pediastrum boryanum* var. *boryanum*
 6 *Pediastrum duplex* var. *gracillimum*



- 1 *Pediatrum simplex* var. *simplex*
2 *Pediatrum simplex* var. *echinulatum*
3 *Pediatrum simplex* var. *sturmii*
4 *Pedistrum tetras*

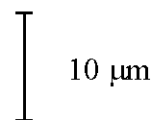
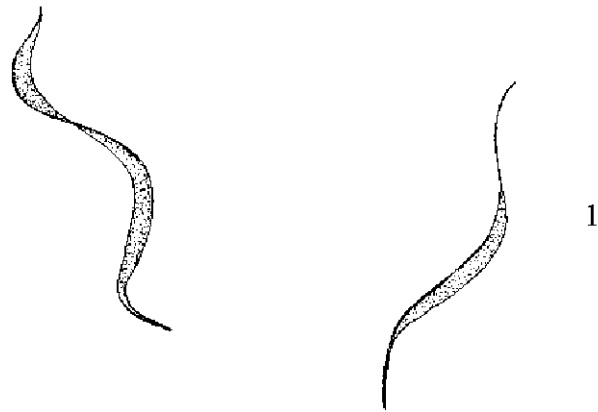


- 1 *Micractinium pusillum*
 2 *Golenkinia* sp
 3 *Sphaerocystis schroeteri*
 4 *Botryococcus braunii*
 5 *Dictyosphaerium pulchellum*
 6 *Dictyosphaerium ehrenbergianum*

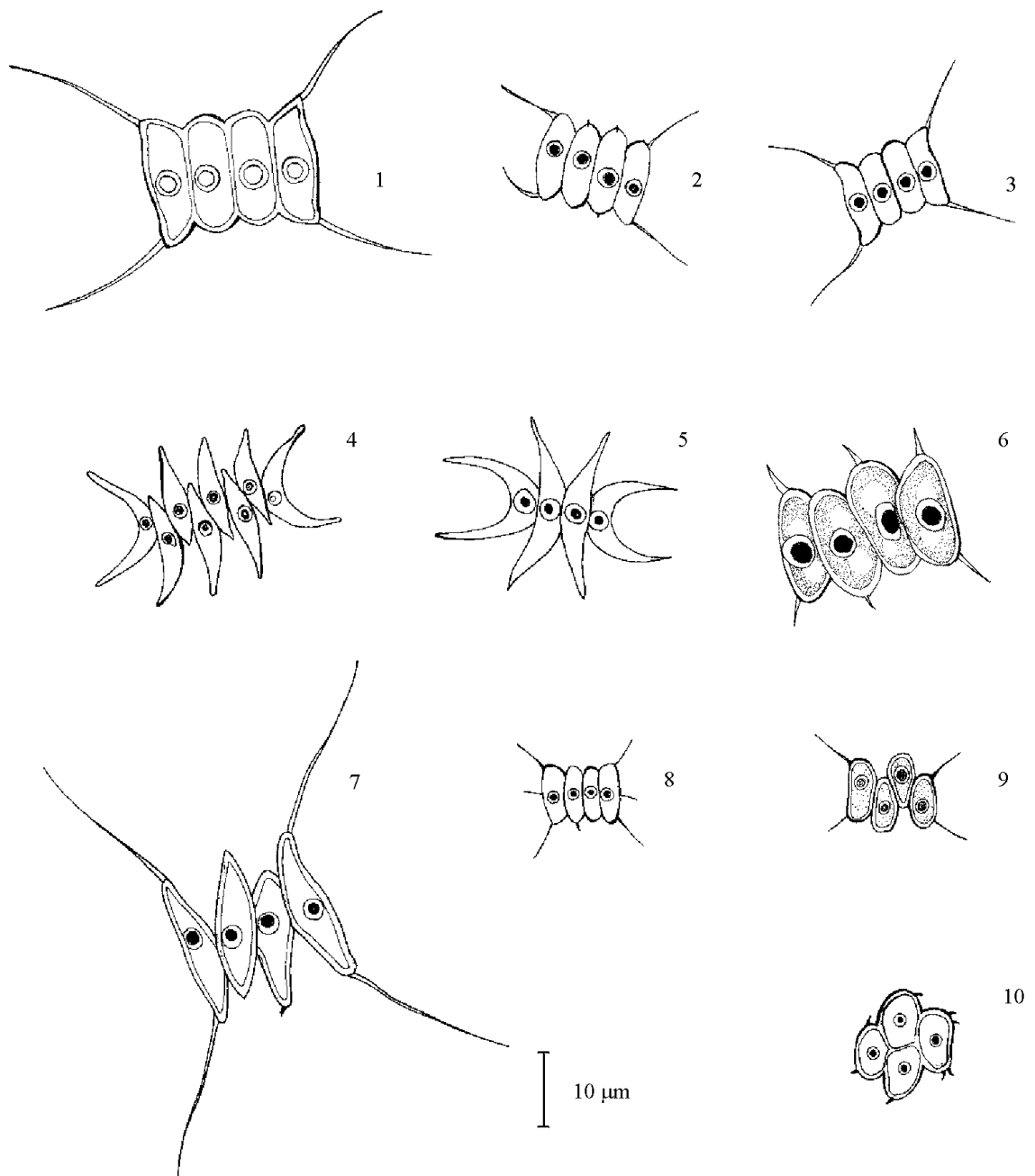


1 *Lagerheimia subsalsa*
 2 *Lagerheimia genevensis*
 3 *Lagerheimia marsonii*
 4 *Oocystis lacustris*
 5 *Oocystis pusilla*

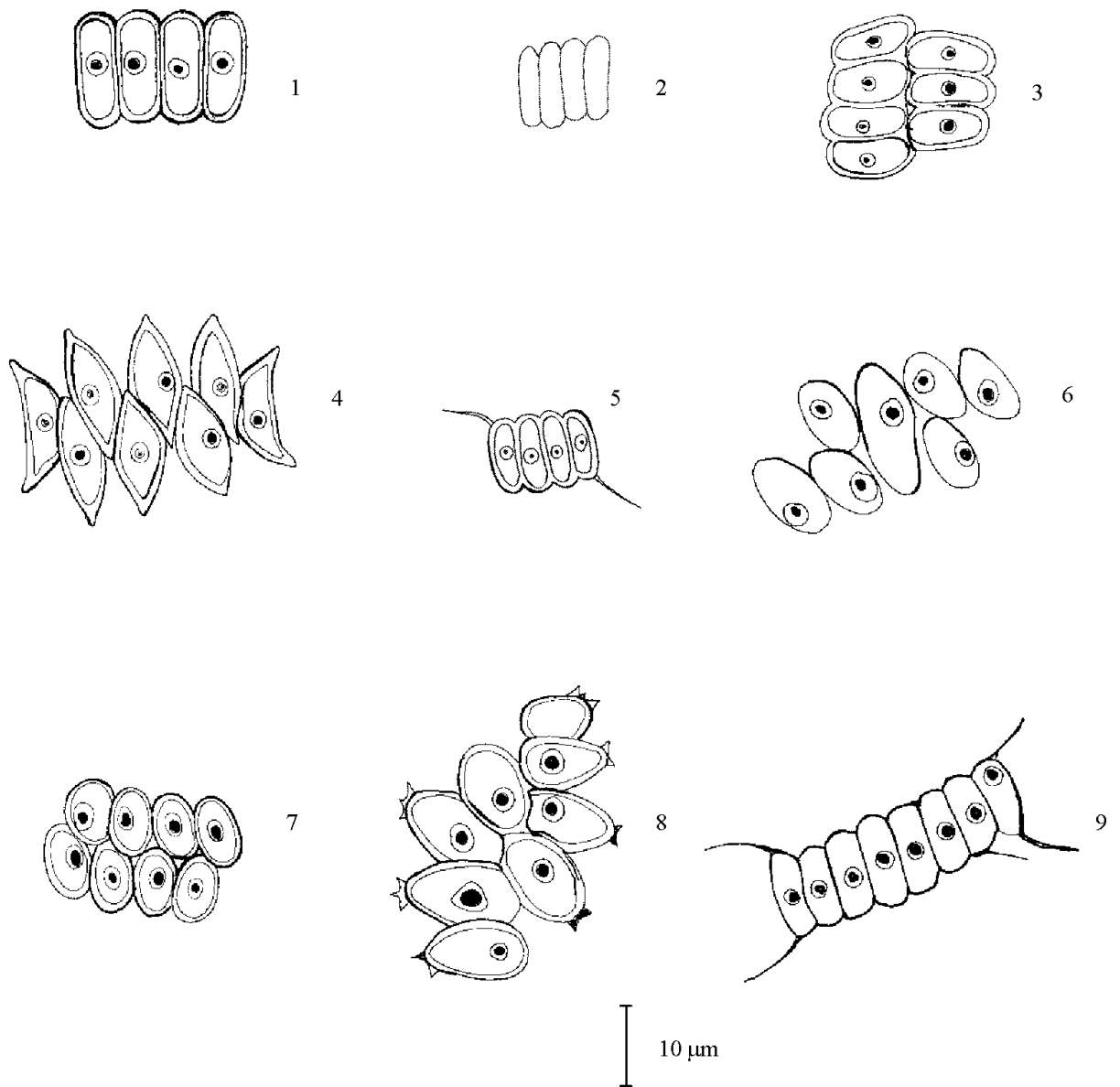
6 *Tetraedron minimum*
 7 *Tetraedron caudatum*
 8 *Treubaria triappendiculata*
 9 *Nephrochlamys subsolitaria*



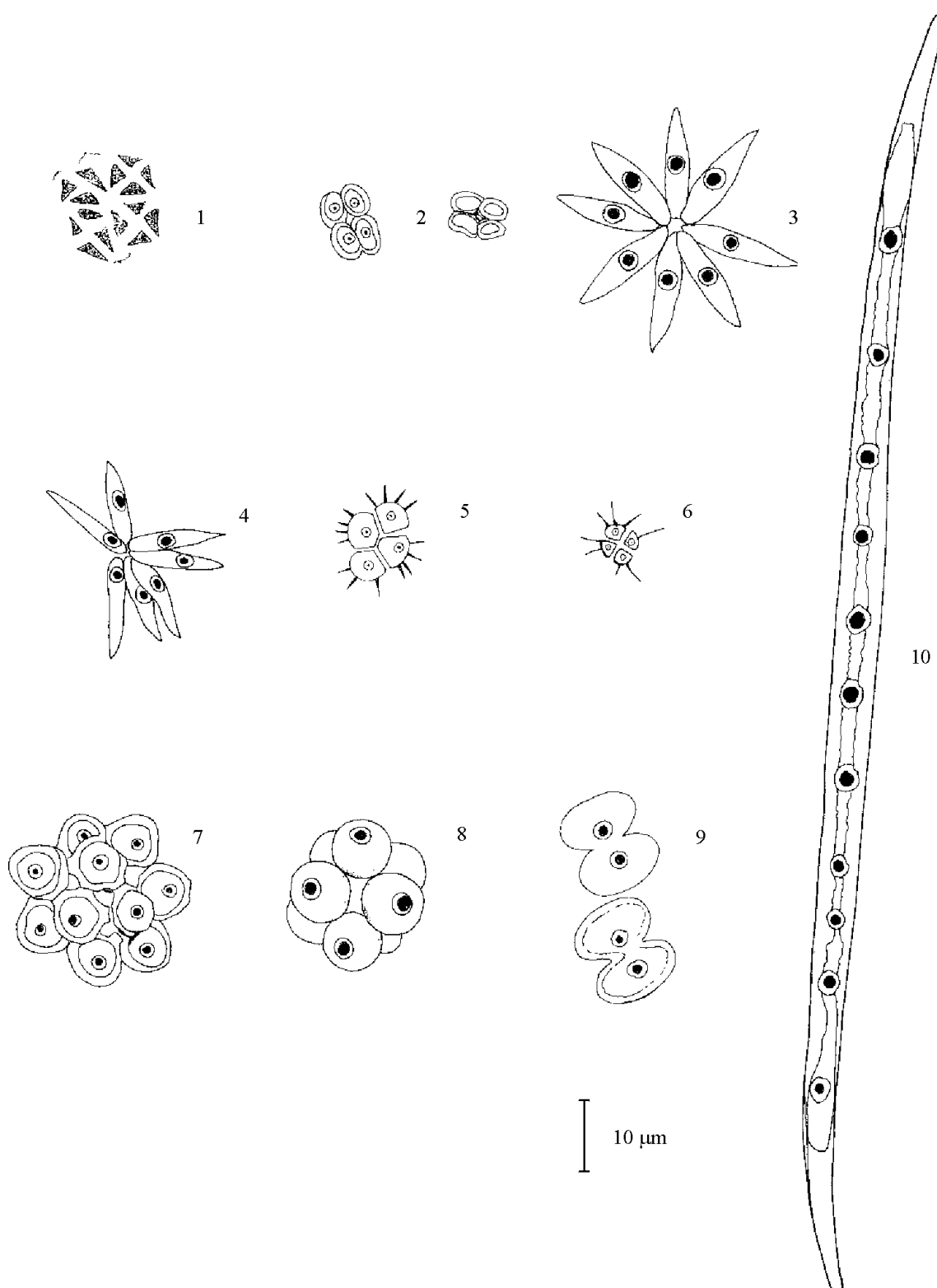
1 *Monoraphidium contortum*
2 *Hyaloraphidium contortum*



- 1 *Scenedesmus magnus*
- 2 *Scenedesmus longispina*
- 3 *Scenedesmus opoliensis* var. *mononensis*
- 4 *Scenedesmus acuminatus*
- 5 *Scenedesmus acuminatus* var. *minor*
- 6 *Scenedesmus pannonicus*
- 7 *Scenedesmus protuberans* var. *danubianus*
- 8 *Scenedesmus sempervirens*
- 9 *Scenedesmus intermedius*
- 10 *Scenedesmus denticulatus*

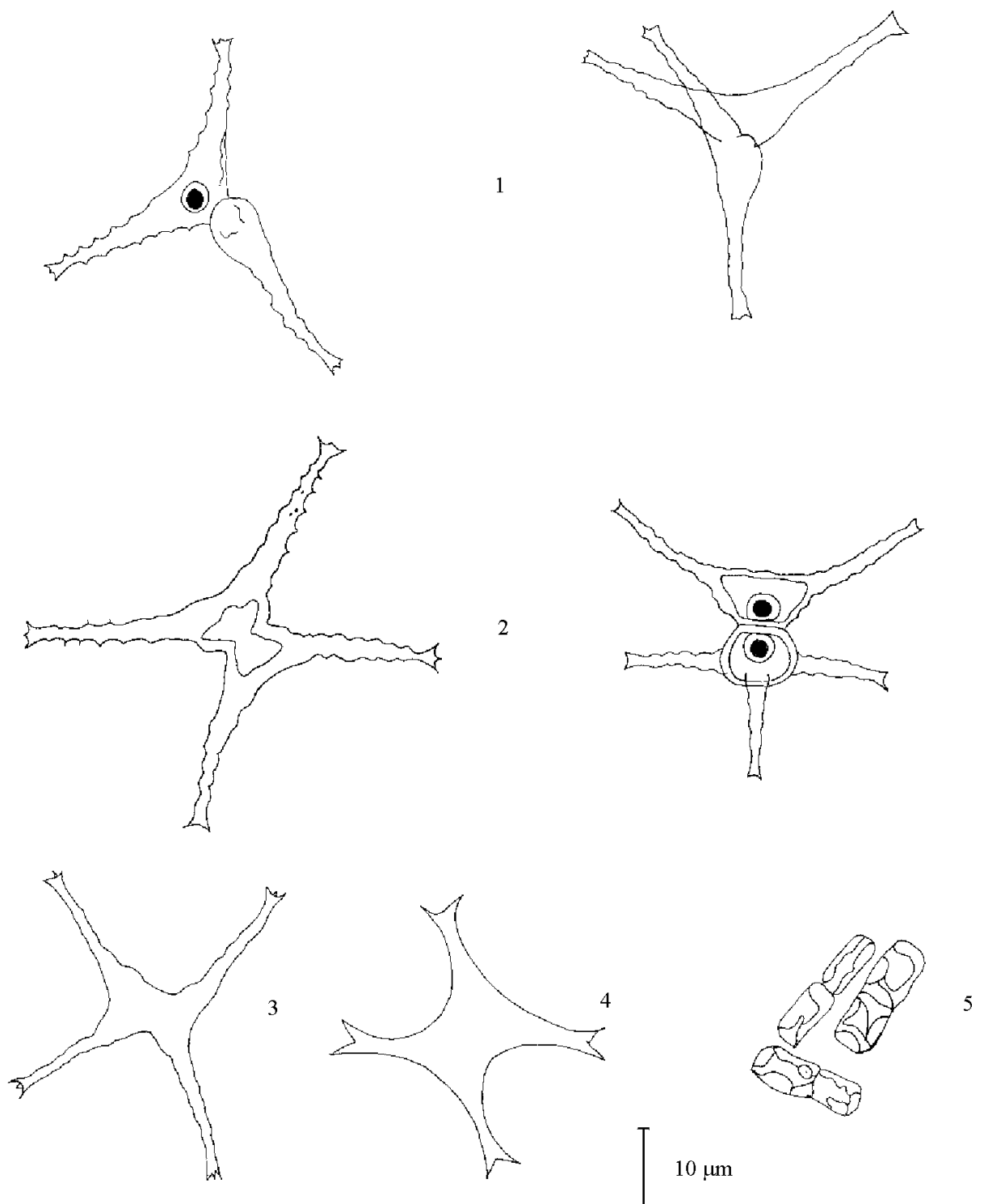


- 1 *Scenedesmus linearis*
 2 *Scenedesmus ecornis* var. *ecornis*
 3 *Scenedesmus disciformis*
 4 *Scenedesmus acutus* var. *acutus*
 5 *Scenedesmus bicaudatus*
 6 *Scenedesmus* cf. *ovalternus* var. *ovalternus*
 7 *Scenedesmus obtusus*
 8 *Scenedesmus smithii*
 9 *Scenedesmus* cf. *elipsoideus*

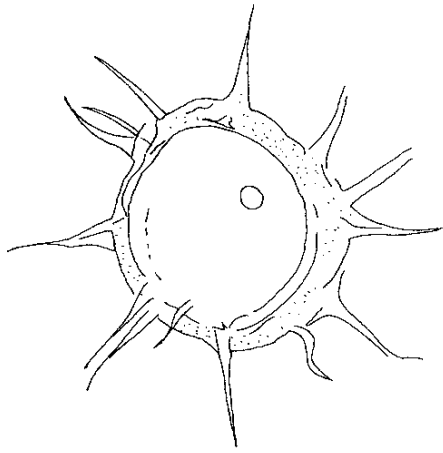


- 1 *Crucigenia tetrapedia*
 2 *Crucigenia* cf. *crucifera*
 3 *Actinastrum fluviatile*
 4 *Actinastrum hantzschii* var. *hantzschii*
 5 *Tetrastrum staurogeniaeforme*

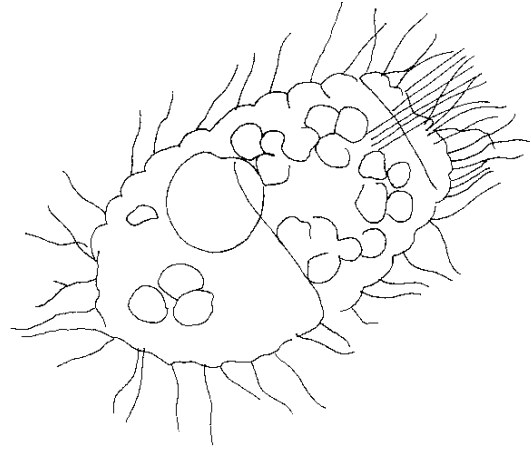
- 6 *Tetrastrum heteracanthum*
 7 *Coelastrum pseudomicroporum*
 8 *Coelastrum microporum* var. *microporum*
 9 *Cosmarium bioculatum*
 10 *Closterium* cf. *gracile*



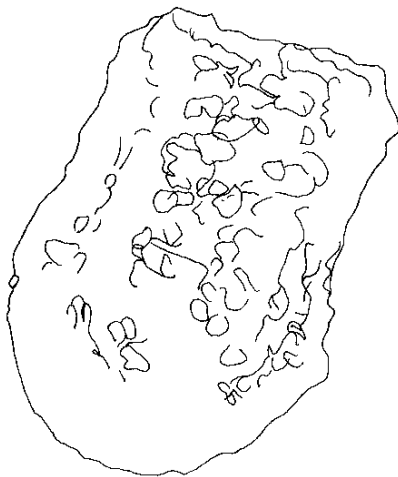
- 1 *Staurastrum bibrachiatum*
 2 *Staurastrum longipes*
 3 *Staurastrum cf. tetracerum*
 4 *Pseudostaurastrum limneticus*
 5 *Stichococcus cf. bacillaris*



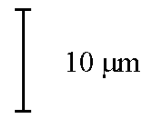
1



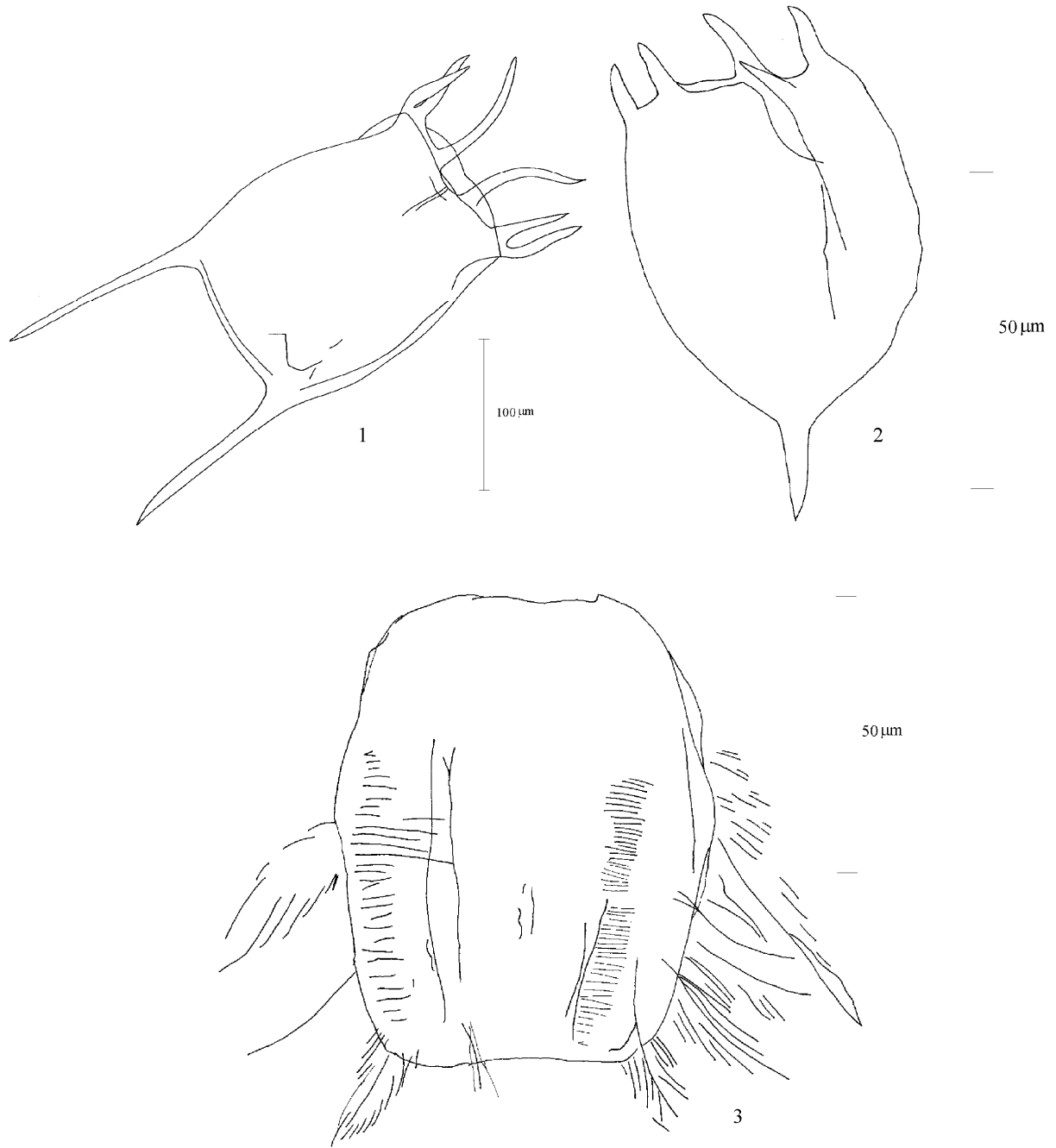
2



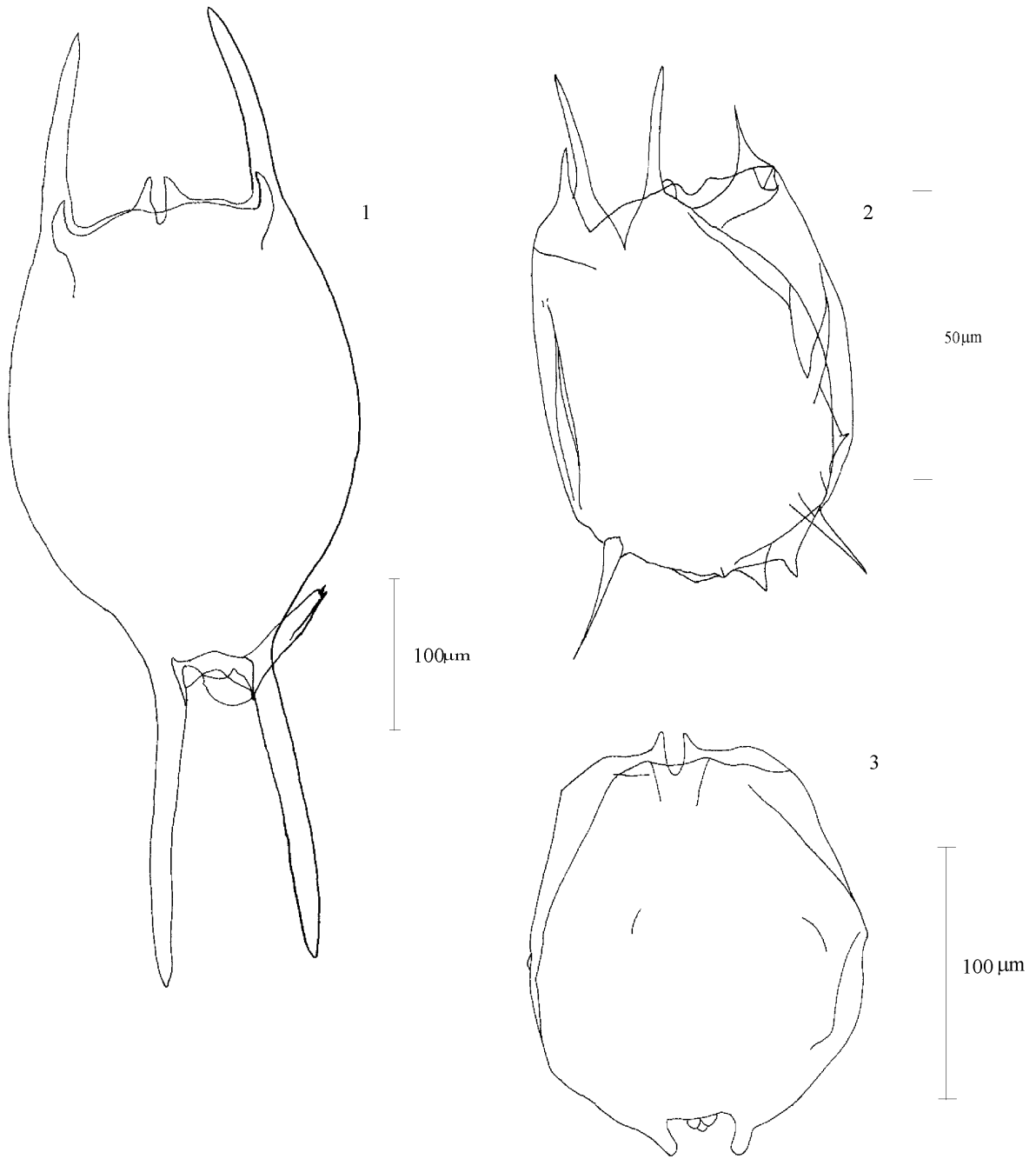
3



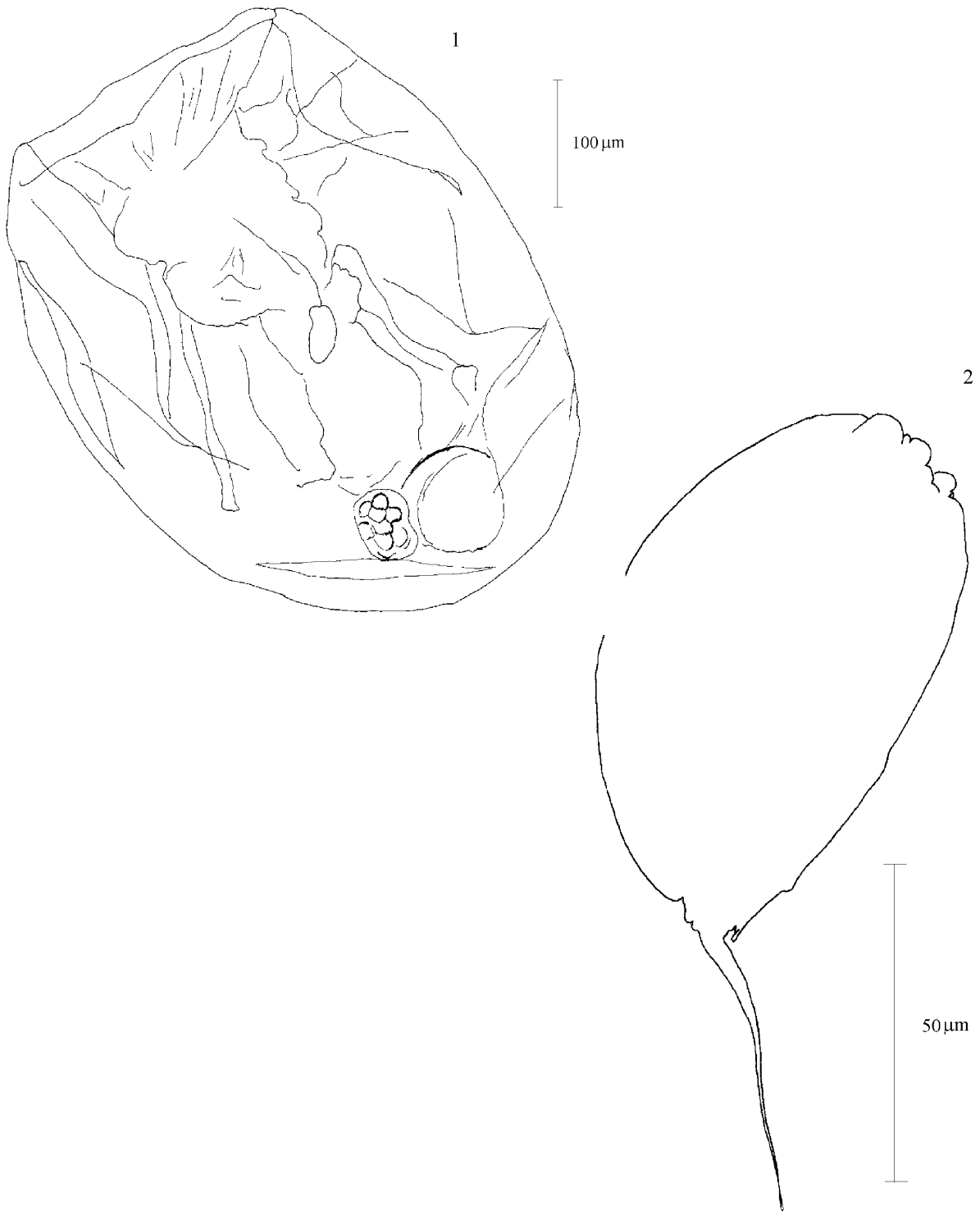
- 1 *Cochliopodium* sp
- 2 *Coleps spetai*
- 3 *Codonella cratera*



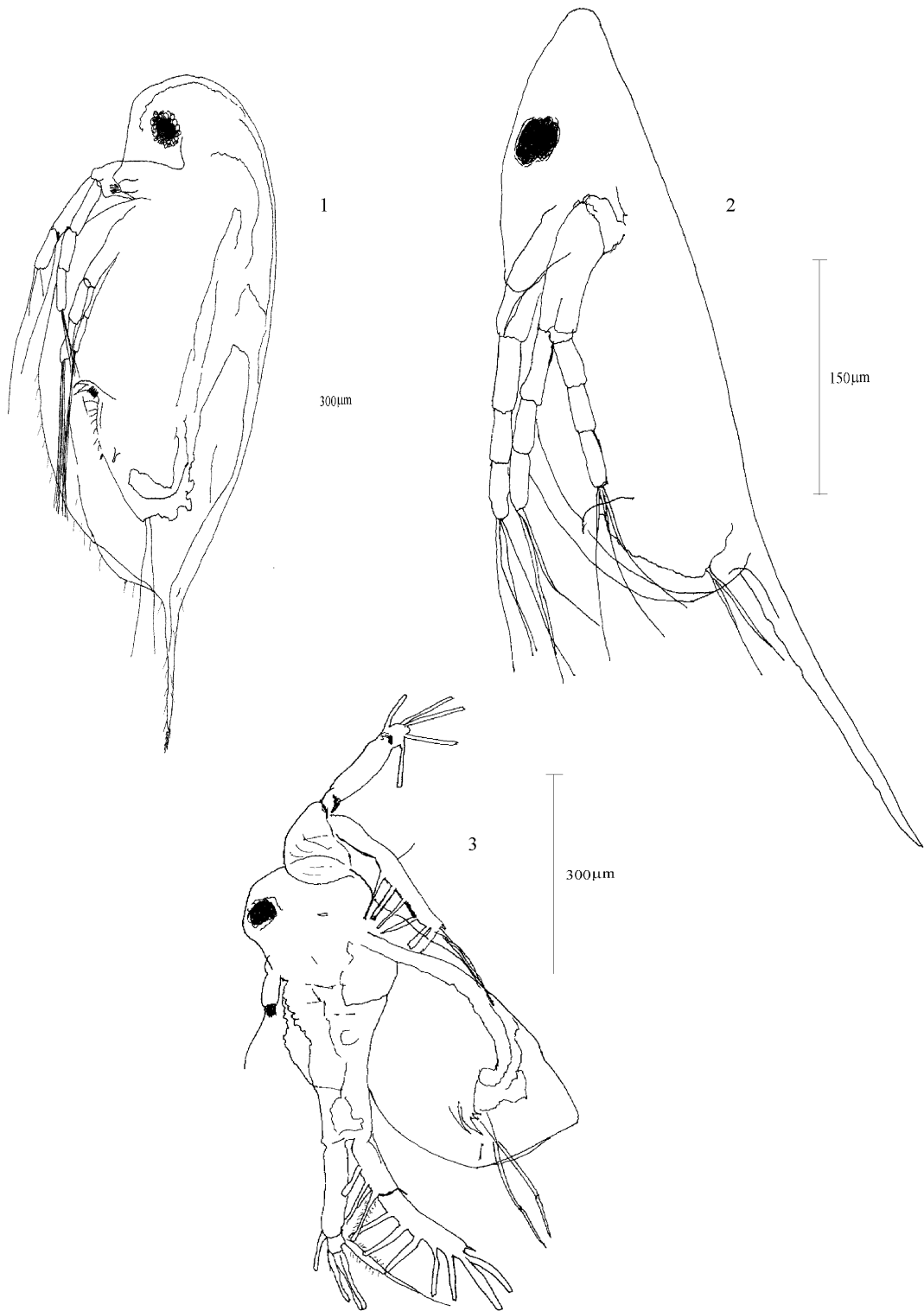
- 1 *Keratella quadrata*
- 2 *Keratella cochlearis*
- 3 *Polyartra cf. vulgaris*



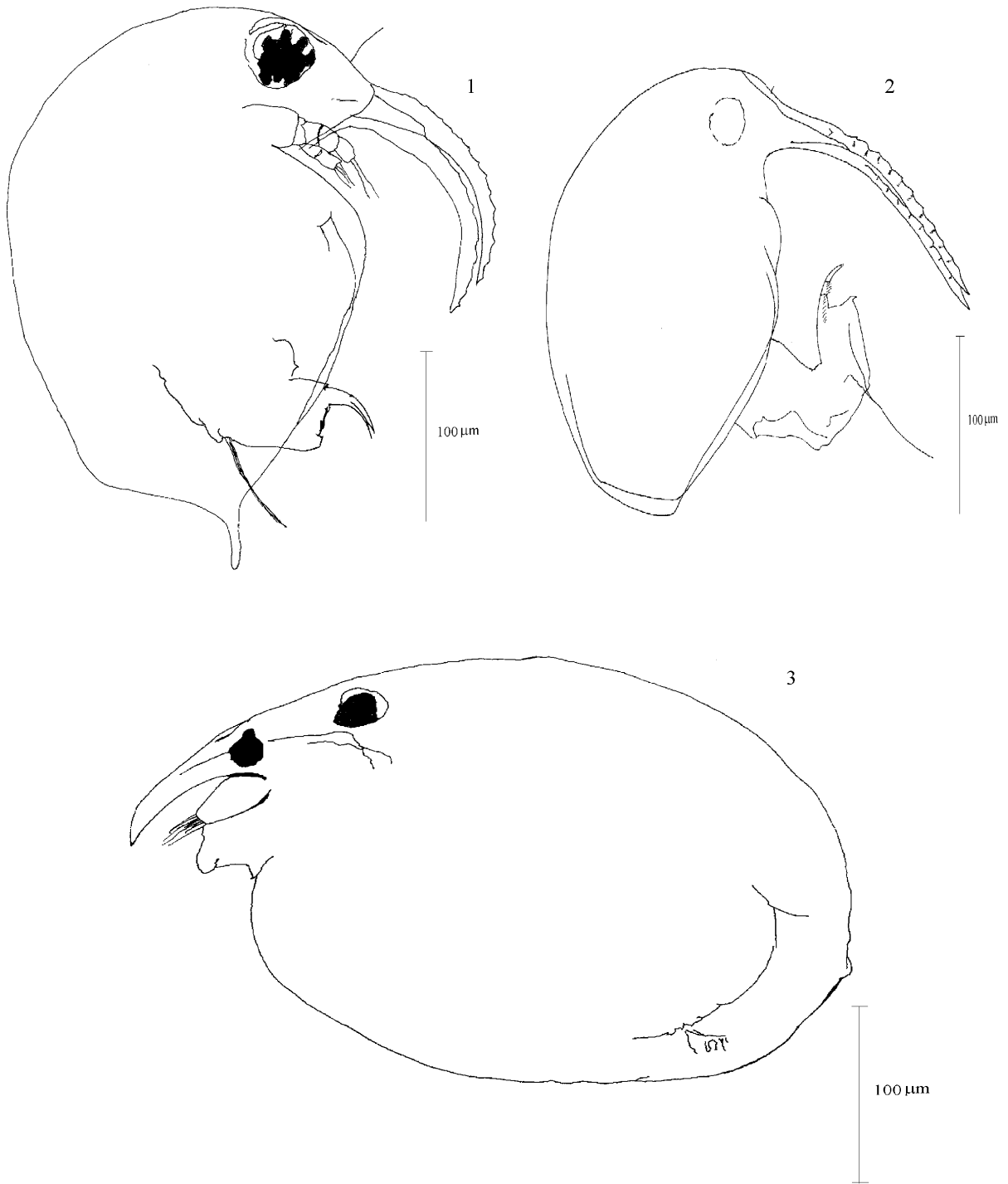
1 *Brachionus diversicornis homoceras*
2 *Brachionus calyciflorus amphicerus*
3 *Brachionus angularis*



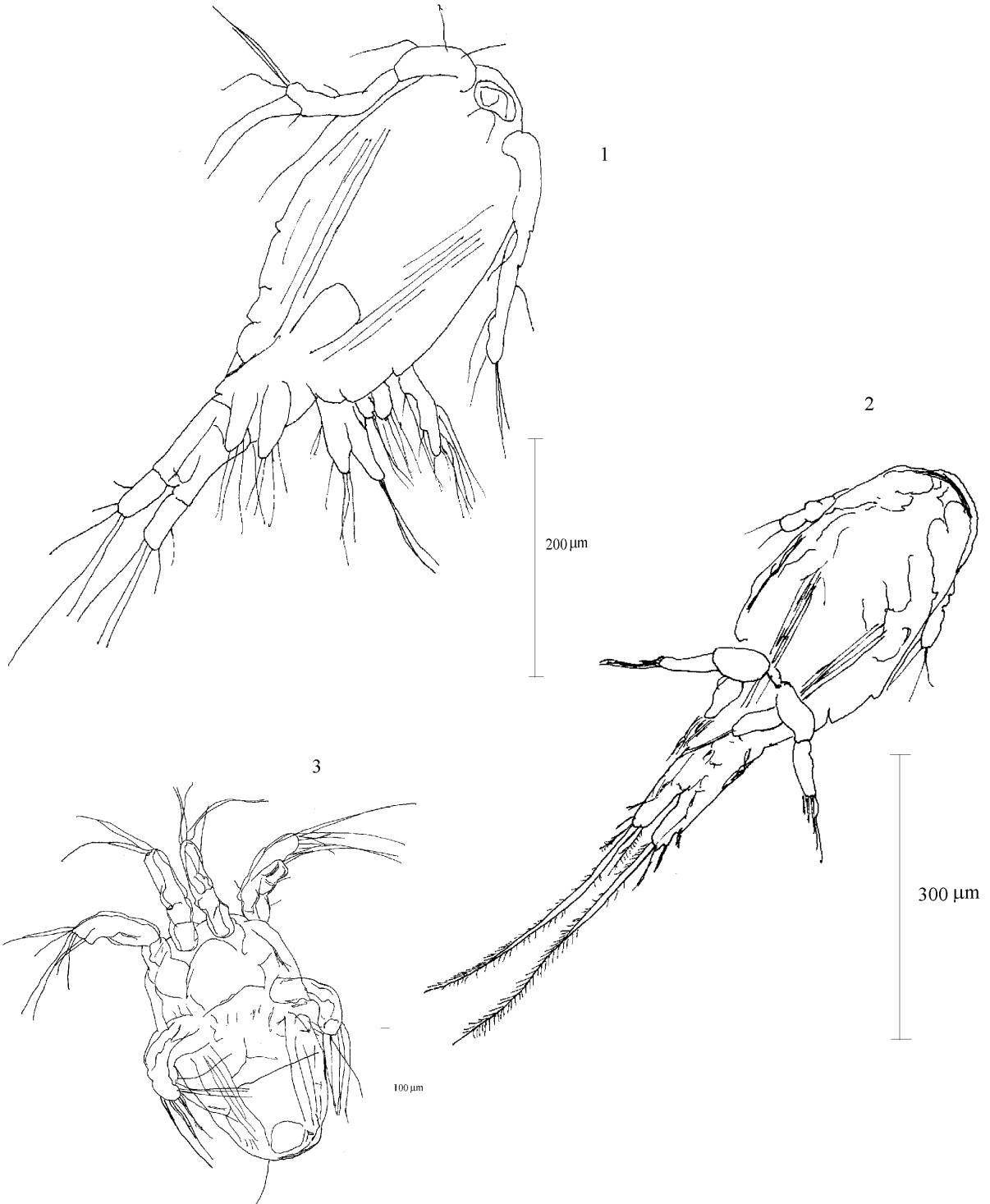
1 *Asplanchna priodonta*
2 *Trichocerca cf. pusilla*



1 *Daphnia pulex*
2 *Daphnia cucullata*
3 *Diaphanosoma* sp



- 1 *Bosmina longirostris*
- 2 *Bosmina coregoni*
- 3 *Alonella exigua*



- 1 *Cyclops strenuus*
- 2 Copepodit
- 3 Nauplius

Danksagung

Meinem Doktorvater, Herrn PD Dr. Bernd Werding danke ich für die Betreuung meiner Arbeit. Er war ein immer ansprechbarer Berater und Diskussionspartner. Durch sein Entgegenkommen wurde mir das Studium in Deutschland ermöglicht, er schaffte die Voraussetzungen für die Durchführung meiner Arbeit. Ihm verdanke ich vier wichtige Jahre meiner Ausbildung. An ihn: Muchas gracias.

Herrn Dr. Jaime Palacio danke ich für seine konstante Hilfsbereitschaft während meines Studiums und viele anregende Diskussionen über die Biologie des Zooplanktons. In schwierigen Situationen war er stets bereit, nach Lösungen zu suchen.

Frau Dipl. Biol. Alexandra Hiller stand jederzeit für Diskussionen bereit und hat mir in vielen Lagen Hilfe gegeben, ihr danke ich für jahrelange Freundschaft.

Die Mitglieder der Arbeitsgruppe Limnologie, Dipl. Biol. Helge Ehmann und Dipl. Biol. Ulrich Haase haben mich in vielfältiger Weise bei der Feldarbeit, durch fachliche Diskussionen und durch praktische Hilfen bei der Durchführung der Arbeit unterstützt. Holger Kraus hat mir in der Phase des Zusammenschreibens viel fachliche und praktische Unterstützung gegeben und Sabine Eichmann, Ulrike Ehlert, Christine Kugelstadt und Joana Haase danke ich für die unendliche Geduld, die sie für die Korrektur der Arbeit aufbrachten.

Frau Dipl. Biol. Nicole Bürger und Gregor Werding haben mich bei der Feldarbeit, insbesondere bei der Untersuchung der Tagesgänge unterstützt.

Herr Prof. Dr. Klaus Hausmann bestimmte für mich den Ciliaten *Coleps spetai*.

Herr Dr. John J. Ramírez war mir bei der systematischen Bearbeitung der Phytoplankter behilflich und ihm verdanke ich zahlreiche Diskussionen über die Ökologie des Phytoplanktons.

Frau Dipl. Biol. Stephanie Appelt führte die Tuschezeichnung der Planktonarten aus.

Frau Susanne Vasoldt, Frau Birgit Wasmus, Herr Dipl. Biol. Frank Henning, Herr Dipl. Geol. Pedro Patarroyo, Herr M. Sc. Jairo Bordinhao und Herr Dipl. Chem. Michael Jung haben mich bei der Bewältigung von vielerlei technischen Problemen unterstützt.

Ihnen allen sei an dieser Stelle ganz herzlich gedankt.

Mein besonderer Dank geht auch an meine Familie und viele Freunde, die meine Arbeit stets begleitet und unterstützt haben.

Dem Institut für Allgemeine und Spezielle Zoologie der Justus-Liebig-Universität Giessen habe ich für den Arbeitsplatz in der Arbeitsgruppe Limnologie zu danken. COLCIENCIAS unterstützte mein Studienvorhaben durch ein Stipendium aus dem „Programa de Capacitación de Recurso Humano para la Ciencia y la Tecnología“ und die Facultad de Ingeniería an meiner Heimatuniversität, der Universidad de Antioquia, stellte mich für das Promotionsstudium in Giessen frei. Auch diesen Institutionen und ihren Vertretern, die mein Vorhaben unterstützten gilt mein Dank.

Lebenslauf

Name: Néstor Jaime Aguirre Ramírez

Adresse: Unterhof 67/9117, 35392 Giessen
Telefon: 0641/29355

Geburtsdatum: 20.08.69

Geburtsort: Pácora, Kolumbien

Staatsangehörigkeit: Kolumbianisch

Familienstand: Ledig

Schulbildung: 1974-1978, Grundschule, Filadelfia, Kolumbien
1979-1985, Abitur, Filadelfia, Kolumbien.

Hochschule: 1986-1989, Licenciatur in Biologie und Chemie
Universidad de Caldas, Manizales, Kolumbien.

1991-1994, Magister in Biologie-Ökologie. Tesis:
Limnología y Biodinámica del Embalse El Peñol-Guatapé,
Colombia. Universidad de Antioquia, Medellín, Kolumbien.
BID-Stipendium.

Seit Oktober 1995 als Doktorand am Institut für Allgemeine
und Spezielle Zoologie-Arbeitsgruppe Limnologie-der Justus-
Liebig-Universität in Giessen.
Colciencias-Stipendium.

Berufstätigkeit: 1990-1991, Gymnasialschullehrer für Biologie und Chemie.

Seit 1994 Dozent für Hydrobiologie an der Universidad de
Antioquia, Departamento de Ingeniería Sanitaria y
Ambiental.

Publikationen: Aguirre, N. (1994): Estructura térmica en un embalse
neotropical. AINSA. **26**: 48-56.

Giessen, den 8.11.99

Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides Statt, daß die vorliegende Dissertation selbständig und nur mit den angegebenen Hilfsmitteln angefertigt und daß ich bisher noch keinen Promotionsversuch unternommen habe.

Gießen, den 8.11.99

Néstor Jaime Aguirre Ramírez