

Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee: 39, 1989

ISSN 1011-1263

Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee

Bericht Nr. 39

**Die langjährige Entwicklung
des Phytoplanktons im Bodensee
(1961 - 1986)**

Bearbeiter: R. Kümmerlin und H. - R. Bürgi

- 1989 -

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite:
1. Vorwort	1
2. Einleitung	2
3. Methodik	3
3.1 Probenahme	3
3.2 Zählung	5
3.3 Berechnung der Artvolumina	5
3.4 Erfasste Phytoplanktonarten	6
4. Grundlagen	15
4.1 Grundsätzliche Probleme der Systematik	15
4.2 Theoretische Grundlagen der Planktonentwicklung	17
4.3 Vergleich der Meßstationen im Bodensee-Obersee	24
5. Ergebnisse	26
5.1 Veränderungen des Artenspektrums im Phytoplankton des Freiwassers	26
5.2 Langfristige und saisonale Entwicklung wichtiger Arten	35
5.3 Langfristige und saisonale Entwicklung der Algenklassen	65
5.4 Langfristige und saisonale Entwicklung des Phytoplanktons und seiner Gesamtbiomasse	77
6. Diskussion	105
6.1 Die Bedeutung von Langzeituntersuchungen und der Einzelerfassung der Algenarten	105
6.2 Die Veränderungen der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons	110
6.3 Die Veränderungen der trophischen Struktur	114
6.4 Die Bedeutung seltener Arten für die Beurteilung der Gesamtsituation	121
6.5 Beziehungen zwischen Phyto- und Zooplankton	123
7. Zusammenfassung	126
8. Glossar	130
9. Literaturverzeichnis	135
10. Bildtafeln	143

1. Vorwort

Nach der Gründung der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee (IGKB) im Jahr 1959 wurde 1961 ein Untersuchungsprogramm aufgenommen, das in erweiterter Form bis heute fortgeführt wird. Ziel dieses Programms ist es, durch Kenntnis der Lebensvorgänge frühzeitig Maßnahmen zum Schutz des Sees treffen zu können.

Während die **"Jahresberichte der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee"** kurzfristige Veränderungen von Biomasse und Zusammensetzung des Phytoplanktons in Zusammenhang mit anderen Parametern aufzeigen, werden in etwa zehnjährigem Abstand Berichte veröffentlicht, die vertiefter in die Thematik eingehen. Hier wird näher auf systematische, populationsdynamische und ökologische Fragestellungen eingegangen, die in den Jahresberichten nicht behandelt werden können. Während in den Berichten Nr. 18 (BÜRGI 1976), Nr. 21 (BÜRGI 1977) und Nr. 23 (BÜRGI & LEHN 1979) die Zeit bis 1976 behandelt wurde, ist im vorliegenden Bericht der gesamte Zeitraum von 1961 bis 1986 berücksichtigt.

An den in diesem Bericht ausgewerteten, im Auftrag der IGKB durchgeführten Untersuchungen, waren folgende Stellen beteiligt:

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Seenforschung und Fischereiwesen,

Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz der Eidgenössischen Technischen Hochschule.

Es wird um Verständnis dafür gebeten, daß die Mitarbeiter, die in diesem langen Zeitraum am Programm mitgearbeitet haben, nicht einzeln genannt werden.

2. Einleitung

Ein genaues Verständnis von den Lebensvorgängen im See ist von entscheidender Bedeutung für die Beurteilung von Maßnahmen, die für den Schutz des größten Trinkwasserspeichers Europas getroffen werden müssen. Hier kommt dem Phytoplankton besondere Bedeutung zu, da es als unterste Stufe der Nahrungskette aus den verfügbaren mineralischen Nährstoffen, dem Kohlendioxid und dem Sonnenlicht seine Körpersubstanz aufbaut. Auf Maßnahmen, die die Verfügbarkeit dieser Hauptnährstoffe betreffen, reagiert deshalb das Phytoplankton unmittelbar. Die wichtigsten dieser Nährstoffe sind der Phosphor und der Stickstoff.

Die fundamentale Bedeutung des Phosphors für die Eutrophierung ist darin begründet, daß er in den meisten Gewässern, auch im Bodensee, der Pflanzennährstoff ist; der über einen großen Teil des Jahres das Wachstum des Phytoplanktons limitiert, also Minimumstoff ist.

Das Phytoplankton als erste Stufe der Nahrungskette im Freiwasser ist als solche ein direkter Anzeiger der Eutrophierung eines Gewässers. Quantitative Messungen zeigen den Verlauf der Eutrophierung des Bodensees seit Beginn der regelmäßigen Überwachungsmaßnahmen; qualitative Bestandsaufnahmen lassen sich mit Beobachtungen der letzten hundert Jahre vergleichen und erlauben so Rückschlüsse auf die Algen als Indikatororganismen für den Gütezustand eines Gewässers.

Die ersten Bestandsaufnahmen des Phytoplanktons im Bodensee erfolgten durch **SCHRÖTER & KIRCHNER (1896)**, ihnen folgten **KOLKWITZ (1912)** und **LAUTERBORN (1925)** mit stichprobenartigen Untersuchungen. **MAERKER** führte 1919 bis 1924 längere Beobachtungsserien mit quantitativer und qualitativer Bestimmung des Phytoplanktons durch (**AUERBACH, MAERKER & SCHMALZ 1924, 1926**).

In den dreißiger Jahren wurde das Bodensee-Phytoplankton von **GRIM (1939)** untersucht. Zu diesem Zeitpunkt waren noch keine Veränderungen in der Artenzusammensetzung festzustellen. Die zunehmende Eutrophierung bewirkte später Änderungen der Biocoenose, die von **GRIM (1951, 1955, 1967)** und **MÜLLER (1967)** näher beschrieben werden. Ab 1957 wurden dann von der Anstalt für

Bodenseeforschung der Stadt Konstanz regelmäßige Planktonzählungen durchgeführt, die in den LIMNOLOGISCHEN MONATSBERICHTEN - ÜBERLINGER SEE (1957-1962) veröffentlicht wurden.

Von LEHN wurden die quantitativen Veränderungen des Phytoplanktons in Abhängigkeit von der Eutrophierung (LEHN 1969, 1972, 1973, 1975) oder von meteorologischen Einflüssen (LEHN 1960, 1962, 1965) einer genaueren Betrachtung unterzogen. Nach Gründung der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee wurde ab 1961 das Phytoplankton regelmäßig durch Erfassung und Auszählung der einzelnen Arten untersucht. Die Ergebnisse sind in den Berichten Nr. 18 (BÜRGI 1976), Nr. 21 (BÜRGI 1977) und Nr. 23 (BÜRGI & LEHN 1979) dargestellt).

3. Methodik

3.1 Probenahme

Die ersten Bestandsaufnahmen von SCHRÖTER & KIRCHNER (1896) waren Netzfänge mit Müllergaze Nr. 12, die eine Maschenweite von 112 µm besitzt. Das Nano- und Picoplankton wurde mit dieser Methode nicht erfaßt; durch den Filtrationseffekt des Netzes sind deshalb nur qualitative Aussagen möglich (als Nanoplankton wird nach der Definition von SIEBURT et al. (1978) die Größensfraktion von 2 - 20 µm, als Picoplankton die Fraktion von 0,2 - 2 µm verstanden). Einen gewissen Fortschritt in der quantitativen Planktonbestimmung brachten Schöpffänge mit anschließender Zentrifugierung (AUERBACH, MAERKER & SCHMALZ 1924); diesen Fängen fehlten jedoch nach der Anreicherung die aktiv beweglichen Formen vollständig.

Genaue quantitative Planktonbestimmungen waren erst nach der Entwicklung des Umkehr-Mikroskops nach UTERMÖHL (1936, 1958) möglich. Hierbei läßt man die Algen nach der Fixierung in speziellen Absetzkammern sedimentieren und zählt sie dann am Umkehrmikroskop aus. Als Fixier- und Beschwerungsmittel brachte dabei das Fixiergemisch nach UTERMÖHL (1958) die besten Ergebnisse; es stellt eine wesentliche Verbesserung der bekannten Lugol'schen Jod-Kaliumjodid-Lösung dar, da durch den Zusatz von Natrium-Acetat eine befriedigende Proteinfixierung erreicht wird.

Die Erfahrung zeigt, daß eine gute Sedimentation des Nano- und Ultraplanktons nur eintritt, wenn kleine Absetzkammern verwendet werden. Aus diesem Grund werden bei den heutigen Untersuchungen nur noch Kammern mit einem Volumen von 10 ml verwendet. Bei 50 ml- und 100 ml-Kammern tritt selbst nach mehrtägiger Wartezeit keine vollständige Sedimentation der kleinen Formen ein.

Zur Berechnung der Phytoplankton-Biomasse in einem Wasserkörper sind Probenahmen über die gesamte Wassersäule notwendig. Da dies nur theoretisch möglich ist, wurden in früheren Untersuchungen Schöpfproben in 5 m- oder 10 m-Abständen bis zu einer Wassertiefe von 50 m genommen. Danach wurden die Proben entweder getrennt ausgezählt und volumengewichtet zur Biomasse je Wassersäule umgerechnet oder durch Zusammengießen nach einem volumengewichteten Schlüssel eine Stufenmischprobe hergestellt.

Beiden Methoden haftet der prinzipielle Nachteil an, daß die Proben aus tieferen Wasserschichten große Fehler in die Gesamtanalyse bringen. Bedingt durch die geringeren Biomassen, ist der Zählfehler größer; zudem werden durch die größeren Probenabstände der tieferen Proben Fehler überproportional in die Berechnung eingehen. Proben aus einer Wassertiefe unter 20 m liegen außerdem unterhalb der euphotischen Zone (ELSTER & MOTSCH 1966).

Daß die Probenwerte aus tieferen Wasserschichten überrepräsentativ in die Berechnung eingehen, kann an einem besonders prägnanten Beispiel erläutert werden: Volvox aureus tritt im Spätsommer im Bodensee auf, kommt jedoch nur in der obersten Wasserschicht bis maximal 1 m Tiefe vor. Bei der Berechnung der Gesamtbiomasse wird der Abstand zur nächst tieferen Probe bei der Gewichtung der Einzelprobe berücksichtigt. Da Volvox aureus jedoch unterhalb der Tiefe der Nullmeter-Probe praktisch nicht mehr vorkommt, geht diese Alge bei der Gewichtung auch überproportional in die Berechnung ein. Bei Algen mit hohen Biomassen (wie Volvox aureus) macht sich dieser Fehler besonders stark bemerkbar.

Nachteile dieser Art eliminiert der Summenschöpfer nach SCHRÖDER (1969), der kontinuierlich aus einer Wassersäule von 0 - 20 m eine Sammelprobe entnimmt. Bei korrekter Bedienung stellt der Summenschöpfer eine zuverlässige Methode dar, aus der Produktionsschicht eine repräsentative Phytoplankton-Probe zu entnehmen.

Im Untersee wurde der Summenschöpfer ab September 1975, im Obersee ab Januar 1976 eingesetzt. Um Ungenauigkeiten durch zu große Probenahmeintervalle zu vermeiden, werden seit Januar 1986 an allen Stationen die Proben in einem Turnus von zwei Wochen entnommen.

3.2 Zählung

Nach der Sedimentation wurden die Algen am Umkehr-Mikroskop ausgezählt, wobei von den dominierenden Arten mindestens 200 Zellen erfaßt werden mußten, um den statistischen Zählfehler auf 10 % zu beschränken (UEHLINGER 1964). Um zu vermeiden, daß größere Formen übersehen werden, die zwar nur in geringen Individuendichten vorkommen, aber bei inkorrektur Zählung auf Grund ihrer hohen Biomasse einen großen prozentualen Fehler einbringen, wurde bei schwacher Vergrößerung zusätzlich die gesamte Kammer auf solche Arten ausgezählt, deren Zellvolumen über $5000 \mu\text{m}^3$ liegen.

3.3 Berechnung der Artvolumina

Die ermittelten Individuenzahlen je Planktonkammer wurden auf Zellkonzentrationen umgerechnet und danach die Biomassen ermittelt. Dazu wurde für jede Algenart ein mittleres Zellvolumen bestimmt; durch Multiplikation mit der Zellkonzentration erhält man das Artvolumen. Dieses wurde auf Biomassen umgerechnet, wobei als spezifisches Gewicht 1,02 angesetzt wurde. Der Bestimmung des durchschnittlichen Volumens einer Art kommt große Bedeutung zu, da sich Fehler bei diesem Rechenschritt in besonderem Maße auswirken. Die Berechnung der Gesamtvolumina und die Umrechnung auf Biomasse-Frischgewicht erfolgte mit Hilfe des Großcomputers CYBER der ETH Zürich. Im April 1984 wurde auf das Computerprogramm BIOMAS umgestellt, da das frühere Programm die gestiegenen Anforderungen nicht mehr erfüllte.

3.4 Erfaßte Phytoplanktonarten

Bereits im Bericht Nr. 23 (BÜRGI + LEHN 1979) wurde auf die Notwendigkeit einer neuen Bestandsaufnahme des Phytoplanktons, insbesondere des Nanoplanktons hingewiesen.

In der vorliegenden Liste sind alle Algenarten erfaßt, die im Laufe der Planktonuntersuchungen im Bodensee nachgewiesen wurden. Auf neu nachgewiesene oder verschwundene Arten wird in Abschnitt 5.1 näher eingegangen.

Erfaßte Phytoplankton-Arten und ihre Zellvolumina

Vol. μm^3

CYANOPHYTA

CYANOPHYCEAE

CHROOCOCCALES

2	Aphanothece clathrata
22	Chroococcus dispersus
250	Chroococcus limneticus
22	Coelosphaerium kuetzingianum
40	Coelosphaerium naegelianum
130	Gomphosphaeria aponina
75	Gomphosphaeria naegeliana
30	Merismopedia convoluta
90	Merismopedia glauca
2	Merismopedia tennissima
48	Microcystis aeruginosa
0,3	Microcystis delicatissima (Syn. Aphanocapsa d.)
2	Microcystis elachista var. planctonica
8	Microcystis incerta
80	Microcystis wesenbergii
100	Synechococcus spec.
50	Synechococcus aeruginosus
800	Synechococcus diachlorus
5600	Synechococcus maior
60	Synechocystis aquatilis
1400	Synechocystis salensis
520	Synechocystis septentrionalis
30	Mittelgroße Chroococcales
300	Große Chroococcales
5	Kleine Chroococcales

CHAMAESIPHONALES

- 35 Chamaesiphon curvatus

HORMOGONALES

- 420 Anabaena spec.
720 Anabaena circinalis
150 Anabaena flos-aquae
860 Anabaena planctonica
860 Anabaena solitaria
220 Anabaena spiroides
600 Anabaena spiroides var. crassa
150 Anabaena subcylindrica
150 Anabaena variabilis
90 Aphanizomenon spec.
70 Aphanizomenon flos-aquae
40 Gloeotrichia echinulata
3 Lyngbia limnetica
200 Oscillatoria spec.
200 Oscillatoria limosa
10 Oscillatoria oblique-acuminata

35 Oscillatoria redekii
70 Oscillatoria rubescens
150 Oscillatoria tenuis
5 Phormidium spec.
15 Pseudanabeana spec.
15 Pseudanabaena articulata
15 Pseudanabaena catenata
15 Pseudanabaena constricta
15 Pseudanabaena galeata
15 Pseudanabaena pallida (Syn. P. hyalina)
50 Spirulina spec.
2 Kleine Hormogonales
30 Mitteltgroße Hormogonales
300 Große Hormogonales

CHROMOPHYTA

CHRYSTOPHYCEAE

- 100 Bicosoeca spec.
100 Bitrichia spec.
100 Bitrichia chodati
110 Chromulina spec.
1600 Chromulina crassa
100 Chrysococcus spec.
370 Chrysococcus rufescens
550 Dinobryon spec.
550 Dinobryon bavaricum
550 Dinobryon cylindricum

- 550 Dinobryon divergens
- 550 Dinobryon pediforme
- 550 Dinobryon sertularia
- 550 Dinobryon sociale
- 50 Erkenia subaequiciliata
- 70 Kephyrion spec.
- 50 Kephyrion inconstans
- 60 Kephyrion ovum
- 3200 Mallomonas spec.
- 3200 Mallomonas acaroides
- 560 Mallomonas akrokomos
- 4800 Mallomonas caudata
- 900 Mallomonas globosa
- 1400 Mallomonas tonsurata
- 60 Ochromonas spec.
- 190 Phaeaster aphanaster (Syn. Monochrysis a.)
- 70 Pseudokephyrion spec.
- 300 Pseudokephyrion entzii (Syn. Kephyriopsis e.)
- 600 Pseudokephyrion undulatum (Syn. Dinobryon u.)
- 550 Pseudopedinella spec.
- 550 Pseudopedinella erkensis
- 350 Spumella spec. (Syn. Heterochromonas spec.)
- 1700 Synura uvella
- 85 Uroglena americana
- 100 Kleine Chrysoflagellaten
- 700 Mittelgroße Chrysoflagellaten
- 2500 Große Chrysoflagellaten

HAPTOPHYCEAE

- 40 Chrysochromulina parva

XANTHOPHYCEAE

- 200 Goniochloris spec.
- 600 Goniochloris mutica
- 200 Isthmochloron spec.
- 200 Isthmochloron lobulatum

BACILLARIOPHYCEAE

CENTRALES

- 200 Cyclotella spec.
- 5400 Cyclotella bodanica
- 500 Cyclotella catenata
- 1350 Cyclotella comta
- 120 Cyclotella glomerata
- 300 Cyclotella kuetzingiana
- 300 Cycldotella meneghiniana

1500	Melosira spec.
800	Melosira ambigua
800	Melosira granulata
350	Melosira gran. ssp. angustissima
1500	Melosira islandica
1600	Melosira varians
2200	Stephanodiscus alpinus
90	Stephanodiscus spec.
8000	Stephanodiscus astraea
3500	Stephanodiscus a. v. minutula
400	Stephanodiscus binderanus (Syn. Melosira b.)
200	Stephanodiscus hantzschii
100	Kleine Centrales
400	Mittelgroße Centrales
1500	Große Centrales

PENNALES

3000	Amphora ovalis
450	Asterionella formosa
200	Asterionella gracillima
1200	Ceratoneis arcus
2000	Cymatopleura solea
300	Cymbella prostrata
300	Cymbella ventricosa
1000	Cymbella lanceolata
1000	Cymbella helvetica
1100	Diatoma elongatum
2500	Diatoma vulgare
1000	Epithemia spec.
650	Fragilaria spec.
360	Fragilaria capucina
700	Fragilaria crotonensis
200	Fragilaria gracillima
450	Fragilaria virescens
2500	Gomphonema spec.
1600	Meridion circulare
300	Navicula spec.
200	Navicula gracilis
200	Navicula pupula
1000	Navicula reinhardtii
600	Navicula radiosa
200	Nitzschia spec.
170	Nitzschia acicularis
150	Nitzschia actinastroides
200	Nitzschia cryptocephala
170	Nitzschia dissipata
10000	Surirella spec.
950	Synedra acus
2400	Synedra a. v. angustissima
600	Synedra acus var. radians
200	Synedra berolinensis
2200	Synedra capitata
100	Synedra minuscula
730	Synedra tenera
4800	Synedra ulna var. danica

- 2200 Tabellaria fenestrata
- 300 Kleine Pennales
- 1000 Mittelgroße Pennales
- 2500 Große Pennales

DINOPHYCEAE

- 45000 Ceratium cornutum
- 45000 Ceratium hirundinella
- 10000 Glenodinium spec.
- 10000 Glenodinium edax
- 18000 Gymnodinium helveticum
- 1100 Gymnodinium lantzschii
- 6300 Gymnodinium uberrimum
- 8000 Peridinium spec.
- 15000 Peridinium aciculiferum
- 25000 Peridinium cinctum
- 4500 Peridinium euryceps
- 4500 Peridinium inconspicuum
- 10000 Peridinium pusillum
- 25000 Peridinium willei
- 1100 Kleine Dinophyceen
- 5000 Mittelgroße Dinophyceen
- 20000 Große Dinophyceen

CHLOROPHYTA

PRASINOPHYCEAE

- 300 Nephroselmis discoidea
- 350 Paramastix conifera

CHLOROPHYCEAE

VOLVOCALES

- 2000 Carteria spec.
- 2000 Carteria cordiformis
- 1500 Chlamydomonas spec.
- 700 Chlamydomonas reinhardtii
- 400 Chlamydomonas tremulans
- 350 Chlorogonium spec.
- 300 Eudorina spec.
- 300 Eudorina elegans
- 350 Gonium spec.
- 350 Gonium pectorale
- 10000 Haematococcus pluvialis
- 400 Pandorina spec.
- 400 Pandorina morum
- 100 Phacotus lendneri

- 100 Phacotus lenticularis
- 80 Volvox spec.
- 80 Volvox aureus
- 80 Volvox globator
- 100 Kleine Volvocales
- 750 Mittelgroße Volvocales
- 3500 Große Volvocales

TETRASPORALES

- 200 Chlamydocapsa planctonica (Syn. Gloeocystis p.)
- 250 Pseudosphaerocystis lacustris

CHLOROCOCCALES

- 300 Actinastrum spec.
- 300 Actinastrum hantzschii
- 250 Ankistrodesmus spec.
- 200 Ankistrodesmus bibrainianus
- 300 Ankistrodesmus falcatus
- 120 Ankistrodesmus fusiformis
- 10 Ankistrodesmus nannoselene
- 150 Ankyra ancora
- 550 Botryococcus braunii
- 400 Characium spec.
- 450 Characium lanceolatum
- 500 Characium ornithocephalum
- 50 Chlorella ellipsoidea
- 15 Chlorella pyrenoidosa
- 30 Chlorella vulgaris
- 50 Chlorococcum spec.
- 100 Chodatia spec.
- 50 Choricystis chodati (Syn. Coccomyxa lacustris)
- 20 Choricystis komarekii
- 1800 Chlosteriopsis spec.
- 150 Coelastrum spec.
- 200 Coelastrum cambricum
- 200 Coelastrum microporum
- 250 Coelastrum reticulatum
- 70 Coronastrum spec.
- 70 Coronastrum ellipsoideum
- 90 Crucigenia spec.
- 150 Crucigenia lauterbornii (Syn. Hofmania l.)
- 60 Crucigenia tetrapedia
- 250 Crucigeniella spec.
- 300 Dicellula spec.
- 250 Dictyosphaerium spec.
- 250 Dictyosphaerium ehrenbergianum
- 300 Dictyosphaerium pulchellum
- 80 Didymocystis bicellularis (Syn. Scenedesmus b.)
- 150 Eutetramorus spec.
- 150 Eutetramorus fottii (Syn. Coenococcus f.)
- 960 Fötterella spec.

- 960 Fotterella tetrachlorelloides (Syn. Crucigenia irregularis)
- 600 Keratococcus suecicus
- 180 Kirchneriella spec.
- 150 Kirchneriella lunaris
- 180 Kirchneriella obesa
- 100 Korshikoviella spec.
- 2100 Korshikoviella gracillipes (Syn. Characium g.)
- 680 Lagerheimia spec.
- 400 Lagerheimia ciliata (Syn. Chodatella c.)
- 400 Lagerheimia genevensis
- 170 Micractinium spec.
- 170 Micracinium pusillum
- 220 Monoraphidium spec.
- 100 Monoraphidium contortum (Syn. Ankistrodesmus falcatus)
- 125 Monoraphidium dybowskii
- 220 Monoraphidium griffithii (Syn. Ankistrodesmus acicularis)
- 75 Monoraphidium minutum (Syn. Selenastrum minutum)
- 350 Nephrocytium spec.
- 350 Nephrocytium lunatum
- 350 Nephrocytium agardhianum
- 210 Oocystis spec.
- 250 Oocystis lacustris
- 250 Oocystis marsonii
- 300 Paradoxia multiseta
- 350 Pediastrum spec.
- 350 Pediastrum boryanum
- 200 Pediastrum braunii
- 350 Pediastrum duplex
- 350 Pediastrum tetras
- 5000 Planctosphaeria spec.
- 1000 Planctosphaeria gelatinosa
- 350 Quadrigula spec.
- 350 Quadrigula lacustris
- 350 Quadrigula pfizeri
- 250 Scenedesmus spec.
- 300 Scenedesmus acuminatus (Syn. S. falcatus)
- 250 Scenedesmus acutus
- 300 Scenedesmus linearis (Syn. S. bijugatus)
- 250 Scenedesmus armatus
- 150 Scenedesmus ecornis
- 200 Scenedesmus obtusus
- 250 Scenedesmus quadricauda
- 150 Scenedesmus subspicatus
- 80 Schroederia spec.
- 200 Schroederia setigera
- 80 Schroederia spiralis
- 200 Scotiella antarctica (Syn. Pteromonas willei)
- 150 Sphaerocystis spec.
- 200 Sphaerocystis schroeteri
- 600 Tetrachlorella spec.
- 600 Tetrachlorella alternans
- 80 Tetraedron spec.
- 100 Tetraedron caudatum

- 70 Tetraedron minimum
- 80 Tetrastrum spec.
- 450 Willea spec.
- 450 Willea irregularis (Syn. Cruzigenia rectangularis)
- 200 Kleine Chlorococcales
- 750 Mitttelgroße Chlorococcales
- 3500 Große Chlorococcales

ULOTRICHALES

- 200 Elakatothrix spec.
- 200 Elakatothrix gelatinosa
- 600 Koliella spec.
- 200 Koliella longiseta
- 200 Koliella planctonica
- 50 Stichococcus bacillaris
- 50 Stichococcus minor
- 200 Ulothrix subconstricta

CONJUGATOPHYCEAE

DESMIDIALES

- 2900 Closterium spec.
- 5000 Closterium aciculara
- 650 Closterium acutum
- 550 Closterium a. var. variabile
- 90000 Closterium ehrenbergii
- 10000 Closterium leibleinii
- 1500 Closterium limneticum
- 30000 Closterium moniliferum
- 4500 Closterium pronum
- 2500 Closterium setaceum
- 2000 Cosmarium spec.
- 1200 Cosmarium depressum var. planctonicum
- 2500 Cosmarium subcostatum
- 2500 Cosmarium subprotumidum
- 12000 Staurastrum spec.
- 15000 Staurastrum cingulum
- 10000 Staurastrum gracile
- 12000 Staurastrum johnsonii
- 12000 Staurastrum lunatum
- 10000 Staurastrum messikommeri
- 12000 Staurastrum paradoxum
- 12000 Staurastrum pingue
- 12000 Staurastrum planctonicum
- 15000 Staurastrum sebalii var. ornatum
- 10000 Staurastrum tetracerum

ZYGNEMATALES

- 1100 Mougeotia spec.
- 1500 Mougeotia thylespora
- 1500 Mougeotia viridis

FLAGELLATAE

CRYPTOPHYCEAE

- 1300 Chilomonas spec.
- 350 Chilomonas cryptomonadoides
- 80 Chroomonas spec.
- 300 Cryptaulax spec.
- 300 Cryptaulax romboidea
- 300 Cryptaulax vulgaris
- 2500 Cryptomonas spec.
- 2100 Cryptomonas erosa
- 1600 Cryptomonas marsonii
- 2100 Cryptomonas ovata
- 1500 Cryptomonas phaseolus
- 1600 Cryptomonas reflexa
- 4000 Cryptomonas rostrata
- 4500 Cryptomonas rostratiformis
- 3000 Cryptomonas tetrapyrenoidosa
- 300 Cyathomonas truncata
- 200 Katablepharis spec.
- 200 Katablepharis notonectoides
- 200 Katablepharis ovalis
- 150 Rhodomonas spec.
- 180 Rhodomonas lacustris
- 300 Rhodomonas lens
- 130 Rhodomonas minuta
- 90 Rhodomonas m. var. nannoplanctica

EUGLENOPHYCEAE

- 400 Colacium spec.
- 1800 Colacium simplex
- 3000 Euglena spec.
- 2500 Euglena acus
- 3000 Euglena gracilis
- 300 Lepocinclis ovum
- 22000 Phacus spec.
- 22000 Phacus longicauda
- 22000 Phacus pleuronectes
- 22000 Phacus pyrum
- 22000 Phacus tortus
- 22000 Phacus triqueter
- 1300 Trachelomonas spec.
- 2400 Trachelomonas hispida
- 1200 Trachelomonas volvocina
- 500 Diverse Euglenophyceae

4. Grundlagen

4.1 Grundsätzliche Probleme der Systematik

Systematisch-taxonomische Arbeit am Mikroskop birgt immer die Gefahr der Subjektivität in sich. Dies fängt schon beim Erkennen der Formen im mikroskopischen Bild an. Die Erfahrung zeigt, daß eine optimale optische Ausrüstung eine wichtige Voraussetzung ist, um subjektive Fehler zu vermeiden. Seit 1984 wird für die Planktonzählung ein inverses Mikroskop ZEISS ICM 405 benützt, das auch im Routinebetrieb die Erfassung des pflanzlichen Nano- und Ultraplanktons möglich macht.

Seit diesem Zeitpunkt tauchen deshalb auch die kleinen planktischen Grün- und Blaualgen in den Zähllisten auf, die im Bodensee wohl immer vorhanden waren, aber mit der früheren optischen Ausrüstung nicht erkannt werden konnten. Ähnliche Probleme stellen sich beim Wechsel des Bearbeiters, da die mikroskopische Dokumentation von Algen einer langfristigen Einarbeitung bedarf. Ein anderes Problem sind die Fehlbestimmungen, die sich nur in einer engen Zusammenarbeit mit Fachkollegen ausschalten lassen. Aus Gründen der Kontinuität ziehen sich solche Fehlbestimmungen oft sehr lange durch die Zähllisten.

Da in den letzten Jahren viele Bestimmungswerke neu erschienen sind, konnte bei mehreren Gruppen der Stand der neuesten taxonomischen Forschung berücksichtigt werden, während bei anderen auf bewährte, aber ältere Literatur zurückgegriffen werden mußte. Bei einigen Gruppen, wie den Cryptophyceen und Dinophyceen, ist zur Zeit keine zusammenfassende Bearbeitung greifbar, so daß umfangreiche Recherchen über die in der Fachliteratur zerstreuten Einzelarbeiten notwendig waren. Die Bestimmung der einzelnen Algengruppen erfolgte (neben der Benutzung umfangreicher Spezialliteratur) hauptsächlich nach folgenden Autoren.

Cyanophyceae

BOURRELLY (1970), GEITLER & PASCHER (1925), HUBER-PESTALOZZI (1938), SKUJA (1948, 1956, 1964)

Chrysophyceae und Haptophyceae

BOURELLY (1981), HUBER-PESTALOZZI (1941), SKUJA (1948, 1956, 1964), STARMACH (1985),

Bacillariophyceae

CLEVE-EULER (1951, 1952, 1953 a, 1953 b, 1955), HUSTEDT (1930), KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988)

Xanthophyceae

ETTL (1978)

Dinophyceae

HUBER-PESTALOZZI (1950), SKUJA (1948, 1956, 1964)

Volvocales

ETTL (1983), HUBER-PESTALOZZI (1961)

Tetrasporales

ETTL + GÄRTNER (1988), FOTT (1972)

Chlorococcales

ETTL + GÄRTNER (1988), KOMAREK & FOTT (1983)

Ulotrichales

BOURRELLY (1972)

Conjugatophyceae

FÖRSTER (1982), RUZICKA (1977, 1981), SKUJA (1948, 1956, 1964)

Cryptophyceae

HUBER-PESTALOZZI (1950), SKUJA (1948, 1956, 1964)

Euglenophyceae

HUBER-PESTALOZZI (1955)

4.2 Theoretische Grundlagen der Planktonentwicklung

Klimax-Konzept des Phytoplanktons

Um das Funktionieren einer Lebensgemeinschaft zu verstehen, sind verschiedene Konzepte denkbar; eine dieser Möglichkeiten ist das Klimax-Konzept. Andere Möglichkeiten der Beschreibung planktischer Biozönosen basieren auf funktionellen Gruppen oder systematischen Einheiten. Für mathematische Modelle, welche die Entwicklung verschiedener Planktongruppen nach Veränderungen des Nährstoffregimes simulieren, fehlen oft exakte mathematische Beziehungen und allgemeingültige Funktionen. Es stellt somit eine Vereinfachung dar, nur den Endzustand zu betrachten. Der seit langem eingeführte Begriff der Klimax beschreibt eine Gesellschaft von Organismenarten, welche sich über eine Abfolge von Vorstufen (Sukzessionen) zu einer "Endgesellschaft" entwickelt hat, und in sich stabil geworden ist, also ein Artengleichgewicht erreicht hat. Die zur Verfügung stehende Energie wird in der Klimax maximal zur Aufrechterhaltung des Systems genutzt; die Stoff-Kreisläufe sind in einem terrestrischen Ökosystem geschlossen. In der Landökologie stellt sich die Klimax hauptsächlich in Abhängigkeit eines längerfristig stabilen Klimas ein. Physikalische Faktoren und Unterschiede der Bodenbeschaffenheit bzw. des Reliefs bewirken graduelle Abweichungen dieser allein auf dem Klima beruhenden Endgesellschaft (WHITTAKER 1953). Schon früh wurde versucht, das Klimax-Konzept auch auf aquatische Ökosysteme anzuwenden (z. B. Algengesellschaften in Flüssen) (BLUM 1956). Speziell in großen Seen mit entsprechend großen Ausgleich-Umgebungsparameter durch die Wassermassen, ist zu erwarten, daß sich unter zyklisch wiederkehrenden Bedingungen jeweils konstante Endgesellschaften einstellen. Auf solchen Überlegungen beruhen in limnologischen Studien letztlich die vielen Planktonanalysen. Auch bei der Verwendung von Bioindikatoren wird versucht, eine Veränderung der Umgebungsparametern mit dem Auftreten einzelner Zeigerarten zu korrelieren (MÄCKLE et al. 1978). Im Gegensatz zu dieser auf der Abundanz einzelner Arten beruhenden Bioindikation versucht das Klimaxkonzept die ganze Biozönose inklusive ihrer trophischer Struktur als Resultat aller einwirkenden Parameter zu klassifizieren.

Die folgenden Fragen müssen von einem solchen Konzept beantwortet werden:

- Welche Rolle spielt die Startpopulation, wie wirkt sich die zufällige Erstbesiedelung aus?
- Wie lange braucht ein System, um bei Veränderungen der Ökofaktoren die Klimax zu erreichen?
- Wie groß ist die Zyklizität innerhalb der Klimax?
- Welche Prozesse und Überlebens-Strategien sind wichtig für die Klimax?
- Welchen Einfluß haben nichtperiodische Ereignisse (z. B. Wetterumschlag)?
- Wie weit ist ein System von der Spitze der Nahrungspyramide durch Freßfeinde kontrolliert, wie weit ist es von unten durch Nährstoffe begrenzt?

Viele dieser Fragen sind mithin auch im Fokus der limnologischen Grundlagenforschung. Die vorliegenden Ausführungen und Daten können nicht auf alle diese Fragen eine endültige Antwort geben.

Definition der planktischen Klimax

Das Gleichgewicht zwischen Produktion und Abbau kann für das Plankton genauso wenig als Kriterium für das Erreichen der Klimax benutzt werden wie die Geschlossenheit der Kreisläufe. Im oligotrophen See sind die Kreisläufe durch Entzug der Nährstoffe im Sediment unterbrochen, im eutrophen See sind sie durch Rücklösungsprozesse weitgehend offen, aber Abbau und Produktion sind nicht mehr ausgewogen. Die Ausnützung der Energie bleibt in limnischen Systemen - ebenso wie in Hochmoorgebieten, welche als typische Klimaxgesellschaften gelten - unvollständig. Diese Merkmale der Klimax-Definition, wie sie für Landökosysteme gelten - sind daher in limnischen Systemen nicht erfüllt. Zweifellos streben aber auch die Seen nach Jahren mit gleichbleibenden Ökofaktoren (insbesondere stabiler Düngung) einem Endzustand ihrer Biozönose zu, die von zyklisch wiederkehrenden Teilgesellschaften geprägt ist. Daß die Seen auch in früheren Jahrzehnten schon verschiedenen Biozönosen beherbergten, zeigen die Analysen der Algenpigmente in Seesedimenten (ZÜLLIG 1982). In einem System, das nicht durch einen Ökofaktor extrem kontrolliert wird, sondern eine

gewisse Potenz zur Produktion aufweist, können nicht nur Spezialisten leben, sondern generell sehr viele Algenarten und Zooplankter existieren. Die vergleichbaren Ansprüche zahlreicher Planktonalgen in autökologischen Versuchen erklärt ihre weltumspannende Verbreitung. Algen mit sehr engen Toleranzbreiten (stenöke Formen) besiedeln eher extreme Biotope (z. B. Moor, Gebirgsseen). In Seen vergleichbar dem Bodensee wirken sich neben autökologischen Abhängigkeiten von physikalischen und chemischen Komponenten des Lebensraumes ganz besonders synökologische Beziehungen der Organismen untereinander aus. Dies wird auch durch den Umstand verdeutlicht, daß im Wasser die Produkte der Photosynthese intensiver (bis ca. 50 %) in der Nahrungskette verwertet werden (ODUM 1980). Darum sind im Wasser auch längere Nahrungsketten als in Landsystemen möglich. Angesichts der Generationszeiten der meist sehr schnelllebigen Organismen des Wassers kann das Erreichen der Klimax phänomenologisch durch die jahrelange Konstanz der Planktonbiozönose unter Berücksichtigung der regelmäßig wiederkehrenden, autogenen saisonalen Zyklen definiert werden (LHOTSKY 1985).

Die Bedeutung der Startpopulation für die Klimax

Untersuchungen in künstlichen Rinnensystemen haben gezeigt, daß sich unter Einwirkung von Streßfaktoren eine spezielle Biozönose entwickelt, die sich nach Ausschalten des Stressors noch monatelang halten kann (EICHENBERGER et al. 1981). Das System scheint sich an die früheren Bedingungen zu erinnern. In Kleingewässern, die mitunter austrocknen, vegetieren Algen oft suboptimal dahin. Als zufällig vorhandene Keime haben sie als Erstankömmlinge von den vorhandenen Ressourcen profitiert und verschiedene ökologische Nischen besetzt. Später kommende - evtl. besser geeignete Arten - können sich nicht entfalten, weil die Nährstoffe in der Startpopulation inaktiviert sind. In größeren Gewässern kann man davon ausgehen, daß fast alle potentiell geeigneten Planktonformen als Impfmeng e vorliegen. Eine dauernde Besitznahme einer ökologischen Nische durch eine schlechter angepaßte Art ist nicht denkbar. Der Verdrängungsprozess wird nicht wie bei sessilen Arten durch die räumliche Besetzung behindert. Die gemessen an den Abmessungen der Plankter riesigen Lebensräume und die Myriaden von Zellen, lassen aber die Invasion neuer Arten unter veränderten Bedingungen selten schlagartig erfolgen. Selbst den bekannten

Planktoninvasionen, z. B. von Tabellaria fenestrata, ging ein jahrelanges Wachstum im Litoral voraus (LEHN 1969), zudem erschien die gleiche Art im Zürichsee und Bodensee bei sehr unterschiedlichen Nährstoffgehalten. Zufällige Startpopulationen müssen somit in einem großen See den besser angepaßten Arten weichen.

Erforderliche Zeit für Erreichen der Klimax

Angesichts der kurzen Generationsdauer der Algen ist anzunehmen, daß das Phytoplankton den Veränderungen der Ökofaktoren durch Aufbau bzw. Verminderung der Populationsdichte folgen kann, wenngleich sie naturgegeben immer etwas nachhinken. Diese Hypothese wird durch die zahlreichen Planktonuntersuchungen und Düngungsexperimente bestätigt. Auf wechselnde Produktionsbedingungen reagiert das Plankton sehr rasch mit entsprechender Veränderung der Produktion und der Biomasse. Einflüsse des Wetters und Nährstoffschübe prägen die Jahresdynamik des Phytoplanktons auch unter langfristig stabilen Situationen. Die kurze Abfolge von Spitzen und Minima der Algenbiomasse ist in den meisten in diesem Bericht verarbeiteten Jahres-Ganglinien zu erkennen.

Diese kurzfristige Anpassung, die immer von den aktuell vorhandenen Arten ausgeht, darf nicht als Reaktion der Klimax angesehen werden. Zwar ergeben sich graduelle Verschiebungen in der Dominanz einzelner Arten, aber der Artenkatalog bleibt weitgehend unbeeinflusst. Bis sich die Endgesellschaft stabil etabliert hat, sind Zeitperioden nötig, die ein Mehrfaches der Generationsdauer der langsamsten Arten ausmacht. Innerhalb eines Jahres wären aber immer noch mehr als 10 eingespielte unterschiedliche Algengesellschaften zu erwarten, jede mit eingespielten internen Beziehungen. Populationsdynamische Betrachtungen erfordern daher entsprechend dichte Probenahmeserien. Mit dem 14tägigen Probenahme-Rhythmus der IGKB-Untersuchungen wurde dieser Bedingung Rechnung getragen.

Ohne Berücksichtigung der Verluste benötigen die Algen bloß etwa 10 Tage, bis einzelne Arten der Gesellschaft dominieren. Da die Phytoplankter aber nur einen Teil der planktischen Gesellschaft bilden und die herbivoren Zooplankter und speziell deren Feinde (Fische und planktische Raubkrebse) viel längere Generationszeiten haben, dauert eine Anpassung der gesamten Biozönose im Sinne eines

Erreichens der Klimax viel länger. Die durch Veränderungen der Algenbiomasse ausgelösten Folgereaktionen gehen nicht nur linear in der Nahrungskette weiter, sondern bewirken über Rückkopplungsprozesse auch wieder eine Nivellierung der Primärproduzenten. Dieses Einpendeln müßte daher einen Zeitraum von 10 bis 15 Jahren umfassen. Sofern der Fischbestand nicht zu große Veränderungen erfährt, kann dieser Zeitraum auf wenige Jahre reduziert sein.

Im Laufe dieser Zeit und auch noch nach Erreichen der Klimaxgesellschaft kann es verschiedentlich zu Massenentfaltungen kommen. Wenn die äußeren Bedingungen hinreichend lange stabil bleiben (z. B. lang andauernde Schönwetterphasen im Spätsommer), können einzelne Algenarten favorisiert werden. Auf solche klimatischen Ausnahmesituationen ist das Gesamtsystem aber nicht angepaßt. Deshalb braucht nicht jede Massenentfaltung oder Vegetationstrübung des Wassers schon als Zeichen einer Verschlechterung zu gelten: Vielmehr signalisieren sie eine Veränderung der Systemvariablen (mitunter auch zum Guten) oder eine klimatische Ausnahmesituation.

Zyklische Veränderungen in der Klimax

Die saisonalen Schwankungen wichtiger Ökofaktoren führen zwangsläufig zu Verschiebungen in der Planktonbiozönose. Die Änderungen der Temperatur- und Lichtverhältnisse und der damit zusammenhängenden Prozesse (Schichtungsverhalten, Zirkulation) kehren zyklisch wieder. Die Organismen konnten sich auf diese Zyklen evolutiv anpassen:

Zu jeder Zeit finden sich im Oberflächenwasser kleinräumig eine Vielzahl sich konkurrierender Arten. In einem geschlossenen Biotop, in dem die Populationsdichte allein von Vermehrung und Absterben reguliert wird, ist eine solche Koexistenz nur möglich, wenn für jede dieser Formen eine eigene, ökologische Nische zur Verfügung steht.

Eine ökologische Nische ist nicht als räumlicher Unterschlupf zu verstehen, in den sich ein Organismus gleichsam zurückziehen kann (obwohl Verstecke auch ökologische Nischen sind), sondern als multidimensionaler Raum, in welchem die Stellung und Funktion des einzelnen Organismus ebenso vorhanden sind wie die genetisch fixierten Fähigkeiten. Man könnte daher die ökologische Nische als

Planstelle oder Beruf verstehen. Im homogen gemischten See ergeben sich aus dem Jahresgang von physikalischen Faktoren nicht genug Nischen, um die Vielzahl der gleichzeitig vorkommenden Algenarten zu erklären. Auch die Nährstoffe, welche durch Zehrung von diesen Algen verändert werden, erhöhen die Nischendiversifikation nicht stark.

Angesichts des euryöken Charakters vieler Algen, ist die Artenvielfalt ohnehin kaum mit den Produktionsbedingungen zu erklären. Neben dem Konkurrenzverhalten der Algen sind zur Interpretation weitere Formen des Zusammenlebens (Symbiosen) und Verlustfaktoren beizuziehen. Der Einbezug von Parasitismus, Sedimentation, Grazing, Autolyse u. a. erweitert die Zahl der ökologischen Nischen gewaltig. Die Ausschüttung von Toxinen, Vitaminen und die Möglichkeit der Überdauerung schlechter Zustände mit Zysten gehören ebenfalls zu den Nischendimensionen. Viele Algen gehören perennierend (ausdauernd) zum Plankton, obwohl sie selten in großer Dichte in Erscheinung treten. Man kann davon ausgehen, daß solche Formen in Zeiten mit ungünstigen Bedingungen suboptimal weiter wachsen. Anders als in einem Landökosystem, bei dem eine Art die andere durch Besetzung des Raumes nachhaltig verdrängen kann, bleibt für solche Arten immer noch irgendwo genug Raum zum Überleben. Die riesigen Zelldichten, welche im Seevolumen aufgebaut werden können, lassen über sehr lange Zeit eine negative Nettoproduktion zu. Der Verlust folgt - analog wie der Aufbau - einer logarithmischen Funktion. Bei hohen Zelldichten groß, nimmt er bei verringerter Dichte ab. SOMMER (1983) konnte diese Hypothese im Bodensee bestätigen. Häufig ausgeführte Planktonanalysen zeigten für raschwüchsige Arten entsprechend hohe Mortalitätsraten. Langfristig resultiert aus diesen Zusammenhängen eine Nettoproduktion von Null.

Da die Nettoproduktion (Bruttoproduktion minus Verlust) im See klein ist, werden die Arten, die im Wettbewerb während einer einzigen Saison unterlegen sind, nicht etwa vernichtet, sondern sie bleiben in geringer Zahl als "Saat" (Inokulum) ständig präsent. Treten kurzfristige Veränderungen der Umweltbedingungen ein, können diese Algen mit einem Wachstumsschub darauf reagieren. Im Laufe eines Jahres folgen sich verschiedene Algengesellschaften. In ihrem Artenkatalog unterscheiden sie sich kaum, wohl aber in der Häufigkeit, in der die einzelnen Arten auftreten. Das Kapitel 5.4 geht auf diese saisonalen Gesellschaften im Detail ein.

Strategien des Überlebens

Ausgehend von der Wachstumskinetik einer Population, welche durch die Wachstumsrate r und die Kapazität des Raumes K gekennzeichnet ist, ergeben sich zwei Extremformen des Überlebens:

- r-Selektion:** versucht den Lebensraum durch hohe Reproduktionsrate zu beherrschen (meist kleine schnellwüchsige Formen).
- K-Strategie:** Durch maximale Ausnützung und ausgeklügeltes Verhalten nutzen diese Organismen sämtliche Dimensionen des Lebensraumes. Sie investieren die Lebensenergie nicht in eine hohe Zahl von Nachkommen, sondern in deren Überleben, z. B. durch Cystenbildung (meist größere, langsamwachsende Formen).

Viele Plankter gehören nicht eindeutig zu einer oder anderen dieser Gruppen oder wechseln innerhalb ihres Lebens die Strategie (so reproduziert sich Daphnia bei guten Bedingungen massenhaft; **Volvocales**, **Chrysophyceen**, **Diatomeen** oder **Cryptophyceen** können Ruhestadien bzw. Zysten ausbilden). In Hungersituationen entwickelt sie in einem komplizierten Entwicklungslauf Dauerstadien, welche Monate bis Jahre überdauern können, aber nur in recht geringer Zahl entstehen.

Im Laufe der zyklischen Abfolge bilden sich Phasen mit Dominanz der einen oder anderen Gruppe. Im Frühjahr sind r-Strategen begünstigt. Die relativ hohen Lichtintensitäten und Nährstoffgehalte kommen den schnell wachsenden Formen zugute, zumal sich deren Hauptfeinde, die Daphnien, infolge tiefer Temperatur noch nicht rasch entwickeln können. Unter zunehmender Nährstofflimitierung erscheinen die K-Strategen (z.B. große **Diatomeen**). Sie erleiden geringere Fraßverluste. Die r-Strategen bleiben auch in dieser Zeit präsent und können kurzfristig eine sich öffnende Lücke schließen. Durch schnelle Veränderungen können r-Strategen oder Organismen, welche dank einem sehr breiten Optimum gegen Wechsel unempfindlich sind, herausselektiert werden.

Nichtperiodische Ereignisse (Wetterumschlag, Sturm) schaffen sehr plötzlich neue Umweltbedingungen, die den Prozeß der Selektion in eine andere Richtung führen. Formen, welche der Gesellschaft einer Vorstufe zum Klimax angehören,

können als Lückenbüßer einspringen. Damit wird insgesamt durch solche Veränderungen der Umweltfaktoren die Zahl der ökologischen Nischen erhöht und die Artenvielfalt begünstigt. Nach dem Stabilitätskriterium "Risikoverteilung durch Vielfalt" wird damit die ganze Planktonbiozönose stabilisiert. Künstliche Stabilisierung, wie sie im Extremfall in Algenkulturen gemacht wird, reduziert die Zahl der Nischen und führt zur Verarmung der Biozönose.

Zusammenfassende Betrachtungen zur Klimax

Aus den aufgelisteten Argumenten wird klar, daß aus dem kurzfristigen Auftauchen einer Spezies, nicht auf Veränderungen geschlossen werden können, welche für diese Art speziell günstig sind. Eine Art kann lange suboptimal dahin vegetieren. Die lange Reaktionszeit der höheren trophischen Stufen der Nahrungskette steckt den zeitlichen Rahmen für die Erreichung einer stabilen Endgesellschaft ab. Das Einspielen der Planktonbiozönose auf einen veränderten Zustand - unabhängig, von der Art der Veränderung - braucht Jahre. Innerhalb dieser Zeit und selbst nach Erreichen der Klimaxgesellschaften können Massenvermehrungen vorkommen.

4.3 Vergleich der Meßstationen im Bodensee-Obersee

Für den **Untersee** wird weiter unten gezeigt (Punkt 5.4), daß auf Grund der unterschiedlichen hydrographischen Voraussetzungen die Planktonentwicklung nicht gleichmäßig abläuft, da jeder Seeteil eine Eigendynamik entwickelt. Auch im **Obersee** ist diese Eigendynamik vorhanden, da es z. B. durch Stürme zu kurzfristigen Verlagerungen großer Wassermassen kommen kann, die Auswirkungen auf die Planktonentwicklungen haben (BÜRGI 1976, EINSLE 1987). Um solche unterschiedliche Entwicklungen näher beurteilen zu können, wurde 1976 die Station "**Langenargen**" (Langenargen-Arbon) und 1977 die Station "**Bregenz**" (Bregenzer Bucht) in das Untersuchungsprogramm der IGKB aufgenommen.

An diesen Stationen wurde nur eine monatliche Probenahme durchgeführt, was einen Vergleich mit der Station "**Fischbach-Uttwil**" sehr erschwert. Alle bis jetzt durchgeführten Programme zeigen, daß Veränderungen der Planktonbiocoenose

sehr kurzfristig erfolgen. Hier stellt eine Probenahme-Intervall von 2 Wochen ein Maximum dar, das nicht überschritten werden sollte. Folgendes kann festgestellt werden: Die zeitlichen Unterschiede in der Planktonentwicklung bei den Stationen "Fischbach-Uttwil" und "Langenargen-Arbon" sind geringer als die Probenahme-Intervalle. Die zeitliche Dynamik dieser Stationen ist vergleichbar, wobei Unterschiede hauptsächlich auf großräumige Wasserverfrachtungen zurückzuführen sind.

Bei der Station "Bregenzer Bucht" liegen jedoch andere hydrographische Grundvoraussetzungen vor, die eine abweichende Populationsdynamik zur Folge haben. Folgende Faktoren haben hier starke Auswirkungen:

1. Das Klima in der Bregenzer Bucht ist anders als im westlich davon gelegenen Teil des Obersees. Vermutlich spielen hier die häufigeren Föhnlagen als Folge der kanalisierenden Wirkung des Rheintals eine wichtige Rolle.
2. Die Strömungsverhältnisse durch den Einfluß des Alpenrheins bewirken einen gewissen Abschluß der Bregenzer Bucht gegenüber den westlichen Seeteilen. (Durch die vorgesehene weitere Vorstreckung des Alpenrheins sind in Zukunft Änderungen zu erwarten).

Diese (und weitere) Faktoren haben zur Folge, daß die Planktonentwicklung in der Bregenzer Bucht meistens eine bis zwei Wochen früher einsetzt als im Hauptteil des Bodensee-Obersees. Die Spitzenwerte der Biomasse-Entwicklungen liegen in den meisten Jahren einige Prozente höher als im Hauptteil des Bodensee-Obersees. Auch beim Zooplankton ist dies festgestellt worden (EINSLE 1987).

5. Ergebnisse

5.1 Veränderungen des Artenspektrums im Phytoplankton des Freiwassers

Die im Bodensee erfaßte Artenzahl des Planktons veränderte sich hauptsächlich aus folgenden drei Gründen:

- a. Durch die veränderte Umweltbedingungen tauchten im Phytoplankton neue Arten auf, während andere Arten verschwanden.
- b. Durch den Fortschritt der taxonomischen und systematischen Forschung ist es zu umfangreichen Umbenennungen und Revisionen von Gattungen und Arten gekommen; auf die so entstandenen Synonyme ist im Text gesondert hingewiesen worden.
- c. Durch heute einsetzbare optische Untersuchungsverfahren ist eine sichere Bestimmung und Erfassung von vielen schwer bestimmbaren oder leicht übersehbaren Arten des Nanno- und Ultraplanktons möglich geworden.

Neu in die Taxa-Liste aufgenommene oder umbenannte Arten:

Erläuterungen:

Seeteil:

O: Obersee

U: Untersee

Status:

neu: Neu festgestellte Art im Bodensee

artdef: Art neu festgestellt, jedoch früher schon vorhanden und unter angegebenen Gruppen zusammengefaßt und gezählt

neubest: Art neu festgestellt, früher zusammen mit angegebener Art gezählt

neudef: Art systematisch neudefiniert; Synonym ist angegeben

Häufigkeit:

h-bio: Häufig, Biomasse hoch; siehe Abbildungsteil

h-ind: Häufig, Individuenzahl hoch; Biomasse jedoch gering

rel: Relativ häufig

gering: Individuenzahlen gering, aber regelmäßig beobachtet

selten: Selten, Einzelbeobachtungen

Art	Seeteil	Status	Häufigkeit
Cyanophyceae			
Microcystis elachista (Syn. Aphanocapsa elachista)	O,U	neudef	h-ind
Synechococcus aeruginosus (Bis März 1984 mit anderen Arten als μ -Algen gezählt)	O,U	artdef	rel
Synechococcus major	U	neu	selten
Synechocystis aquatilis (Bis März 1984 μ -Algen)	O,U	artdef	rel
Merismopedia glauca (Bis März 1984 μ -Algen)	O U	artdef artdef	selten gering
Chrysophyceae			
Kephyrion inconstans (Syn. Stenokalyx inconstans)	O,U	neudef	gering
Chrysococcus rufescens	O,U	neu	gering
Chrysococcus diaphanus	O,U	neu	gering
Chrysochromulina parva; (Bis März 1984 mit Erkenia subaequiliata gezählt)	O,U	neubest	h-ind
Xanthophyceae			
Goniochloris mutica	O,U,	neu,	selten
Bacillariophyceae			
Stephanodiscus binderanus (Syn. Melosira binderana)	O,U,	neudef	h-bio
Cyclotella kuetzingiana C. meneghiniana	O,U	neu	gering
Melosira ambigua (Noch mit M. granulata gezählt, da im Lichtmikroskop nicht auf- zutrennen, jedoch im REM identi- fiziert)	O,U	neubest	rel
Melosira arenaria (Litoralform)	U	neu	selten
Melosira varians (Litoralform)	U	neu	gering

Art	Seeteil	Status	Häufigkeit
Cymbella helvetica, C. lanceolata, C. prostrata, C. ventricosa	O,U	neu	gering
Nitzschia dissipata N. palea	O,U	neu	gering
Navicula pupula N. radiosa N. reinhardii	O,U	neu	gering
Synedra berolinensis S. minuscula, S. tenera	O,U	neu	gering

Chlorophyceae

Volvocales

Carteria cordiformis (ab 1985 als Art bestimmt, vorher als C. spec. gezählt)	O,U	artdef	rel
Planctosphaeria gelatinosa	O,U	neu	gering

Tetrasporales

Chlamydocapsa planctonica (Syn. Gloeocystis p., Gloeococcus p.)	O,U	neudef	rel
---	-----	--------	-----

Chlorococcales

Actinastrum hantzschii	O,U	neu	gering
Ankistrodesmus bibraianus (Syn. Selenastrum bibraianum)	O,U	neudef	gering
Ankyra ancora A. judayi (bis 1985 als A. spec. gezählt)	O,U	artdef	gering
Chlorella ellipsoidea, C. pyrenoidosa, C. vulgaris (Bis März 1984 μ -Algen)	O,U	artdef	h-ind
Choricystis chodati (Syn. Coccomyxa lacustris, bis März 1984 μ -Algen)	O,U	artdef	rel

Art	Seeteil	Status	Häufigkeit
<i>Chlorococcum infusionum</i> (bis März 1984 μ -Algen)	0,U	artdef	gering
<i>Coelastrum cambricum</i>	U	neu	gering
<i>Coronastrum ellipsoideum</i>	0,U	neu	gering
<i>Crucigenia lauterbornii</i> (Syn. <i>Hofmania</i> l.)	0,U	neudef	gering
<i>Dicellula planctonica</i>	U	neu	selten
<i>Eutetramorus fottii</i> (früher vermutlich zusammen mit <i>Sphaerocystis schroeteri</i> gezählt)	0,U	neubest	h-ind
<i>Kirchneriella obesa</i>	0,U	neu	gering
<i>Korshikoviella gracilipes</i> (Syn. <i>Characium</i> g.)	0,U	neudef	rel
<i>Lagerheimia genevensis</i> (bis 1985 als <i>L. spec.</i> gezählt)	0,U	artdef	rel
<i>L. subsalsa</i> (Syn. <i>Chodatella</i> s.)	0,U	neudef	rel
<i>Micractinium pusillum</i> (bis 1985 als <i>M. spec.</i> gezählt)	0,U	artdef	rel
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Syn. <i>Ankistrodesmus arcuatus</i>)	0,U	neudef	rel
<i>Monoraphidium contortum</i> (Syn. <i>A. falcatus</i> var. <i>spir.</i>)	0,U	neudef	rel
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Syn. <i>Ankistrodesmus acicularis</i>)	0,U	neudef	rel
<i>Monoraphidium minutum</i> (Syn. <i>Selenastrum</i> m.)	0,U	neudef	gering
<i>Nephrocytium lunatum</i> (bis 1985 <i>N. spec.</i>)	0,U	artdef	rel
<i>Nephrocytium agardhianum</i> (bis 1985 <i>N. spec.</i>)	0,U	artdef	selten
<i>Oocystis marsonii</i> , <i>O. pusilla</i> , <i>O. solitaria</i> (bis 1985 als <i>O. spec.</i> gezählt)	0,U	artdef	gering
<i>Paradoxia multiseta</i>	0,U	neu	gering
<i>Pediastrum simplex</i>	U	neu	gering
<i>Schroederia setigera</i>	0,U	neu	rel

Art	Seeteil	Status	Häufigkeit
Sphaerocystis schroeteri (Syn. Gloeococcus schroeteri)	0,U	neundef	rel
Tetraedron caudatum	U	neu	gering
Treubaria triappendiculata	0,U	neu	selten
Willea irregularis (bis 1985 als Crucigenia spec.)	0,U	artdef	gering
Scendesmus obtusus (Syn. arcuatus), S. acuminatus (Syn. S. falcatus), S. acutus, S. armatus, S. ecornis (Syn. S. ellipticus), S. linearis (Syn. S. bijugatus) (Bis 1985 als S. spec. gezählt)	0,U	artdef	rel
<u>Ulotrichales</u>			
Elakatothrix gelatinosa (bis 1985 als E. spec. gezählt)	0,U	artdef	gering
Elakatothrix viridis (bis 1985 als E. spec. gezählt)	U	artdef	selten
Koliella longiseta	0,U	neu	rel
Koliella planctonica	0,U	neu	selten
<u>Conjugatophyceae</u>			
Cosmarium depressum var. planctonicum, C. subcostatum var. minus C. subprotumidum var. gregori	0,U	neu	gering
Closterium acutum, C. acutum var. variabile (bis 1976 als C. spec. gezählt)	0,U	artdef	rel
Mougeotia thylespora (bis 1976 als M. spec. gezählt)	0,U	artdef	h-bio

Art	Seeteil	Status	Häufigkeit
Staurastrum cingulum, S. gracile S. messikommeri, S. paradoxum, S. pingue, S. planctonicum, S. sebaldi var. ornatum (bis März 1985 als S. gracile gezählt)	0,U	neubest	h-bio
Cryptophyceae			
C. gracilis Cryptomonas marsonii, C. reflexa, C. rostratiformis, C. tetrapyrenoidosa, (bis 1985 als C. spec. gezählt)	0,U	artdef	h-ind
Rhodomonas minuta, R. minuta var. nannoplanctica (Syn. R. lacustris)	0,U	neudef	h-bio
Euglenophyceae			
Euglena gracilis	U	neu	gering
Trachelomonas volvocina	U	neu	gering

Nicht mehr nachgewiesene Arten:

Seeteil:

O: Obersee

U: Untersee

Status:

verschw: Verschwundene Art

aufgeh: Artname durch taxonomische Neudefinition aufgehoben

und in bereits nachgewiesener Art aufgegangen, sonst oben erwähnt.

Art	Seeteil	Status
Microcystis wesenbergii	O,U	verschw
Anabaena circinalis (seit 1986)	O,U	verschw
Cyclotella glomerata (April 1984 zu Stephanodiscus hantzschii)	O,U	aufgeh
Melosira islandica	O,U	verschw
Melosira italica	U	verschw
Nitzschia actinastroides	O,U	verschw
Paramastix conifera	O,U	verschw
Peridinium pusillum	O,U	verschw
Stichococcus bacillaris	O,U	verschw
Cryptaulax vulgaris	O,U	verschw
Katablepharis notonectoides	O,U	verschw

Dominierende Algenarten im Bodensee und ihr Vorkommen bei verschiedenen ökologischen Verhältnissen

Die Ansprüche der Algenarten in dieser Liste sind auf Grund des Vorkommens in verschiedenen Seetypen klassifiziert. Sie sagen nichts über die tatsächlichen Nährstoffansprüche aus. Von der Theorie her sind z.B. in einem oligotrophen See nicht einzelne dominante Arten zu erwarten, sondern viele Arten in geringer Dichte. Auch Massenarten, die vor der Eutrophierungsphase vorkamen und jetzt noch vorkommen, zeigen, daß sie bereits bei geringen Nährstoffkonzentrationen wachsen können.

	Frühling	Sommer	Herbst	Euryök	Vorkommen
1896					
Cyclotella comta		X		X	-
Cyclotella melosiroides		X		?	?
Cyclotella stelligera		X		?	?
Asterionella formosa	X			X	-
Fragilaria crotonensis	X	X	X	X	-
Synedra a.v. ang.	X			X	-
1926					
Cyclotella bodanica		X		-	Oligotroph
C. comta		X		X	-
C. melosiroides		X		?	?
C. socialis		X		?	?
Asterionella formosa	X			X	-
Fragilaria crotonensis	X	X	X	X	-
Synedra a. v. ang.	X			X	-
1935					
Cyclotella bodanica		X	X	-	Oligotroph
C. catenata		X		?	?
C. glomerata		X		?	?
C. melosiroides		X		?	?
Asterionella formosa	X			X	-
Fragilaria crotonensis	X			X	-
Synedra acus	X			X	-
Rhodomonas minuta	X			X	-
1950					
Cyclotella catenata		X		?	?
C. glomerata		X		?	?
C. melosiroides		X		?	?
Asterionella formosa	X			X	-
Fragilaria crotonensis	X			X	-
Tabellaria fenestrata		X		-	Mesotroph?
Synedra acus	X			X	-
Rhodomonas minuta	X			X	-
1965					
S. astraea	X			-	Eutroph
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
Asterionella formosa		X		X	-
Fragilaria crotonensis		X		X	-
Ceratium hirundinella		X		X	-
Mougeotia thylespora		X	X	-	Eutroph
Rhodomonas minuta	X			X	-
Cryptomonas ovata		X	X	X	-

	Frühling	Sommer	Herbst	Euryök	Vorkommen
1975					
Anabaena planctonica			X	-	Eutroph
S. astraea	X			-	Eutroph
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
Asterionella formosa		X		X	
Fragilaria crotonensis		X		X	
Ceratium hirundinella		X		X	-
Mougeotia thylespora		X	X	-	Eutroph
Rhodomonas minuta	X			X	-
Cryptomonas ovata	X	X	X	X	-
1980					
Aphanizomenon flos-aquae			X	-	Eutroph
Anabaena planctonica			X	-	Eutroph
S. astraea	x			-	Eutroph
S. binderanus		X	X	-	Eutroph
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
Asterionella formosa		X		X	-
Fragilaria crotonensis		X		X	-
Ceratium hirundinella		X		X	-
Mougeotia thylespora		X	X	-	Eutroph
Rhodomonas minuta	X		X	-	
Cryptomonas ovata	X	X	X	X	-
1983					
Anabaena planctonica		X		-	Eutroph
S. astraea	X			-	Eutroph
S. binderanus	X	X		-	Eutroph
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
Fragilaria crotonensis		X	X	X	-
Ceratium hirundinella		X		X	-
Rhodomonas minuta	X			X	-
Cryptomonas ovata	X	X	X	X	-
1986					
S. astraea	X			-	Eutroph
Stephanodiscus hantzschii	X			-	Eutroph
Asterionella formosa	X			X	-
Fragilaria crotonensis		X		X	-
Mougeotia thylespora		X		-	Eutroph
Cryptomonas ovata	X			X	-
R. minuta	X			X	-

5.2 Langfristige und saisonale Entwicklung wichtiger Arten

Cyanophyceen

Microcystis aeruginosa (Abb. S. 47 und 56)

Microcystis aeruginosa kann als guter Eutrophierungsanzeiger angesehen werden. Das massenhafte Vorkommen von Microcystis a. in stark eutrophierten Gewässern, z. B. Hochwasserrückhalte-Becken mit intensiv landwirtschaftlich genutztem Einzugsgebiet, weist darauf hin. Auch im Winter können dort sehr hohe Biomassen erreicht werden, wenn die Nährstoffkonzentration genügend hoch ist. Begünstigt wird eine Massenentwicklung auch dadurch, daß beim Vorliegen einer genügend hohen Zellkonzentration große Kolonien gebildet werden, die vom Zooplankton kaum noch gefressen werden können. Wichtig für ein Massenauftreten von Microcystis a. sind auch längere Schönwetterperioden ohne größere Windbewegungen.

Im **Bodensee-Obersee (Fischbach)** erreichte Microcystis aeruginosa nur in den Jahren mit der höchsten Phosphor-Konzentration nennenswerte Biomassen. Seit dem Absinken der Phosphor-Konzentration während der Vollzirkulation unter einen Wert von ca. 70 mg/m^3 verschwand Microcystis aeruginosa allmählich wieder aus dem Plankton des **Bodensee-Obersees**. Auch während der Jahre mit den höchsten Phosphor-Konzentrationen beschränkte sich die Dominanz von Microcystis aeruginosa auf den Monat September, also auf eine Zeit, wo durch die allmähliche Abkühlung der oberen Wasserschichten wieder Nährstoffe nach oben verfrachtet werden.

Auch im **Gnadensee** erscheint seit Beginn der Phytoplankton-Zählung in diesem Seeteil (1969) in den Monaten August, September oder Oktober ein Wachstumsmaximum. Die höchsten Biomassen im **Gnadensee** waren jedoch in den Jahren 1969 bis 1973 in der ersten Jahreshälfte festzustellen; schon im Februar kam es zu vergleichsweise sehr hohen Wachstumsspitzen. Wie bereits oben erwähnt, muß diese Massenentwicklung von Microcystis a. als Spätfolge der Einleitung der Abwässer von Radolfzell in den **Gnadensee** angesehen werden. Es zeigt sich, daß eine Algenblüte nicht unbedingt sofort auf eine Erhöhung der Nährstoffkonzen-

tration folgen muß, sondern sie erscheint erst mit einer gewissen Verzögerung. Hier wurden offensichtlich vor allem die hohen Phosphor-Konzentrationen genutzt, die bei Sauerstoff-Mangel durch Phosphor-Rücklösung wieder in den freien Wasserkörper gelangten.

Anabaena flos-aquae und Anabaena planctonica (Abb. S. 47 und 56)

Diese beiden kettenbildenden Blaualgen-Arten kommen im **Bodensee-Obersee** meistens gleichzeitig vor, wobei ihr zeitlicher Schwerpunkt in den Monaten Juli, August und September liegt. Anabaena planctonica erreicht jedoch im **Bodensee-Obersee** wesentlich höhere Durchschnitts-Biomassen als die eng verwandte Anabaena flos-aquae. Beide erscheinen im **Bodensee-Obersee** zu Beginn des starken Anstiegs der Phosphor-Konzentration in den Jahren ab 1969. Die stärksten Biomasse-Konzentrationen erreichte Anabaena planctonica in den Jahren 1976, 1977 und 1980, also in den Jahren mit der höchsten Phosphor-Konzentration. Die Biomasse-Verteilung von Anabaena flos-aquae im **Bodensee-Obersee** ist dagegen gleichmäßiger; es werden keine extrem hohen Biomassen erreicht, die Verteilung erstreckt sich über bis zu 4 Monate, und der Aufbau geht allmählich vor sich. Bei Anabaena planctonica werden dagegen in sehr kurzer Zeit hohe Biomassen erreicht, was auf eine schnelle Vermehrungsfähigkeit schließen läßt. Beide Arten sind für das Zooplankton nur schwer verkonsumierbar.

Im **Gnadensee** liegen die erreichten Durchschnittsbiomassen dieser beiden Arten deutlich niedriger als im **Obersee**. Anabaena flos-aquae tritt im **Gnadensee** noch mehr in den Hintergrund und wird erst seit 1976 festgestellt; sie erreicht nicht jedes Jahr ins Gewicht fallende Biomassen. Die Konkurrenzfähigkeit dieser beiden Arten ist im **Gnadensee** geringer als im **Obersee** und sie werden von anderen Arten verdrängt, hauptsächlich von Aphanizomenon flos-aquae. Die höchste Biomasse wurde von Anabaena planctonica in den Jahren 1980 und 1981 erreicht.

Aphanizomenon flos-aquae (Abb. S. 47 und 56)

Sie ist als Eutrophierungs-Anzeiger allgemein bekannt und taucht immer dort regelmäßig auf, wo hohe Nährstoffkonzentrationen vorliegen. Oft erscheint sie dann vergesellschaftet mit Microcystis aeruginosa oder Anabaena-Arten.

Auch im **Bodensee-Obersee** zeigt sich diese Indikator-Funktion sehr deutlich, denn bis 1970 wurde Aphanizomenon flos-aquae nicht festgestellt. Nennenswerte Konzentrationen wurden erst im Jahr 1973 erreicht, als die Eutrophierung im Bodensee einen steilen Anstieg nahm. Die größten Biomassen wurden 1980 erreicht, also ein Jahr nach dem Höchststand der Phosphor-Konzentration.

Die über mehrere Monate anhaltende Dominanz im Freiwasser beweist die hohe Konkurrenzfähigkeit dieser Blaualgen-Art bei hohen Nährstoff-Konzentrationen. Zu dieser Konkurrenzfähigkeit trägt auch die Bildung von Aggregaten bei, durch die die Freßbarkeit durch das Zooplankton eingeschränkt wird, und die Bildung von Gasvakuolen, durch die das Aufrahmen auf der Wasseroberfläche ermöglicht wird.

Die hydrographischen Verhältnisse im **Gnadensee** bieten noch günstigere Entwicklungsmöglichkeiten für Aphanizomenon flos-aquae. Bereits im Januar können hohe Zellkonzentrationen erreicht werden, die dann Monate anhalten. Für die Konkurrenz-Fähigkeit von Aphanizomenon flos-aquae spielt also die Beleuchtungsstärke eine untergeordnete Rolle, wenn die Nährstoff-Konzentration genügend hoch ist. Die höchsten Biomassen wurden im **Gnadensee** in den Jahren 1972 bis 1979 erreicht, als auch die höchsten Phosphor-Konzentrationen vorlagen. Auch 1983 wurden in der zweiten Jahreshälfte noch einmal sehr hohe Werte erreicht.

Chrysophyceen

Dinobryon (Abb. S. 48 und 57)

Über eine Anzeigefunktion der Dinobryon-Arten für die trophische Situation in einem Gewässer ist wenig bekannt. Auch im **Bodensee-Obersee** sind die Dino-

bryon-Arten keine solche Indikatoren, denn seit Beginn der Planktonzählungen erscheinen sie mit ziemlich gleichmäßigen Verteilungsmuster meistens im August und halten sich bis in den September. Oft wird im Oktober noch ein zweiter Peak aufgebaut. Ein Zusammenhang mit der Eutrophierungskurve läßt sich nicht finden, außerdem fällt in manchen Jahren die Population ganz aus (1973 - 1975, 1983).

Im **Gnadensee** traten die Dinobryon-Arten kaum in Erscheinung und erreichten nur in wenigen Jahren ins Gewicht fallende Biomassen (1969 und 1980). Ähnlich wie im **Obersee** fielen diese Wachstumsspitzen mit längeren Schönwetterperioden zusammen.

Erkenia subaequiciliata (Abb. S. 48 und 57)

Über eine eventuelle Indikatorfunktion von Erkenia ist nichts bekannt. Vermutlich ist sie weit verbreitet, jedoch wird sie leicht übersehen und ist nur von wenigen Fundorten bekannt (STARMACH 1985). Im **Bodensee-Obersee** ist sie jedoch seit 1965, im **Untersee** seit 1976 nachgewiesen.

Erkenia erscheint im **Bodensee-Obersee** (Fischbach) meistens mit einer Wachstumsspitze im Mai, im **Gnadensee** oft schon im März/April und verschwindet dann wieder. In einigen Jahren kommt es im August/September zu einem zweiten, kleineren Peak. Ein direkter Zusammenhang mit der Eutrophierung ist zu vermuten, da sowohl im **Obersee** wie im **Untersee** die höchsten Biomassen auch in den Jahren mit den höchsten Phosphor-Konzentrationen gefunden wurden. Seit dem Absinken der Phosphor-Konzentrationen ist in beiden Seeteilen ein Zurückgehen von Erkenia festzustellen.

Diatomeen (Synonym Bacillariophyceen)

Asterionella formosa (Abb. S. 49 und 58)

Asterionella formosa gilt als euryöke Form, da sie in einem weiten Bereich von pH, Nährstoffangebot, Beleuchtungsstärke und anderen Parametern zu gedeihen vermag. Jedoch kann ihr zeitliches Auftreten durch die Konkurrenz verwandter Arten stark verschoben werden.

In früheren Jahren (AUERBACH, MAERKER und SCHMALZ 1924, 1926) war Asterionella formosa eine Form des Frühjahrs. Mit zunehmender Eutrophierung wurde jedoch der Verteilungsschwerpunkt von Asterionella formosa in die zweite Jahreshälfte verschoben; die höchsten Biomassen treten ziemlich regelmäßig im Juli auf. Oft folgt im Spätherbst noch ein zweites, kleineres Maximum. Im **Gnadensee** werden dagegen in der ersten Jahreshälfte immer noch sehr hohe Biomassen gebildet; oft findet sich im Juli noch ein weiteres Maximum.

Stabile Schichtungen des Wasserkörpers sind Voraussetzung für die Entwicklung relativ hoher Biomassen; dabei wird auch Schwachlicht toleriert. Dies zeigt sich darin, daß im **Obersee** noch im November und Dezember hohe Individuendichten gefunden werden. Mit steigender Durchmischungstiefe des Wassers sinkt jedoch die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in der durchlichteten Schicht ab und Asterionella formosa verschwindet aus dem Plankton. Meist wird sie erst wieder im April festgestellt.

Im **Untersee** begünstigt eine inverse Temperaturschichtung die Entwicklung einer Winterpopulation, so daß meist bereits im Januar und Februar unter der Eisdecke hohe Biomassen gefunden wurden. Nach Eintritt der Frühjahrs-Vollzirkulation im Februar/März baut sich fast jedes Jahr die Schichtung schnell wieder auf, so daß der Winterpopulation ohne Minimum eine Frühjahrspopulation folgte.

Mit steigender Eutrophierung wurde jedoch Asterionella formosa auch im **Gnadensee** durch Stephanodiscus hantzschii in der ersten Jahreshälfte verdrängt. Durch diesen Anstieg der Phosphor-Konzentration verliert also die geringere Licht-Bedürftigkeit von Asterionella formosa an Bedeutung. Bezeichnenderweise steigt die Dominanz von Asterionella formosa im **Gnadensee** wieder ab 1982, seit die Phosphor-Konzentration in diesem Seeteil stark zurückgegangen ist. Auch im **Bodensee-Obersee** erscheint Asterionella formosa wieder im Frühjahrs-Plankton mit nennenswerten Biomassen, das auf verbesserte Konkurrenz-Fähigkeit durch Verminderung der Nährstoff-Konzentration zu deuten ist. Für das Zooplankton ist Asterionella formosa schlecht filtrierbar, jedoch gut verwertbar.

Fragilaria crotonensis (Abb. S. 49 und 58)

Die ökologischen Ansprüche von Fragilaria crotonensis sind denen von Asterionella formosa sehr ähnlich. Im Bodensee liegt ihr Verteilungsschwerpunkt jedoch mehr in der zweiten Jahreshälfte, vor allem im **Obersee**. Dies weist auf eine stärkere Adaption auf höhere Wassertemperaturen hin. Durch die Kettenbildung unterliegt Fragilaria außerdem weniger dem Fraßdruck durch das Zooplankton.

Während Fragilaria im **Bodensee-Obersee** in den meisten Jahren bis in den Oktober, manchmal auch bis in den Dezember, im Pelagial anzutreffen war, verschwand sie im **Gnadensee** in den meisten Jahren im August/September bereits aus dem Planktonbild. Hier werden andere Arten, vor allem Grünalgen begünstigt, die bei höheren Wassertemperaturen die erhöhten Phosphornachlieferungen aus Rücklösungsvorgängen im Hypolimnion schneller in Biomasse umsetzen können.

Stephanodiscus binderanus (Syn. Melosira b.) (Abb. S. 49 und 58)

Stephanodiscus binderanus zählt zu den ausgesprochenen Eutrophierungs-Anzeigern. Auch im **Bodensee** ist seine Populations-Dynamik eng mit den Maxima der Eutrophierung verknüpft; er kann innerhalb kurzer Zeit sehr hohe Biomassen aufbauen. Deutlich wird dies im **Bodensee-Obersee**, wo sich in den Zeiten der höchsten Phosphorbelastungen Biomasse-Maxima bildeten, die bis in den November, 1980 sogar bis in den Dezember anhielten.

Im **Gnadensee** sind die Verhältnisse vergleichbar, jedoch folgen die höchsten Biomassen der Maximalkonzentration des Phosphors im See erst mit einer Verzögerung von zwei Jahren. Seit 1983 ist im gesamten Bodensee ein Zurückgehen von Stephanodiscus binderanus festzustellen.

Stephanodiscus astraea und Stephanodiscus hantzschii (Abb. S. 50 und 59)

Neuere mit dem Raster-Elektronenmikroskop durchgeführte Untersuchungen zeigten, daß Stephanodiscus astraea in die zwei Arten St. neostraea und St. rotula aufgeteilt werden muß (HAKANSSON 1986, HAKANSSON & HICKEL

1986). Im Bodensee scheint es sich hauptsächlich um St. rotula zu handeln. Auch St. hantzschii muß in mehrere Arten aufgegliedert werden. Das bis jetzt untersuchte Material läßt den Schluß zu, daß vor allem St. parvus im Bodensee dominiert. Aus Gründen der Kontinuität werden in diesem Bericht jedoch weiter die hergebrachten Namen verwendet.

Die ökologischen Ansprüche der beiden erwähnten Stephanodiscus-Arten sind sich ähnlich, jedoch haben die feinen Unterschiede ein langfristig unterschiedliches Entwicklungsmuster zur Folge. Die Lichtansprüche von St. astraea scheinen geringer zu sein, denn beim Vorliegen inverser Schichtung kann diese Art bereits im November/Dezember wieder eine relativ hohe Populationsdichte aufbauen. Stephanodiscus hantzschii kann dagegen höhere Nährstoff-Konzentrationen schneller zum Aufbau einer hohen Biomasse nutzen.

Dies hat folgende Konsequenzen: Tritt im Spätjahr eine inverse Schichtung ein, so kann sich bereits eine bedeutende Population von Stephanodiscus astraea aufbauen. Dieser hat dann gegenüber Stephanodiscus hantzschii einen Entwicklungsvorsprung, der dazu führen kann, daß das Frühjahrsmaximum fast vollständig von St. astraea gebildet wird (z. B. 1984 im Obersee).

Die Populationsdynamik von Stephanodiscus astraea und Stephanodiscus hantzschii ist in beiden Seeteilen zur Zeit noch sehr witterungsabhängig, was der Ausfall ganzer Frühjahrsmaxima in manchen Jahren zeigt (1985 im Obersee für beide Stephanodiscus-Arten; 1976 und 1977 für Stephanodiscus astraea). Die Re-Oligotrophierung zeigt jedoch in den letzten Jahren Wirkung, was sich im Absinken der Gesamtbiomasse und der zeitlichen Ausdehnung der Maxima dieser beiden Arten zeigt.

Dinophyceae

Ceratium hirundinella (Abb. S. 51 und 60)

Ceratium hirundinella gehört zu den größten Plankton-Algen. Seine zeitliche Verteilung ist sehr stark von endogenen Faktoren wie Zystenbildung und der Reaktion auf Tag-Nacht-Länge abhängig. Dies hat zur Folge, daß Ceratium

regelmäßig im Juli und August im Plankton erscheint. Infolge seines großen Zellvolumens werden trotz geringer Individuenzahlen schnell hohe Biomassen erreicht. Da die Ansprüche an die Nährstoff-Versorgung geringer zu sein scheinen, zeigt die Eutrophierung des Bodensees wenig Einfluß auf die Biomasse-Entwicklung. Im **Bodensee-Untersee** werden vergleichbare Biomassen wie im **Obersee** erreicht, lediglich die zeitliche Ausdehnung der Maxima ist im **Untersee** kürzer. Dies weist auf eine Steuerung der Populationsdynamik durch vornehmlich endogene Faktoren hin, während die anderen Parameter eine geringe Rolle spielen.

Gymnodinium helveticum und Gymnodinium lantzschii (Abb. S. 51 und 60)

Diese beiden Gymnodinium-Arten leben phagotroph und ernähren sich von den aus der euphotischen Zone absinkenden Algen, wobei hier vor allem die Wachstumsspitzen der Frühjahrsentfaltung genutzt werden. Die Hauptentwicklung von Gymnodinium findet deshalb im **Bodensee-Obersee** fast immer im Monat Mai statt, wo sie mit der Wachstumsspitze von Stephanodiscus hantzschii zusammenfällt. Im **Bodensee-Untersee** (**Gnadensee**) können bereits im Januar, spätestens aber im Februar, beträchtliche Biomassen erreicht werden, die ebenfalls mit der Hauptentwicklung von Stephanodiscus hantzschii korrelieren. Jedoch findet sich in beiden Seeteilen fast das ganze Jahr über ein kleiner Bestand dieser phagotrophen **Dinophyceen**.

Chlorophyceae

Pandorina morum und Eudorina elegans (Abb. S. 52 und 61)

In den früheren Jahren des Berichtszeitraumes wurden diese beiden Algen zusammengezählt und biomassemäßig zusammen ausgewertet, so daß nachträglich keine genaue Aufteilung mehr möglich ist. In den letzten vier Jahren des Berichtszeitraumes zeigte es sich jedoch, daß Eudorina elegans in bezug auf die Biomasse im Vergleich mit Pandorina morum sehr wenig ins Gewicht fällt. Es ist nicht anzunehmen, daß das in den früheren Jahren grundlegend anders war.

Pandorina morum ist in beiden Seeteilen schon sehr lange im Plankton enthalten, zeigt aber vor allem im **Bodensee-Obersee** erst seit dem Vorlegen hoher Phosphor-Konzentrationen eine große Stetigkeit. Im **Obersee** ist Pandorina meistens auf die Monate Juni und Juli beschränkt, also auf Zeiten mit hoher Licht-Intensität und steigenden Wassertemperaturen, jedoch latent bereits ab April mit geringen Individuendichten im Plankton vorhanden. Gelegentliche Massenentwicklungen außerhalb dieser Zeit, wie z. B. im März 1971, können mit einem schnellen Aufbau der thermischen Schichtung durch eine schnelle Erwärmung des Epilimnions und einer darauf folgenden längeren Schönwetterperiode erklärt werden. Zur Nutzungsmöglichkeit dieser ökologischen Nische trägt auch die schnelle Vermehrungsfähigkeit von Pandorina morum bei.

Im **Gnadensee** erstrecken sich die Entwicklungszyklen von Pandorina morum in manchen Jahren über mehrere Monate, z. B. 1979 bis 1981, was auf die anderen hydrographischen Bedingungen, vor allem auf die relativ abgeschlossene Lage des **Gnadensees** zurückzuführen ist; offensichtlich spielt hier das Bestehen von stabilen Schichtungsverhältnissen über eine längere Zeit eine entscheidende Rolle. Aus dem Zurückgehen der Biomassen von Pandorina morum (und Eudorina elegans) seit 1984 (**Obersee**) und 1985 (**Gnadensee**) können noch keine weiteren Rückschlüsse gezogen werden, da die Population von Pandorina in manchen Jahren, vor allem witterungsbedingt, fast vollständig ausbleiben kann.

Pediastrum (Abb. S. 52 und 61)

Die Pediastrum-Arten finden dann optimale Lebensverhältnisse vor, wenn gleichzeitig hohe Nährstoffkonzentrationen und hohe Wassertemperaturen vorliegen. Das Entwicklungsmaximum der beiden hauptsächlich im Bodensee vorkommenden Arten (P. duplex und P. boryanum) findet sich deshalb immer in der zweiten Jahreshälfte. Im **Bodensee-Obersee** wurden ins Gewicht fallende Biomassen nur in den Jahren mit den höchsten Phosphor-Konzentrationen erreicht (1975 - 1980).

Im **Gnadensee** begünstigten dagegen die grundlegend anderen hydrographischen Verhältnisse schon seit Beginn der Plankton-Untersuchungen (1969) die Entwicklung einer Pediastrum-Population. Im **Gnadensee** kommt es schon seit Beginn der Untersuchungen regelmäßig im Sommer zu O₂-Mangelzuständen im Profundal

und damit zusammenhängenden Phosphor-Rücklösungen aus dem Sediment. Diese interne Düngung fördert zumindest eine Pediastrum-Entwicklung. Während einiger Jahre fand auch außerhalb der Sommermonate (Februar 1969, 1970, 1973; Dezember 1984) eine Entwicklung statt, die vor allem eine stabile Wasserschichtung zur Voraussetzung hatte.

Mougeotia thylespora (Abb. S. 54 und 63)

Unter den Desmidiaceae des Bodensees erreicht Mougeotia thylespora die höchste Abundanz, jedoch nur im Bodensee-Obersee. Das Entwicklungsmuster dieser Alge hat sich seit Beginn des Berichtszeitraumes nicht wesentlich verändert; meistens erscheint sie im August und kann bis in den November hinein mit hohen Populationsdichten im Plankton vertreten bleiben. Sie gehört damit zu den Algen, die am längsten im Planktonbild des Herbstes verbleiben. Relativ langsame Vermehrung, hohe Schwebefähigkeit und geringe Lichtansprüche von Mougeotia ermöglichen dieses Verteilungsmuster.

Im Gnadensee dagegen kann Mougeotia nur vergleichsweise geringe Biomassen aufbauen. Die Algenarten sind im Gnadensee eindeutig begünstigt, die bei dort herrschenden Nährstoffkonzentrationen konkurrenzkräftiger sind. Hier dürfte die lichtinduzierte Wanderung aktiv beweglicher Formen in nährstoffreiche Schichten eine entscheidende Rolle spielen. Auch pH-Änderungen des Wassers durch CO₂-Aufnahme sind als Selektionsfaktor denkbar. Die Conjugatophyceen präferieren normalerweise niedrigere pH-Werte, so daß sie beim Anstieg des pH-Wertes zurückgedrängt werden.

Staurastrum (Abb. S. 54 und 63)

Die verschiedenen Staurastrum-Arten haben ziemlich ähnliche ökologische Ansprüche und treten deshalb meistens zur gleichen Zeit auf. Im Bodensee-Obersee (Fischbach-Uttwil) waren die Staurastrum-Arten in manchen Jahren noch recht häufig (1969, 1970, 1973), sind jedoch im Zuge der Eutrophierung wesentlich seltener geworden. Im Gnadensee ist diese Veränderung noch deutlicher eingetreten; während diese Algen-Arten zu Beginn des Berichtszeitraumes (1969 bis 1971) fast das ganze Jahr über im Pelagial anzutreffen waren, hat sich die Dynamik

der Entwicklung im **Bodensee-Obersee** angeglichen. Stauroastrum kommt seither hauptsächlich in den Monaten August bis Oktober vor.

Cryptomonas und Rhodomonas (Abb. S. 55 und 64)

Das euryöke Verhalten der Rhodomonas- und Cryptomonas-Arten wird an ihrem weit verbreiteten Vorkommen deutlich. Im Bodensee kommen sie das ganze Jahr über vor, wobei im **Obersee** die Individuenzahl während der Zirkulationsphase stark abnimmt.

Rhodomonas kann vor allem durch seine schnelle Vermehrungsfähigkeit das Frühjahrsmaximum zusammen mit Stephanodiscus hantzschii dominieren, kommt aber über den ganzen Sommer in relativ gleichbleibenden Zelldichten vor. Sowohl im **Obersee** wie im **Untersee** findet sich ein Zusammenhang der Bestandsentwicklung mit der Zunahme der Eutrophierung. Die höchsten Biomassespitzen von Rhodomonas finden sich in den Jahren mit den höchsten Phosphor-Konzentrationen. Im **Bodensee-Obersee** erreicht Rhodomonas die höchste Dominanz, denn das jahreszeitliche Verteilungsmuster blieb während des Berichtszeitraumes nahezu gleichbleibend.

Im **Bodensee-Untersee** wurde Rhodomonas jedoch in den Jahren 1969 bis 1975, also in den Zeiten mit dem höchsten Anstieg der Eutrophierung, durch andere Arten ersetzt, vor allem Blau- und Kieselalgen. Der geringe Lichtbedarf von Rhodomonas zeigt sich vor allem im **Gnadensee**, wo auch während der lichtarmen Jahreszeit hohe Biomassen aufgebaut werden können. Während den Zirkulationsphasen bleiben diese Biomassen erhalten, da durch die geringe Tiefe dieses Seeteils eine genügend hohe Aufenthaltswahrscheinlichkeit für die Algen in der durchlichteten Schicht bestehen bleibt.

Die im Bodensee vorkommenden Sammelarten von Cryptomonas (hauptsächlich C. ovata und C. erosa) haben dagegen höhere Lichtansprüche, was sich im **Bodensee-Obersee** durch das starke Zurückgehen der Populationsdichte während der Vollzirkulations-Phase zeigt. Durch die große Tiefe des **Obersees** sinkt die Aufenthaltswahrscheinlichkeit für diese Gattung in der durchlichteten Schicht soweit ab, daß eine kritische Grenze unterschritten wird, was zum starken

Zurückgehen des Bestandes führt. Im Gnadensee dagegen bleibt der hohe Bestand erhalten, da der Selektionsfaktor Lichtmangel hier nicht zum Tragen kommt, und deshalb die hohen Nährstoff-Konzentrationen auch während der Zirkulationsphasen genutzt werden können.

Auch hier zeigt sich ein direkter Zusammenhang der Höhe der Maximalspitzen mit der Höhe der Eutrophierung, jedoch ist der Einfluß der anderen Selektionsfaktoren wesentlich bededeutender, da das Verteilungsmuster von Cryptomonas bei den einzelnen Seeteilen jeweils ungefähr gleichgeblieben ist.

FISCHBACH

Anabaena flos-aq.

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

Anabaena planctonica

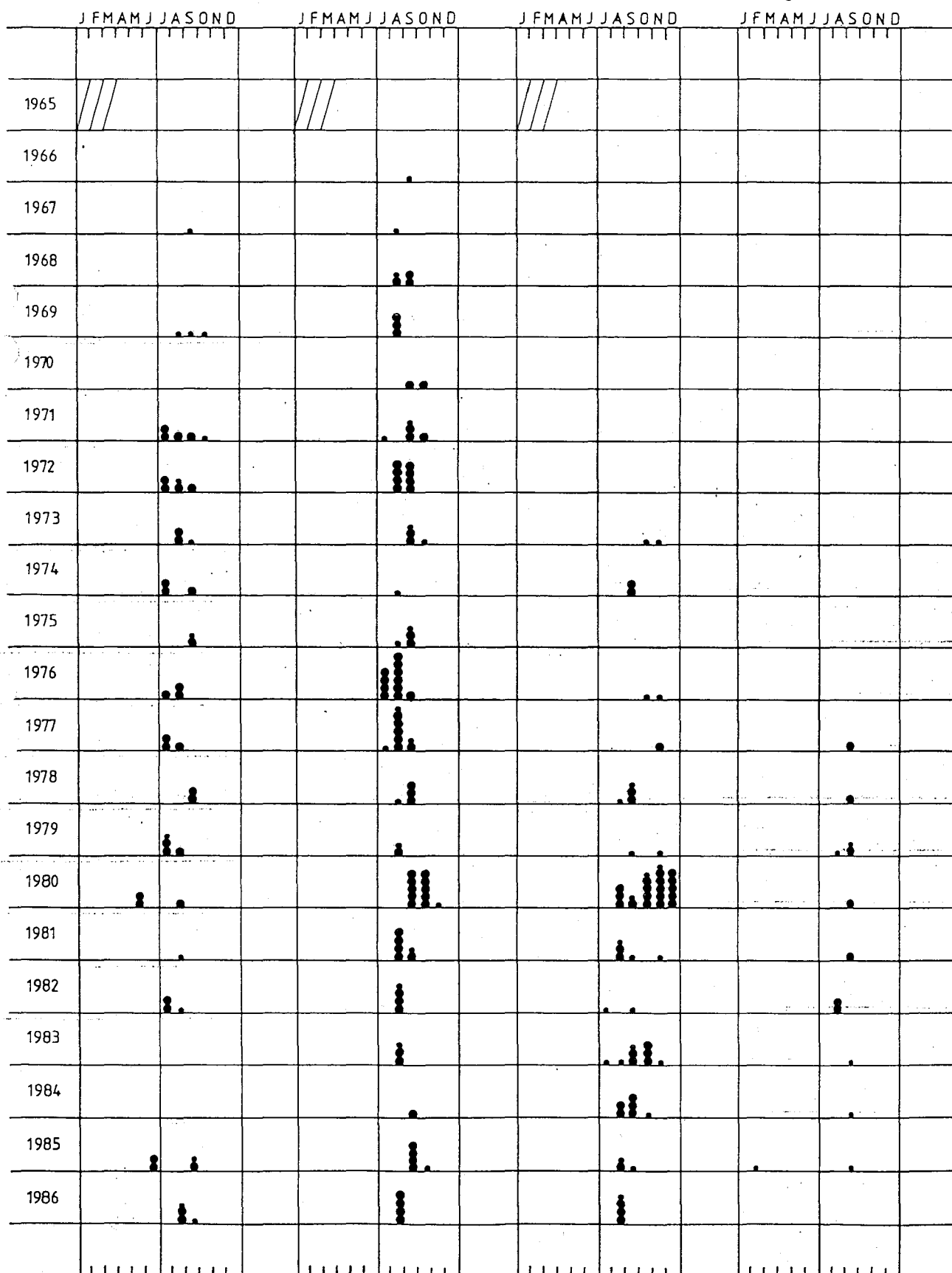
• 1-2 g/m² • 2-4 g/m²

Aphanizomenon fl-ac.

• 4-8 g/m² • 8-16 g/m²

Microcystis

• 16-32 g/m² • Über 32 g/m²



FISCHBACH

Dinobryon Summe

Erkenia

• 0,25-0,5 g/m² ● 0,5-1 g/m²

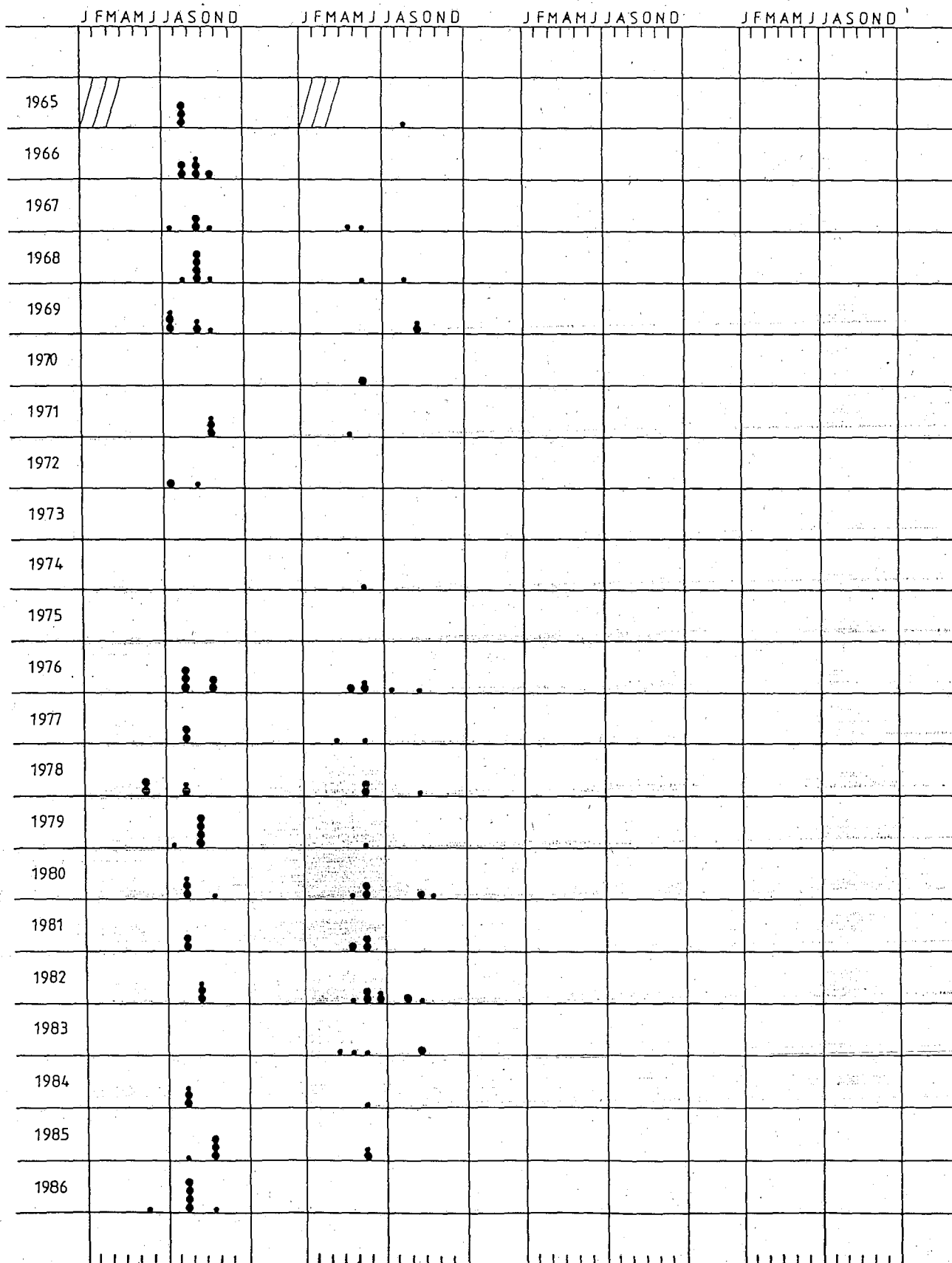
 $1-2 \text{ g/m}^2$ 2-4 g/m²

4.8 g/m²

 8.16 g/m^2

16.32 g/m²

Über 32 g/m²



FISCHBACH

Asterionella formosa

Fragilaria

Stephanodiscus binderanus
(Syn. *Metosira binderana*)

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

■ 1-2 g/m²

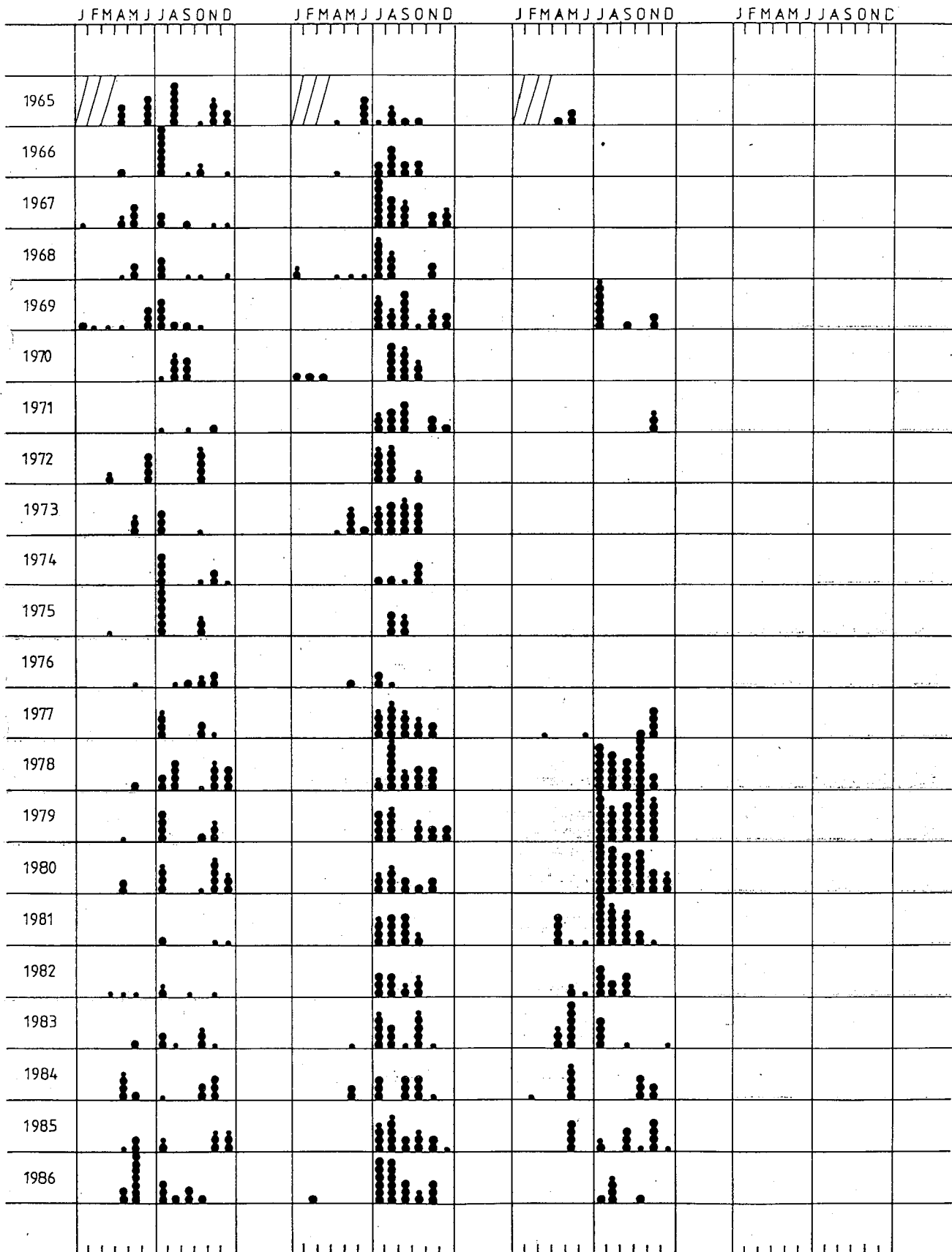
■ 2-4 g/m²

■ 4-8 g/m²

■ 8-16 g/m²

■ 16-32 g/m²

■ Über 32 g/m²

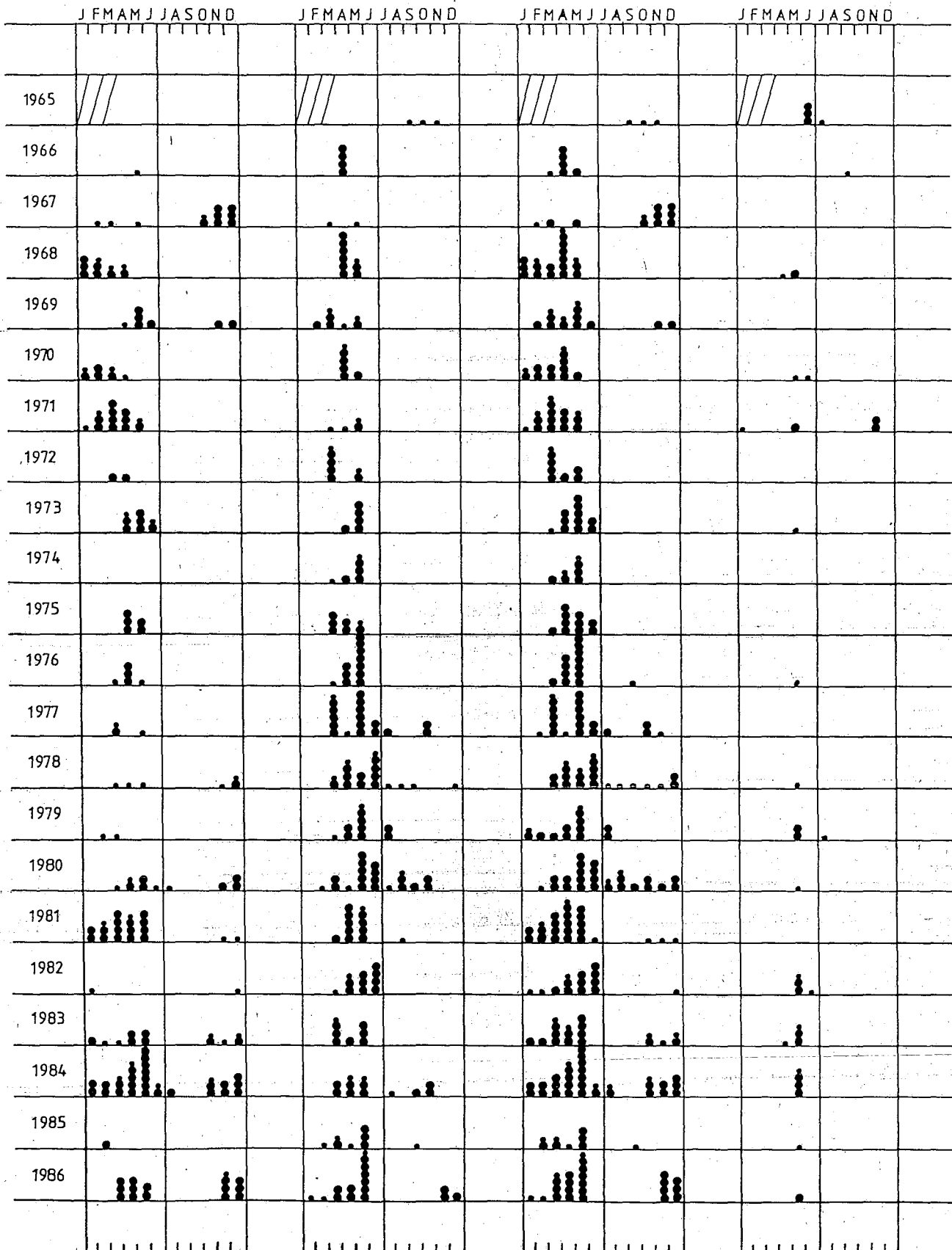


FISCHBACH

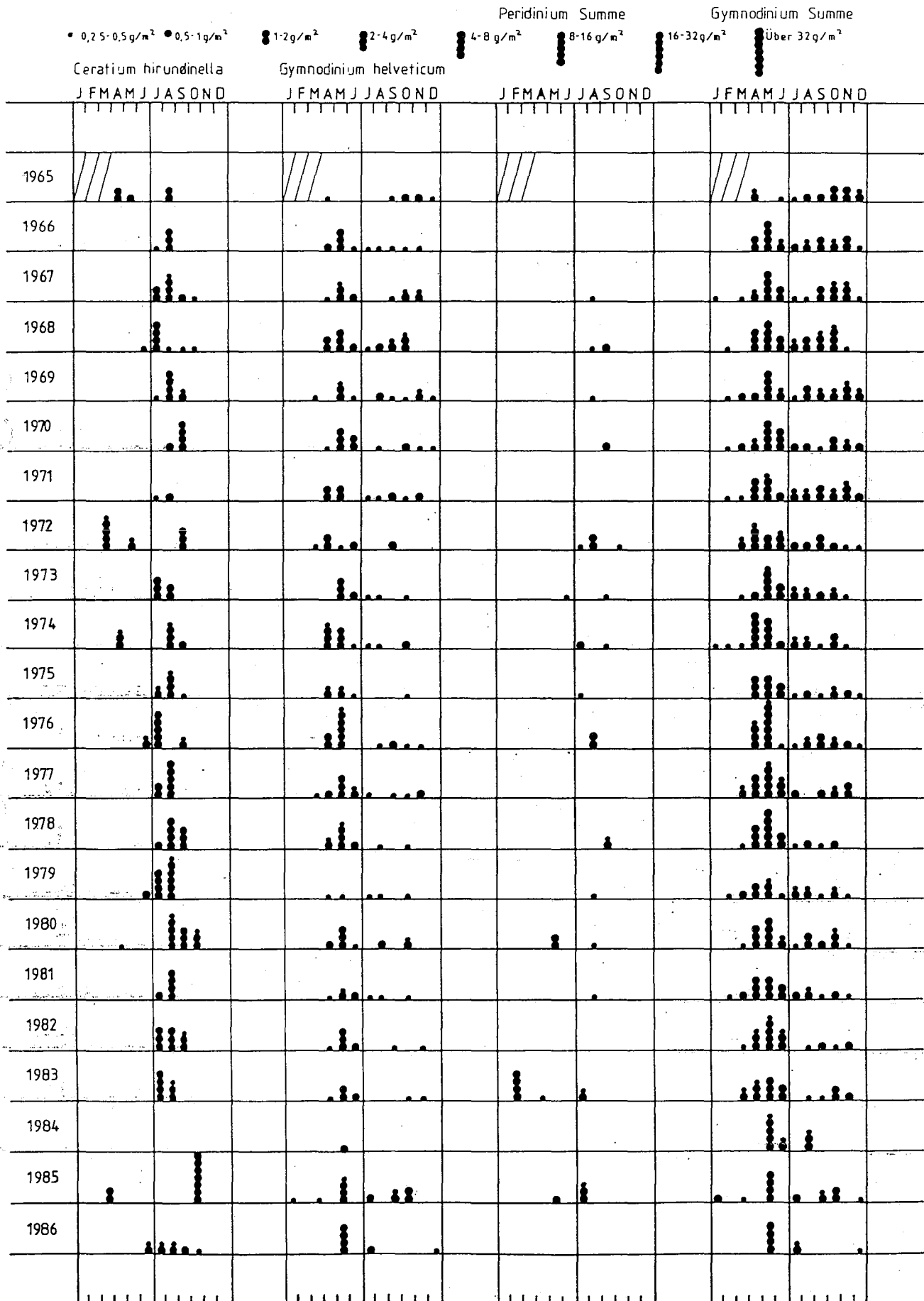
Stephanodiscus astraea
 • 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

Stephanodiscus hantzschii Steph. Summe
 ■ 1-2 g/m² ■ 2-4 g/m² ■ 4-8 g/m² ■ 8-16 g/m²

Synedra Summe
 ■ 16-32 g/m² ■ Über 32 g/m²



FISCHBACH



FISCHBACH

Clusterium

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

Mougeotia

 $1-2 \text{ g/m}^2$

2-4 g/m²

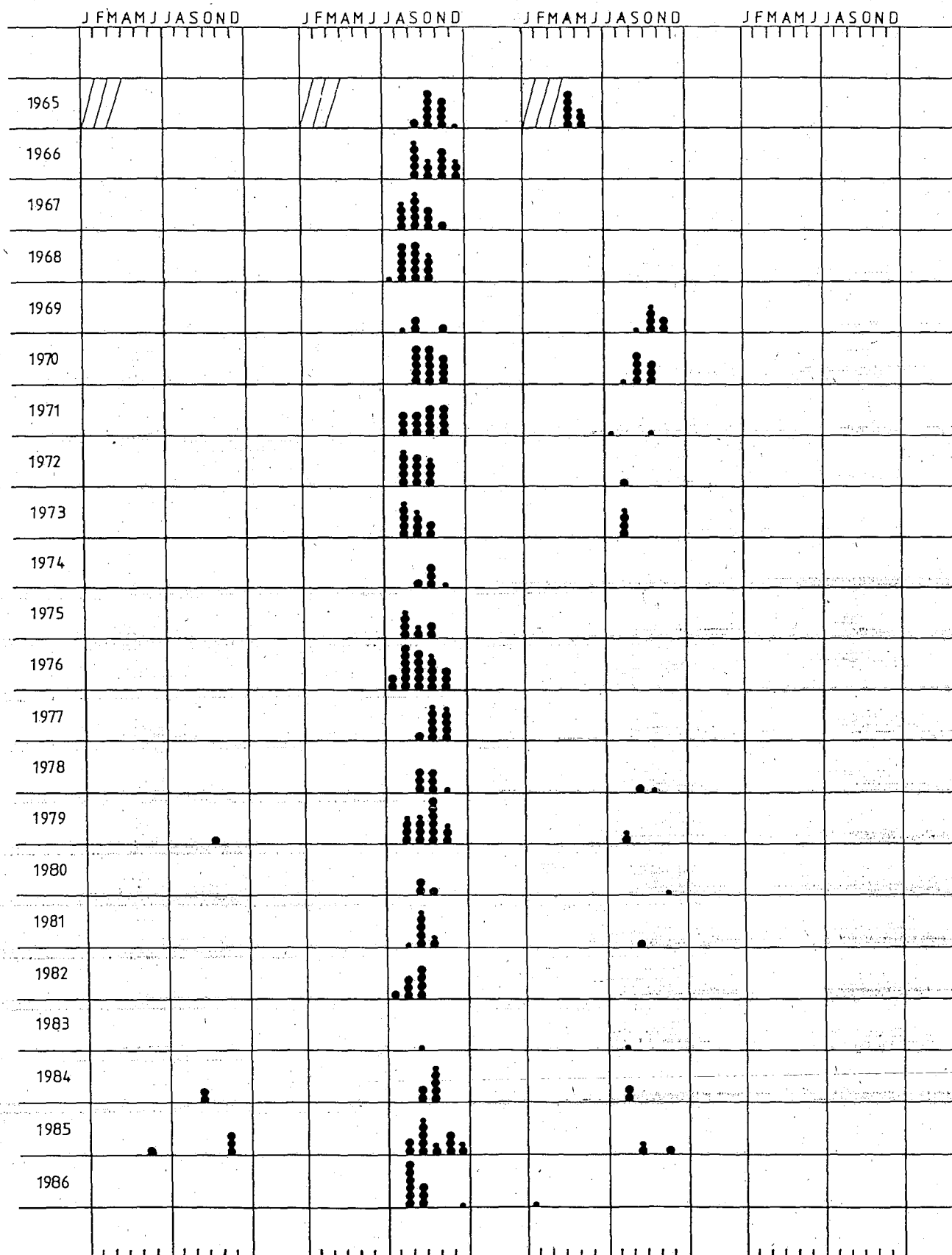
Staurastrum Summe

4-8 g/m²

8-16 g/m²

● 16-32 g/m²

Über 32 g/m²



FISCHBACH

Cryptomonas Summe

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

Rhodomonas Summe

■ 1-2 g/m²

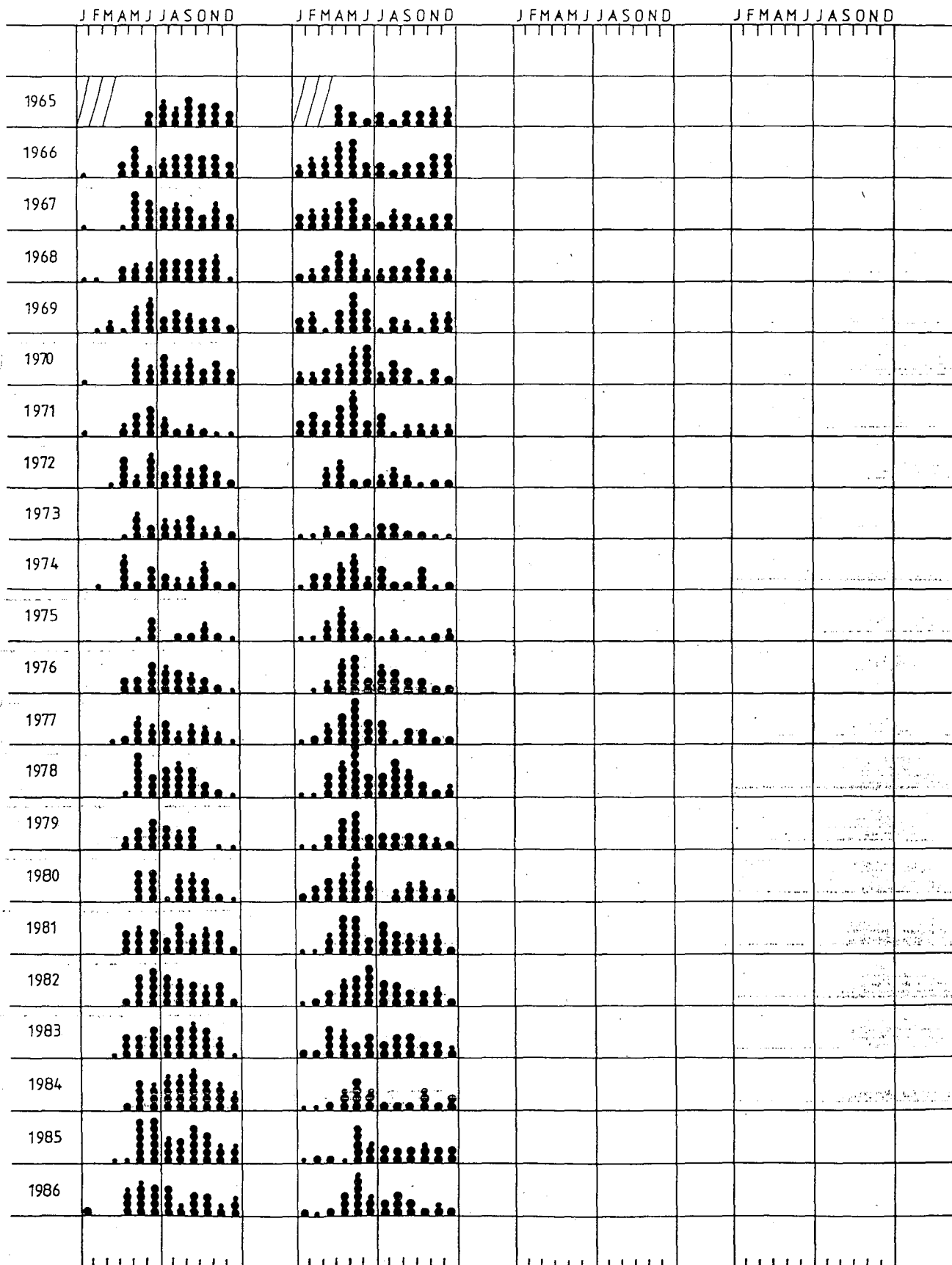
■ 2-4 g/m²

■ 4-8 g/m²

■ 8-16 g/m²

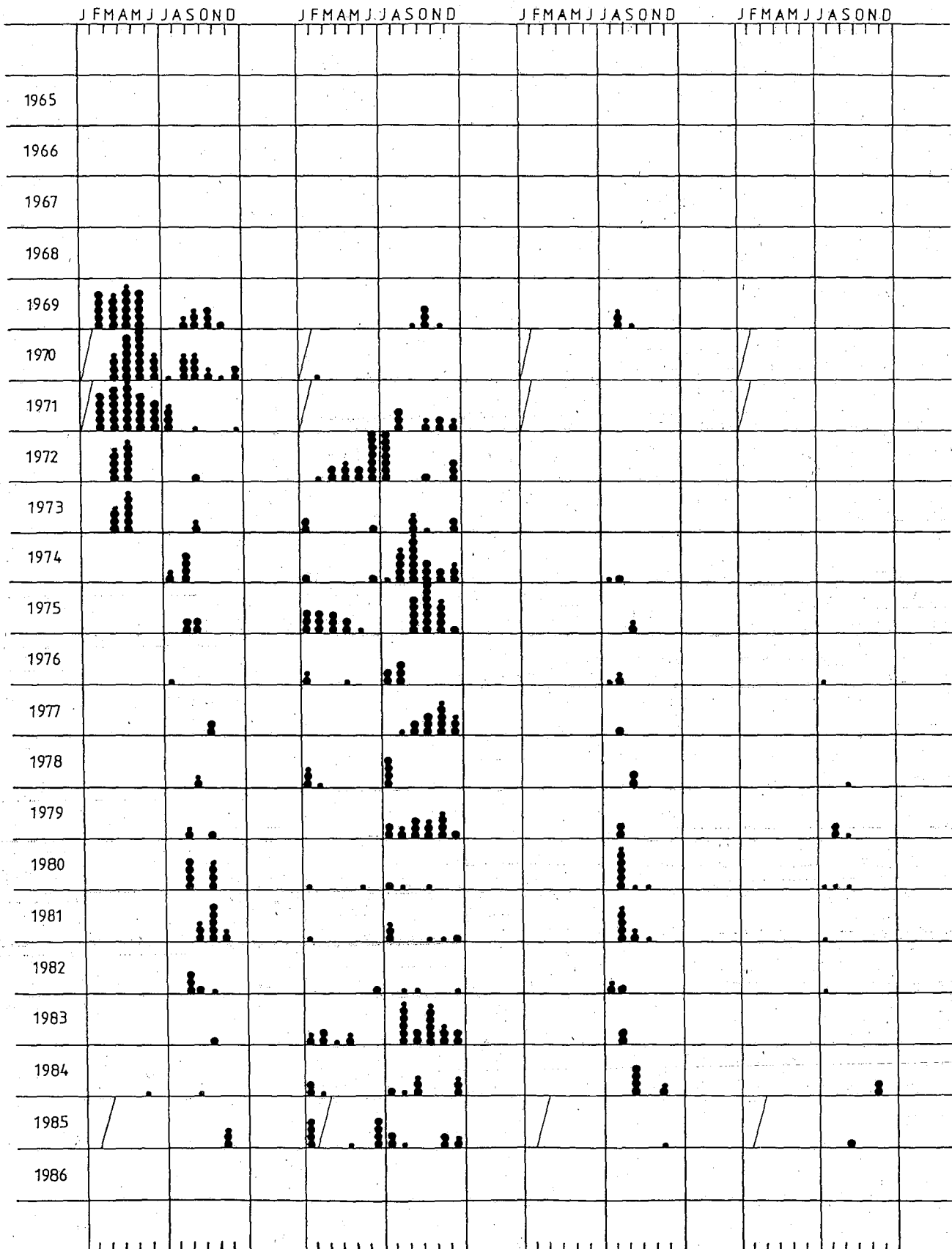
■ 16-32 g/m²

■ Über 32 g/m²



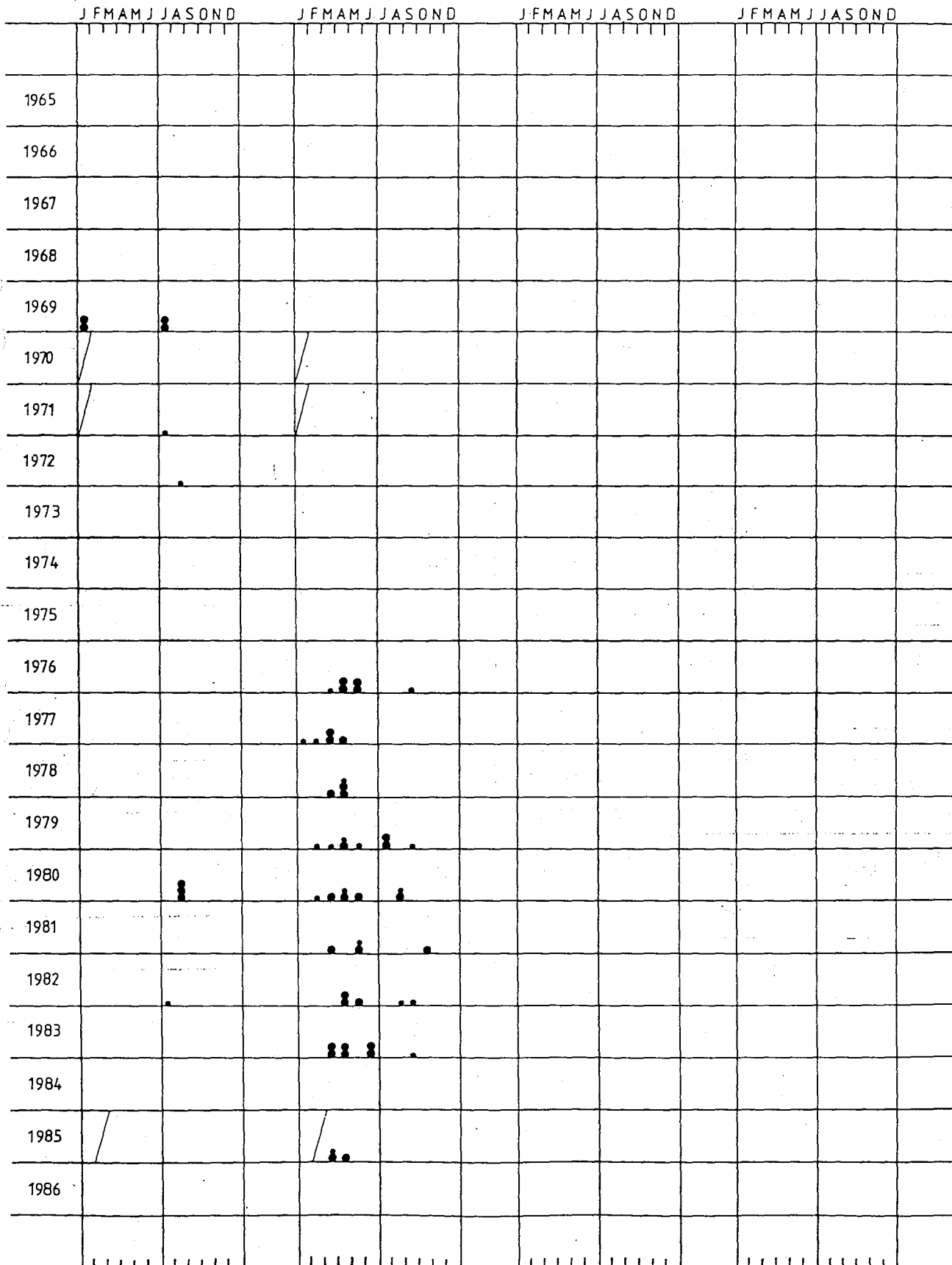
GNADENSEE

Microcystis Aphanizomenon fl-aq Anabaena planctonica Anabaena flos-aqae
• 0,2 5-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m² 1-2 g/m² 2-4 g/m² 4-8 g/m² 8-16 g/m² 16-32 g/m² Über 32 g/m²



Erkenia

Über 32 q/m²



GNADENSEE

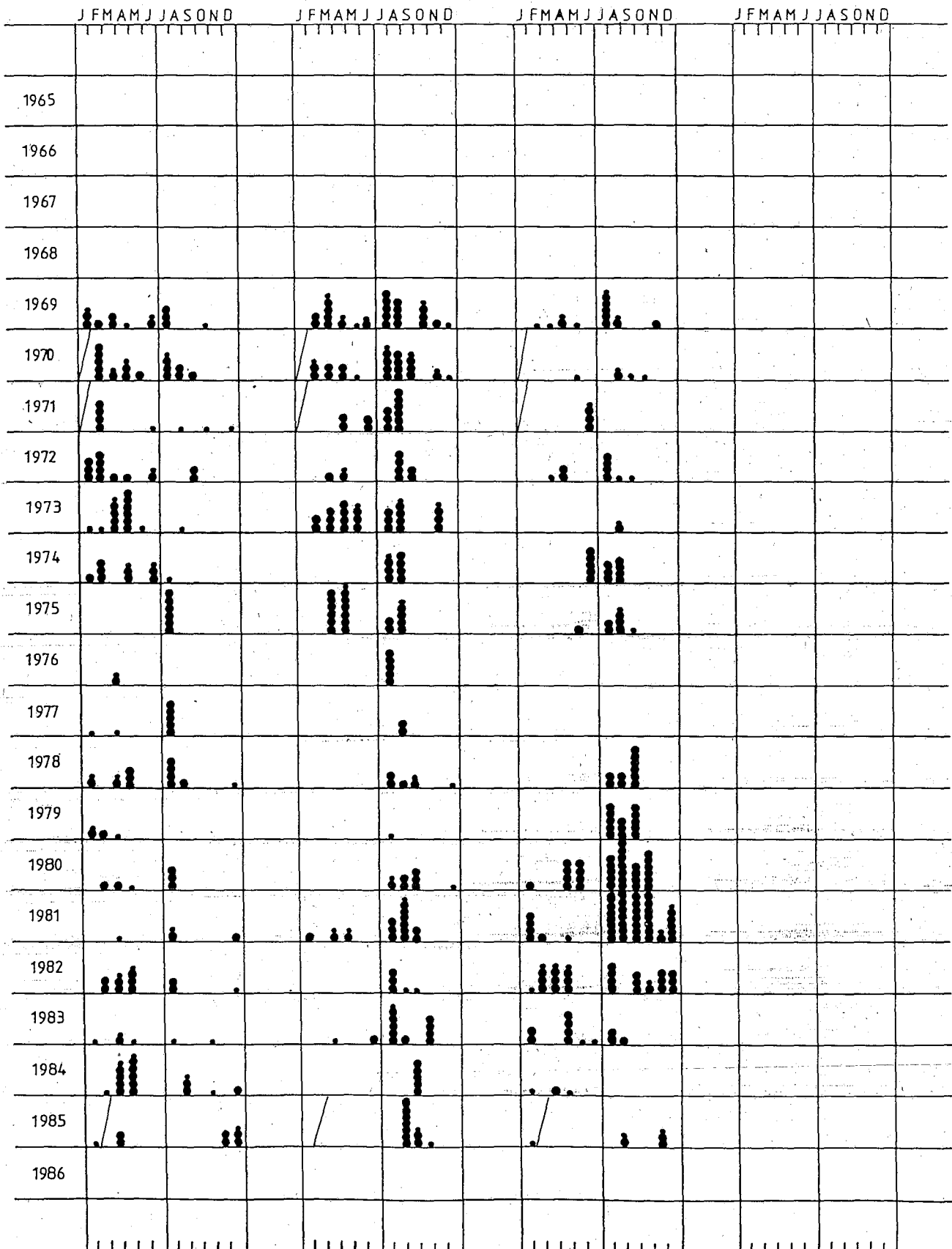
Asterionella formosa
 • 0,25-0,5 g/m² ● 0,5-1 g/m²

Fragilaria crotonensis
 ■ 1-2 g/m² ■ 2-4 g/m²

Stephanodiscus binderanus

(Syn. *Melosira binderana*)

■ 4-8 g/m² ■ 8-16 g/m² ■ 16-32 g/m² ■ Über 32 g/m²



GNADENSEE

Stephanodiscus astraea

Stephanodiscus hantzschii

Synedra Summe

• 0,25-0,5 g/m² ● 0,5-1 g/m²

■ 1-2 g/m²

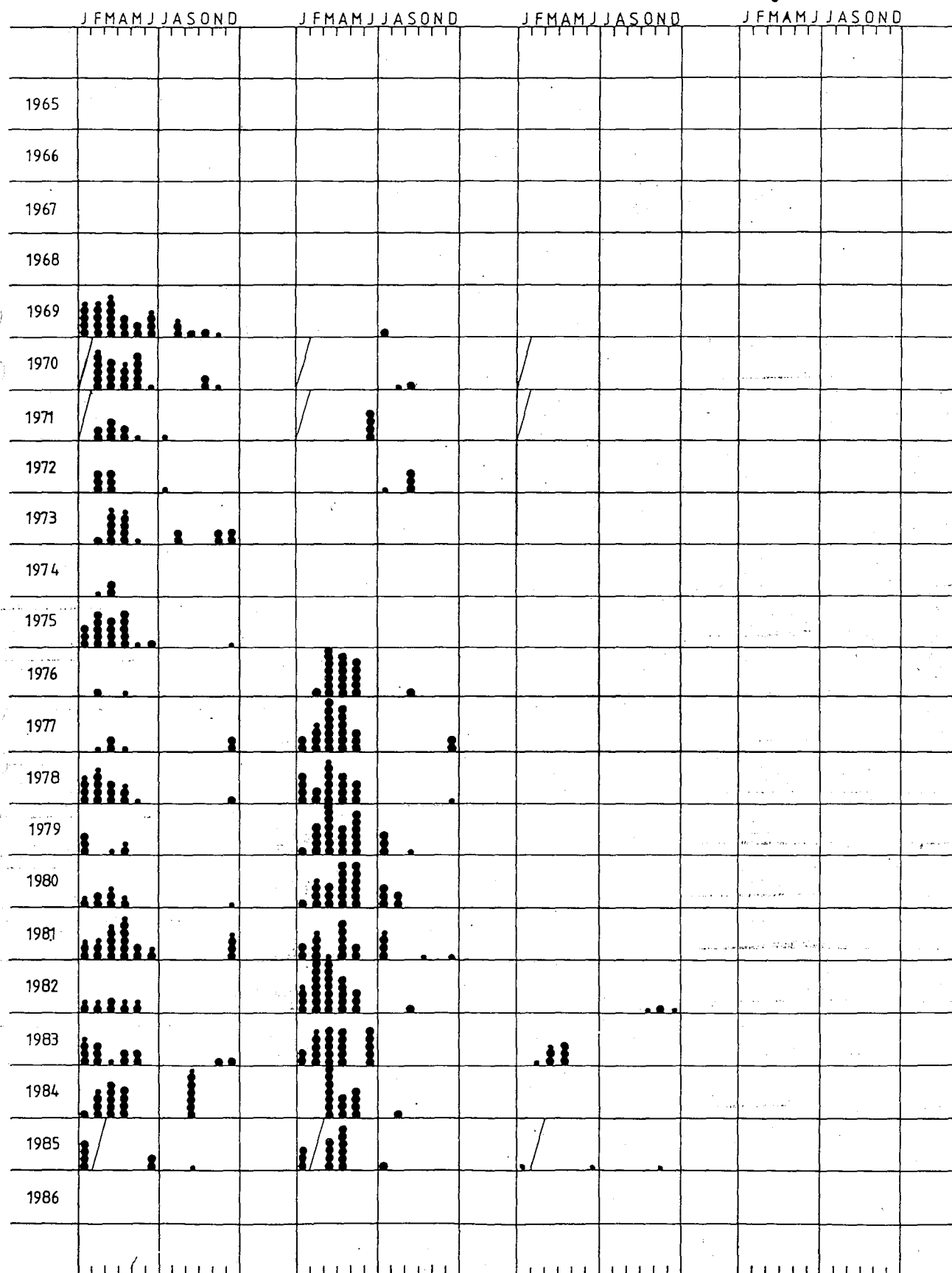
■ 2-4 g/m²

■ 4-8 g/m²

■ 8-16 g/m²

■ 16-32 g/m²

■ Über 32 g/m²



GNADENSEE

Ceratium hirundinella

Gymnodinium Summe

Peridinium Summe

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

• 1-2 g/m²

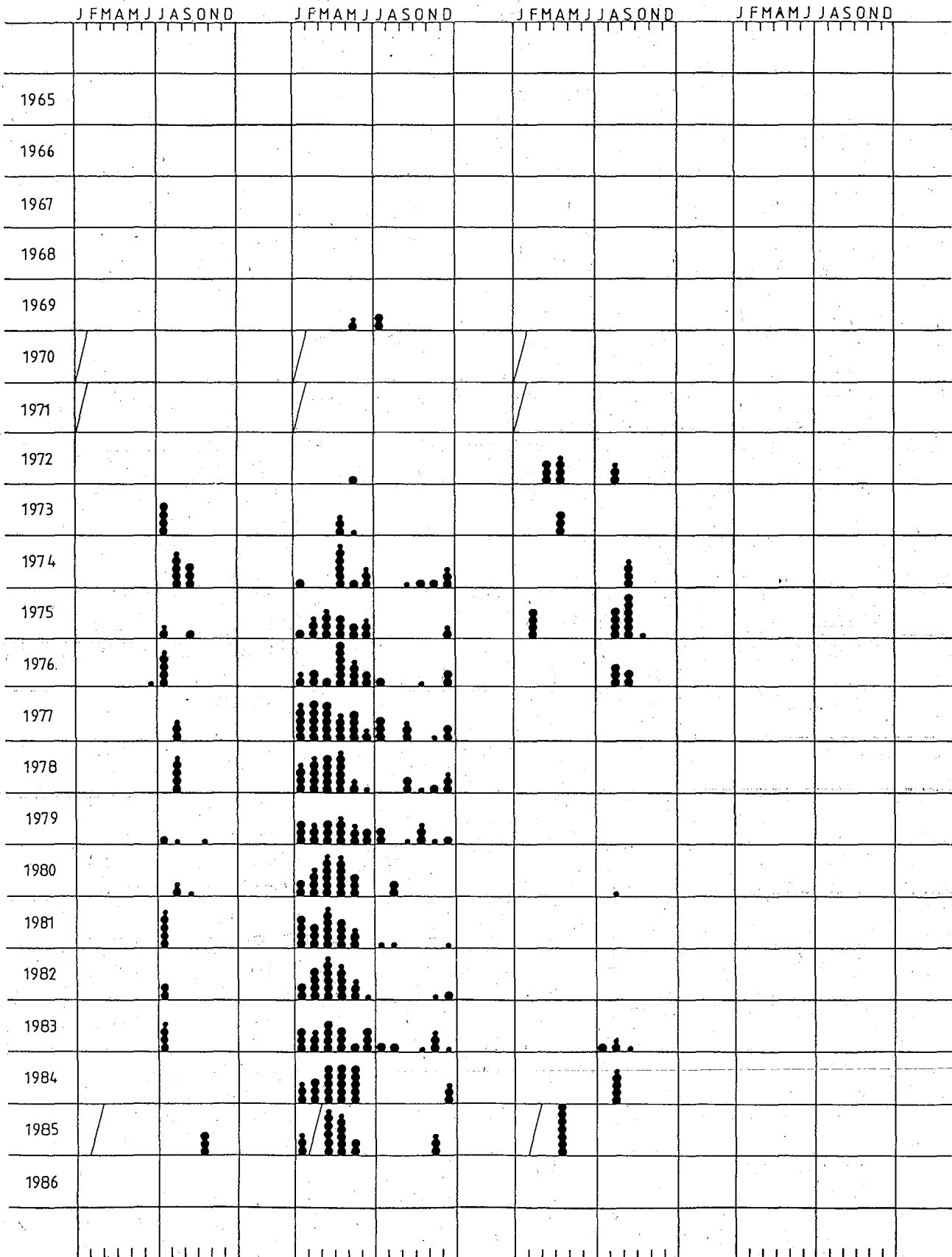
• 2-4 g/m²

• 4-8 g/m²

• 8-16 g/m²

• 16-32 g/m²

• Über 32 g/m²



GNADENSEE

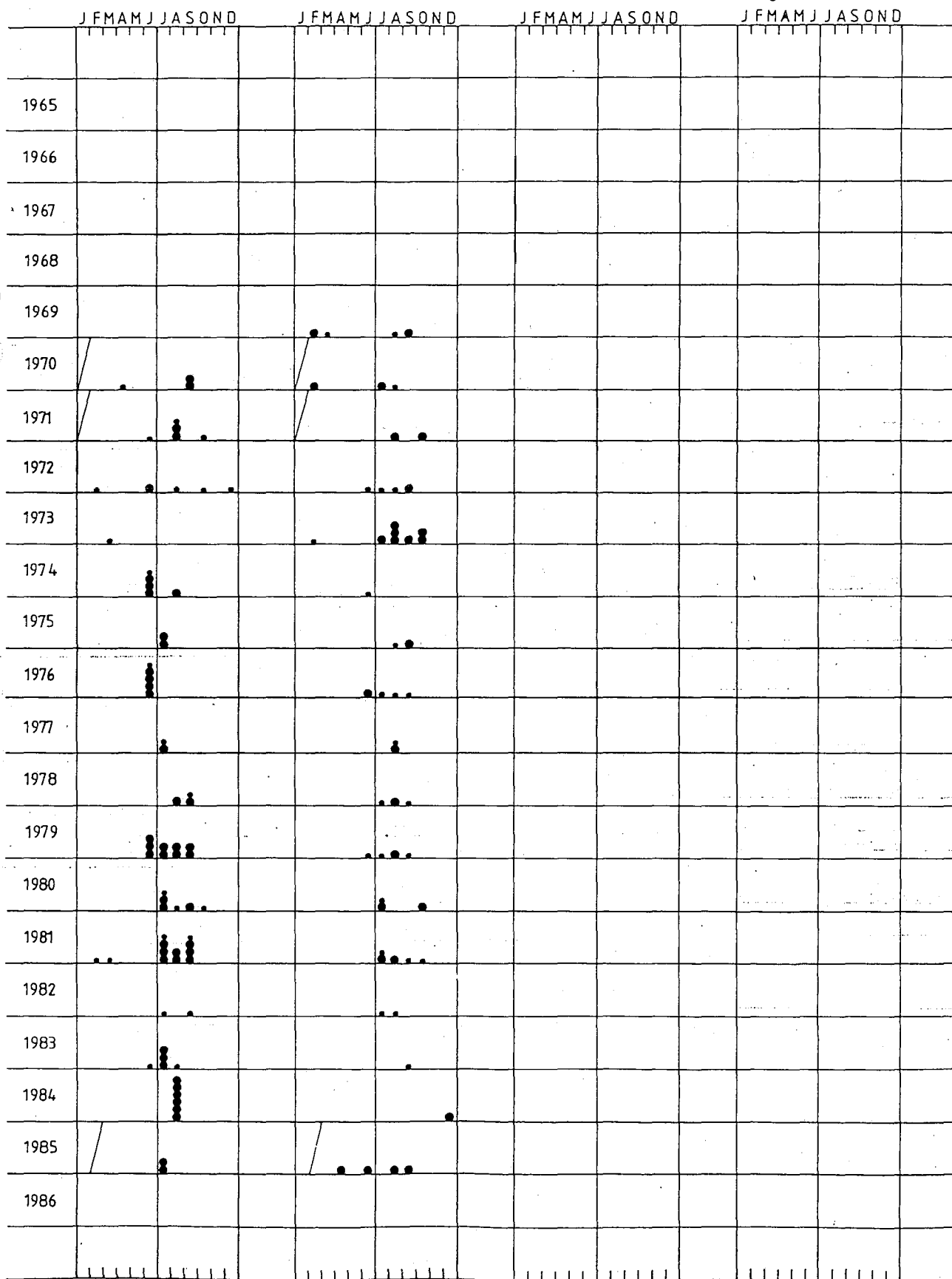
- Pandorina - Eudorina

Pediasium Summe

• 0,25-0,5 g/m² ● 0,5-1 g/m²

 $\bullet 1-2 \text{ g/m}^2$ 2.4 g/m^2 4.8 g/m^2 $8-16 \text{ g/m}^2$ 16.32 g/m²

Über 32 g/m²



GNADENSEE

Chlamydomonas

Ulothrix

Monoraphidium

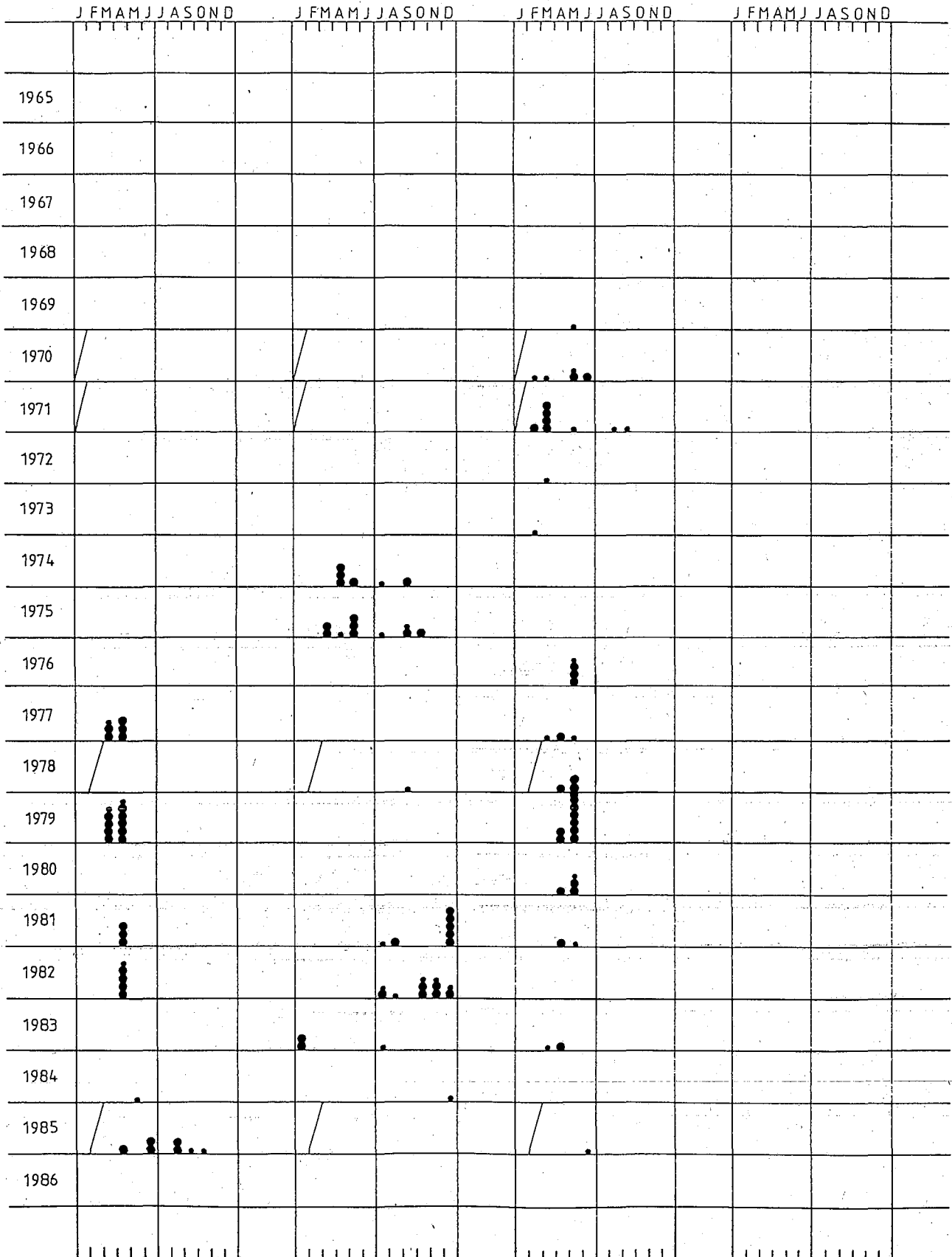
(Syn *Ankistrodesmus*)

• 0.25-0.5 g/m² • 0.5-1 g/m²

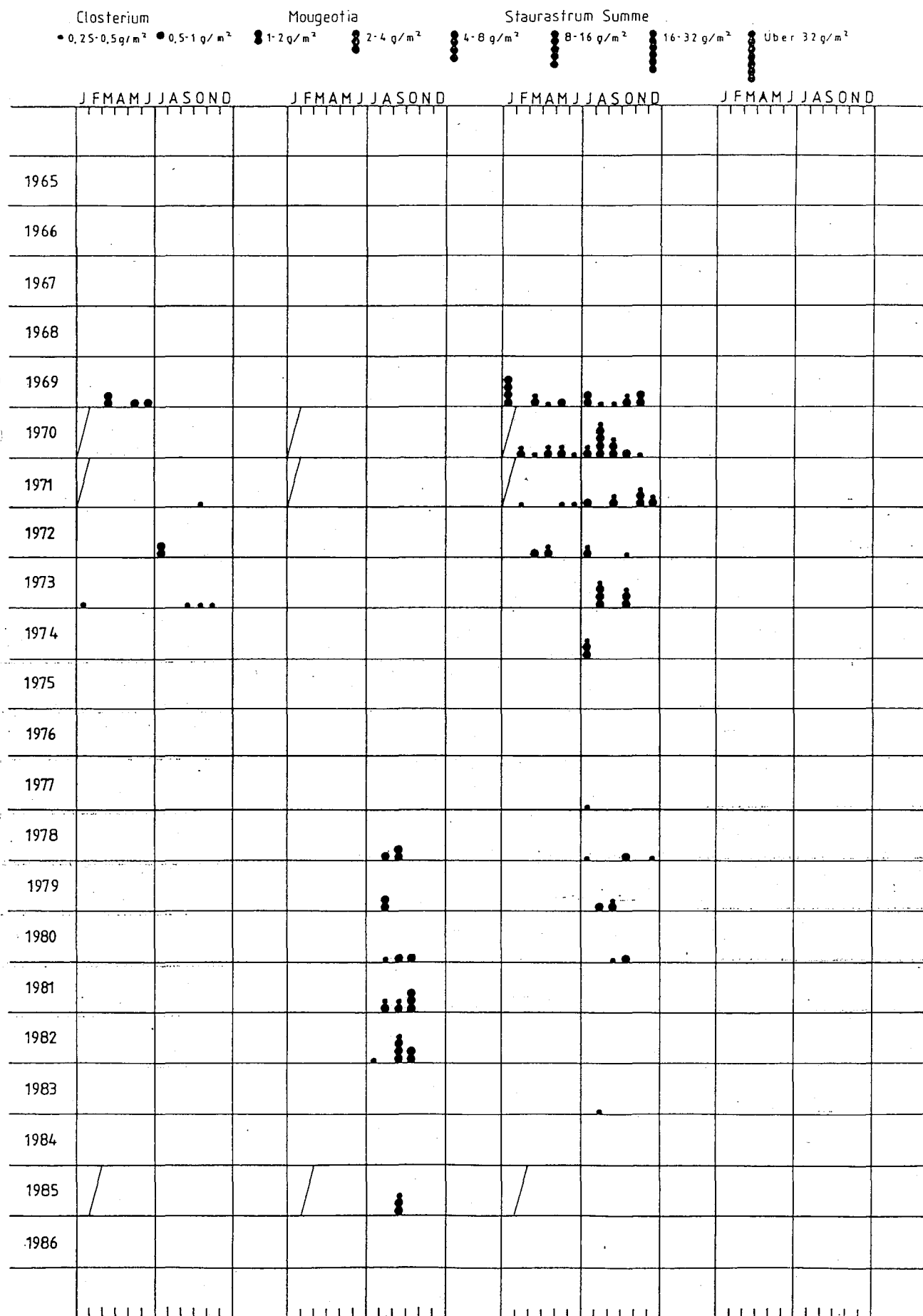
• 1-2 g/m² • 2-4 g/m²

• 4-8 g/m² • 8-16 g/m²

• 16-32 g/m² • Über 32 g/m²



GNADENSEE



GNADENSEE

Cryptomonas Summe

● 0,25-0,5 g/m² ● 0,5-1 g/m²

Rhodomonas Summe

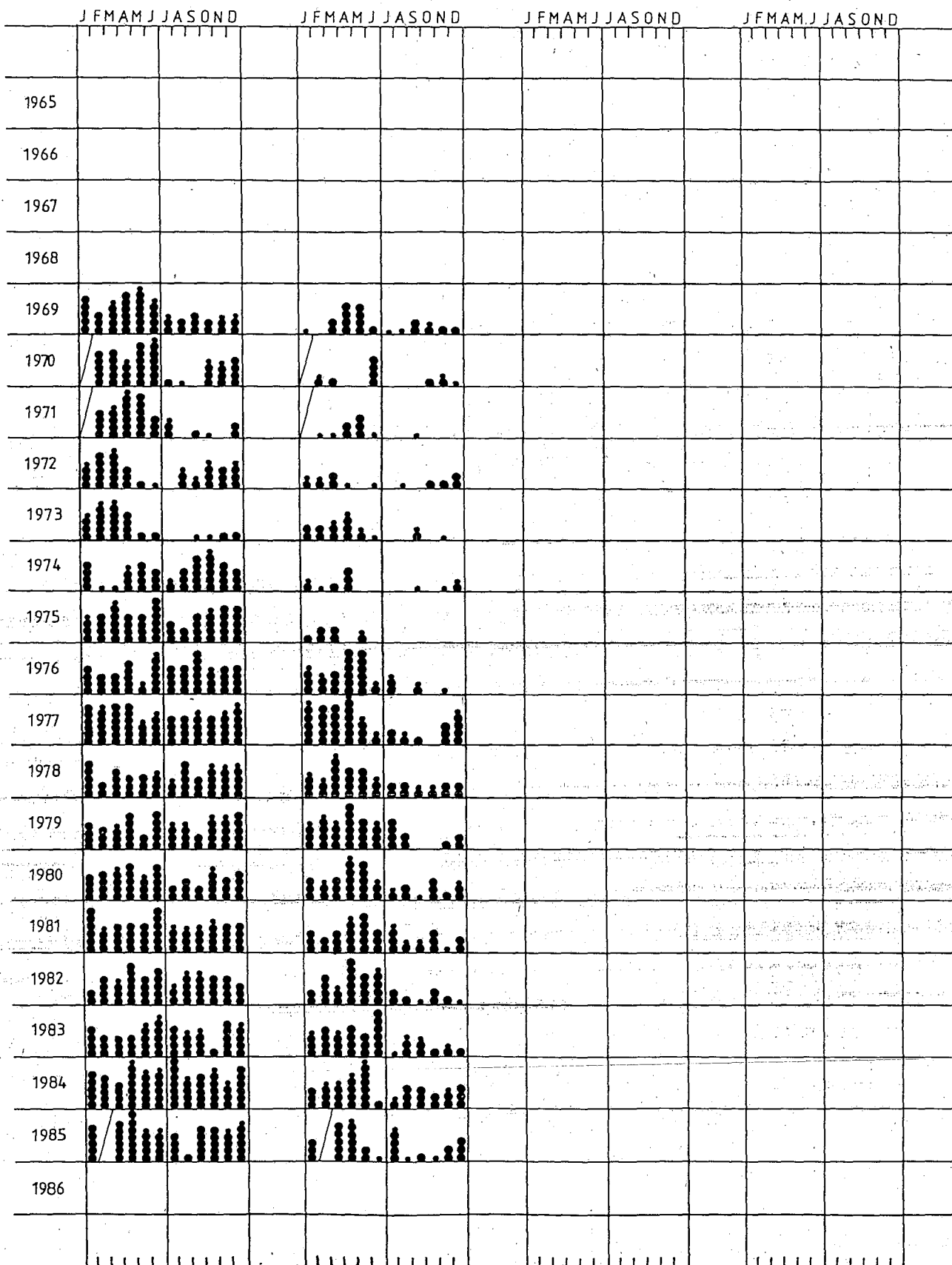
 $1-2 \text{ g/m}^2$ $2-4 \text{ g/m}^2$

4-8 g/m²

8-16 g/m²

 $16-32 \text{ g/m}^2$

Über 32 g/m²



5.3 Langfristige und saisonale Entwicklung der Algenklassen

Es zeigt deutlich, daß bei einer differenzierten Betrachtung der Algenklassen und vor allem der einzelnen Arten verlässliche Resultate der Entwicklungstendenz zu erhalten sind. Trotz der Vielfalt der einwirkenden äußeren Faktoren erlaubt die Betrachtung der Algenklassen eine Beurteilung der ökologischen Gesamtsituation. Dabei ist auf Extremjahre besonderes Augenmerk zu richten, da hierbei Rückschlüsse auf stärker wirkende Einzelfaktoren möglich sind.

Obersee (Abbildungen S. 73 und 74)

Cyanophyceen (Blaualgen)

Die höchsten Jahresdurchschnitte der **Blaualgen**-Biomasse werden in den Zeiten des größten Phosphoranstiegs erreicht, jedoch nicht in den Jahren mit dem höchsten P-Gehalt. Dort werden sie von anderen Formen, hauptsächlich **Kieselalgen** und **Grünalgen** ersetzt. Nach dem Rückgang der P-Konzentration ist bei den Untersuchungsstationen **Fischbach-Uttwil**, **Langenargen-Arbon** und **Bregenzer Bucht** ein leichter Anstieg der **Blaualgen**-Biomasse zu verzeichnen, während an der Station **Bregenz** und **Rheinsee** ein weiteres Absinken festzustellen war. Der Anteil der **Blaualgen** an der Durchschnitts-Biomasse ist jedoch nie sehr bedeutend; er liegt bei maximal 10 %.

Das Auftreten bedeutender Biomassen an **Blaualgen** fällt fast ausschließlich in die zweite Jahreshälfte, wobei hier fädige Formen dominieren, die vom Zooplankton wegen ihrer Größe nur noch schlecht oder gar nicht mehr filtriert werden können. Der größte Teil des Bestandes wird von Anabaena-Arten gebildet (A. flos-aquae, A. planctonica, A. spiroides, A. spiroides var. crassa und A. circinalis). Diese Arten tauchen meistens vergesellschaftet auf, was auf ähnliche ökologische Ansprüche hinweist. Eine wichtige ökologische Anpassung dieser **Blaualgenarten** ist die Fähigkeit, beim Abbau der thermischen Schichtung im Spätsommer und Frühherbst noch hohe Biomassen aufbauen zu können, was unter anderem auf ihre aktive Einsinkung zurückzuführen ist. Sie beruht auf der Fähigkeit, Verfrachtung in die Tiefe durch Auftauchen zu kompensieren, was durch die Verringerung des spezifischen Gewichtes mittels der Bildung von Gasvakuolen möglich ist.

Das Vorkommen von **Blualgen** in der ersten Jahreshälfte von 1985 und 1986 ist ausschließlich auf **Nanno- und Ultraplankton** zurückzuführen, das durch eine veränderte Untersuchungsmethode bei der Planktonzählung seither erfaßt wird. Hauptsächlich sind dies sehr kleine Aphanothece-, Microcystis-, Synechococcus-, und Synechocystis-Arten, die kurzfristig erscheinen und schnell wieder verschwinden (r-Strategen).

Chrysophyceen und Haptophyceen

Die **Chrysophyceen** erreichen im **Obersee** nie Biomassen über 8 g/m². Ihre kurze Verdopplungszeit und andere Anpassungen wie geringe Größe befähigen sie jedoch, in kurzer Zeit freie ökologische Nischen zu besetzen und ihre Maximalbiomasse zu entwickeln; ebenso schnell verschwinden sie wieder. Zwei Entwicklungen sind im Jahr zu beobachten: Im Frühjahr eine Population mit hohen Individuenzahlen von Erkenia subaequiciliata und der **Haptophycee** **Chrysochromulina parva**, im Spätsommer eine Population von Dinobryon divergens (sowie weiteren Dinobryon), die kurzfristig relativ hohe Biomassen erreichen kann. Das Fehlen in der lichtarmen Jahreszeit weist auf das hohe Lichtbedürfnis dieser Gruppe hin.

Diatomeen

Die **Kieselalgen** (Synonym **Bacillariophyceen** oder **Diatomeen**) waren seit Beginn der Untersuchungsreihen die wichtigsten Bestandsbildner des Phytoplanktons im Bodensee. Es sind dabei zwei Hauptgruppen zu unterscheiden. Im Frühjahr bauen **centrale Diatomeen** beim Vorlegen einer thermischen Schichtung und beim Angebot einer entsprechenden Nährstoffkonzentration in wenigen Tagen eine Frühjahrspopulation auf, die durch die schnelle Vermehrung des herbivoren Zooplanktons rasch wieder zusammenbricht (R-Strategen). Die zweite Gruppe sind **pennate Diatomeen**, die als K-Strategen das Sommermaximum aufbauen, wobei es hier zu einer interspezifischen Konkurrenz um die Hauptnährstoffe Phosphor und Silizium kommt.

In einigen Jahren entwickelte sich eine kleine Winterpopulation von Stephanodiscus astrae (Syn. St. neostreae und S. rotula); auf Gründe für das Auftauchen diese

Alge soll weiter unten eingegangen werden. Die Hauptbiomassebildner des Frühjahrsmaximums sind die r-Strategen aus den Formenkreisen Stephanodiscus astraea und Stephanodiscus hantzschii, deren Bestandsentwicklung primär von der zu Beginn der Vermehrung vorliegenden Phosphorkonzentration und den klimatischen Bedingungen abhängt. Bei ungünstigen Wetterbedingungen, wie z. B. in den Jahren 1982 und 1985 kann der Diatomeenanteil der Frühjahrsblüte trotz genügender Phosphorkonzentration ganz oder teilweise ausfallen. Eine entsprechende Phosphor-Konzentration reicht also für sich allein nicht aus, um ein hohes Frühjahrsmaximum hervorzurufen; jedoch ist sie Bedingung, um diese Frühjahrsblüte möglich zu machen. Die extrem hohen Werte des Frühjahrsmaximums fanden sich deshalb erst ab dem Jahr 1973, als eine genügend hohe Phosphorkonzentration erreicht war.

Während des Sommermaximums findet der Wettbewerb um die limitierenden Nährstoffe **Phosphor** und **Silizium** unter den kettenbildenden **Kieselalgen** statt, deren ökologische Nischen untereinander recht ähnlich sind. Durch kleine Unterschiede in den ökologischen Ansprüchen und den äußeren Bedingungen kann deshalb das Sommermaximum unterschiedlich aus verschiedenen Algenarten zusammengesetzt sein. Die Ähnlichkeit der ökologischen Ansprüche ergibt auch eine Stellvertretermöglichkeit, so daß Zufälligkeiten der Besiedlung eine Rolle spielen.

Dinophyceen

Die **Dinophyceen** haben im Bodensee seit langen Jahren eine sehr stabile Bestandsentwicklung. Diese setzt sich aus zwei phasenverschobenen Peaks zusammen, von denen einer im Frühjahr gleichzeitig mit dem Maximum der **centralen Diatomeen** erscheint. Es handelt sich hier um die phagotrophen Gymnodinium helveticum und G. hantzschii, deren Hauptverteilung am unteren Ende der euphotischen Zone liegt und die dort die aus der durchlichteten Schicht absinkenden centralen Diatomeen konsumieren. Im Juni schließt an diese Population regelmäßig eine Entwicklung von Peridinium cinctum und manchmal P. willei oder P. aciculiferum an.

Beim anderen Peak handelt es sich um Ceratium hirundinella, die ca. einen Monat den pennaten Diatomeen des Sommerpeaks erscheint (Fragilaria crotonensis, Asterionella formosa, Melosira ssp.). Ceratium h. besitzt eine ausgeprägte endogene Rhythmik, die von der Tageslänge beeinflusst wird, so daß das jahreszeitliche Auftreten dieser Art sehr stabil ist. In den meisten Jahren treten gleichzeitig mit Ceratium noch einmal die oben erwähnten Peridinium-Arten auf.

Chlorophyceen

Die **Chlorophyceen** sind typische Vertreter des Sommerplanktons, da sie durch hohe Wassertemperaturen begünstigt werden. Sie erreichen ihre höchsten Biomassen in den meisten Jahren in den Monaten Juni und Juli. Den größten Anteil stellt die **Volvocale** Pandorina morum. Dieses Verteilungsmuster der **Chlorophyceen** mit Maximalwerten in den Monaten Juni und Juli herrscht seit dem Anstieg der Eutrophierung ab ca. 1975 und ist verbunden mit hohen Jahresdurchschnitts-Biomassen. Die Maximalwerte lagen früher in den Monaten August und September.

Die **Chlorophyceen** des Sommermaximums haben generell untereinander ähnliche ökologische Ansprüche und können sich deshalb bei einem Wechsel der äußeren Bedingungen in der Sukzession ablösen. Die große Zahl der Arten, die während des Sommers zwar regelmäßig, aber zum Teil in sehr geringen Zellkonzentrationen erscheint, bestätigt dies. In einzelnen Jahren können sehr hohe Biomasse-Konzentrationen erscheinen, wie im März/April 1972, als eine Chlamydomonas-Blüte beobachtet wurde. Eine wichtige Voraussetzung für solche Extrementwicklungen scheinen längere Schönwetterperioden ohne starke Windbewegungen zu sein; bereits ein Sturm kann solche Chlamydomonas-Populationen zum Zusammenbruch bringen.

Conjugatophyceen

Die **Conjugatophyceen** sind eine heterogene Gruppe mit sehr unterschiedlichen Ansprüchen. Ausgesprochene Oligotrophie-Anzeiger wie die vielen Closterium Arten finden sich neben Arten, die Eutrophierung anzeigen wie Mougeotia.

Cryptophyceen

Die Cryptophyceen gehören mit den Diatomeen zu den stabilsten Biomasse-Bildnern im Bodensee-Obersee. Sie stellen einen großen Teil der Frühjahrsblüte, können jedoch auch im Sommermaximum beträchtliche Dichten erreichen. Dank ihrer Begeißelung können sie ihnen zusagende Wasserschichten aufsuchen; zudem sind ihre Nährstoffansprüche gering, was das häufige Vorkommen von Rhodomonas und Cryptomonas in extrem oligotrophen Hochschwarzwaldseen zeigt. Die geringen Schwankungen in den Jahresdurchschnittsbiomassen weisen auf den euryöken Charakter der **Cryptophyceen** hin.

Auch der Jahresgang zeigt seit längerer Zeit eine sehr gleichmäßige Entwicklung. Meistens werden die höchsten Biomassen während der Monate Mai oder Juni erreicht. In der zweiten Jahreshälfte bleibt die Biomasse relativ konstant, wobei der größte Anteil von den Cryptomonas-Arten gestellt wird.

Euglenophyceen und Diverse

Unter der Gruppe "**Euglenophyceen und Diverse**" wurden bis März 1984 die Formen zusammengefaßt, die entweder zu den **Euglenophyceen** gehören oder nicht eindeutig bestimmt werden konnten. Zum großen Teil handelte es sich hier um **Nannoplankton**, das seit der Möglichkeit der genauen Bestimmung zu den **Cyanophyceen** und den **Chlorophyceen** gezählt wird. Einen weiteren großen Anteil hatten die unbestimmbaren **Phytoflagellaten**, die seit der Verbesserung der optischen Ausstattung ebenfalls eindeutig einer bestimmten systematischen Gruppe zugeordnet werden können. Seit April 1984 finden sich deshalb in dieser Gruppe nur noch die **Euglenophyceen**, deren Hauptvertreter im Bodensee-Phytoplankton Trachelomonas volvocina und Euglena gracilis sind. Sie erreichen jedoch nie hohe Biomassen.

Gnadensee (Abbildungen S. 75 und 76)

Cyanophyceae

Im Gnadensee wirken sich die im Gegensatz zum Bodensee-Obersee anderen hydrographischen Verhältnisse auch stark auf die Periodizität der Algenklassen aus. Es treten zwei Vollzirkulationen im Jahr ein und, bedingt durch die inverse Temperaturschichtung im Winter, ist auch in dieser Zeit eine größere Phytoplanktonentwicklung möglich. Im Spätsommer/Frühherbst entsteht regelmäßig ein Sauerstoffmangel im Profundal, was zu Phosphor-Rücklösungen aus dem Sediment führt. Dadurch kommt es zu beträchtlichen Phosphor-Anreicherungen der Wassersäule, die sich bis in die euphotische Zone erstrecken. Wie weiter oben bereits erwähnt, muß vor allem Ende der siebziger Jahre im Gnadensee eine Nitrat-Limitierung des Algenwachstums vorgelegen haben. Dies würde das Dominieren einer starken **Blaualgen**-Population in manchen Jahren erklären (1969 - 1975, 1980, 1983), die sich fast ausschließlich aus N_2 -fixierenden Arten zusammensetzen (Microcystis aeruginosa, Anabaena flos-aquae, Aphanizomenon flos-aquae).

Im Vergleich zu den Jahren 1969 bis 1973 ist seit 1974 der Anteil der **Blaualgen** an der Jahres-Durchschnitts-Biomasse stark zurückgegangen. Die hohen Populationsdichten der **Blaualgen** in den früheren Jahren fallen zusammen mit einem Wechsel zwischen relativ geringen Phosphor-Konzentrationen während der Zirkulationsphasen und hohen Konzentrationen während der Zeit der Sommer-Stagnation, erzeugt durch Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment. Auch in Bezug auf die Jahresverteilung zeigen die **Blaualgen** seit 1974 ein anderes Verhalten als vor diesem Zeitpunkt; während sie von 1969 bis 1973 über das ganze Jahr verteilt auftraten, lag der Verteilungsschwerpunkt seit 1974 in der zweiten Jahreshälfte.

Chrysophyceen

Die **Chrysophyceen** spielen im Untersee (Gnadensee) eine untergeordnete Rolle; im Vergleich zum Bodensee-Obersee ist ihr Anteil an der Phytoplankton-Biomasse im Gnadensee geringer. In den Jahren mit den höchsten Biomasse-Durchschnittswerten traten sie stark zurück und erreichten nur noch sporadisch

ins Gewicht fallende Konzentrationen. Seit 1976 ist ihr Anteil an der Jahresdurchschnitts-Biomasse ungefähr gleichgeblieben.

Diatomeen

Der Anteil der **Diatomeen** ist im Vergleich zu den Jahren 1969 bis 1973 ebenfalls zurückgegangen, jedoch nicht in so starkem Maße, wie dies bei den **Blaualg**en der Fall ist. Die Jahresverteilung der Diatomeen im Gnadensee ist wesentlich unregelmäßiger als im **Bodensee-Obersee**. Die Höhe des Frühjahrsmaximums ist sehr stark schwankend, und kann in manchen Jahren bereits unter der noch geschlossenen Eisdecke seinen Anfang nehmen. In solch einem Falle führt der Ausfall einer Probenahme zu einem beträchtlichen systematischen Fehler. Auch das Sommermaximum mit den großen koloniebildenden Arten zeigt sehr stark wechselnde Verhältnisse; dies weist auf wesentlich unstabilere ökologische Gleichgewichte hin als im **Bodensee-Obersee**.

Dinophyceen

Die Populationsdynamik der **Dinophyceen** im Gnadensee ist eng an die der **centralen Kieselalgen** gebunden. Wie im **Obersee** besteht die Population vor allem in der ersten Jahreshälfte aus dem phagotrophen Gymnodinium helveticum, der bevorzugt den großen Stephanodiscus astraea (Syn. St. neoastraea und St. rotula) konsumiert, und G. lantzschii, der bevorzugt die kleinen Arten des Formenkreises Stephanodiscus hantzschii nutzt. Deren Entwicklung kann beim Vorliegen einer inversen Schichtung bereits im Dezember einsetzen; ab diesem Zeitpunkt steigt auch die Population der Gymnodinium-Arten an. Ceratium hirundinella hat auf Grund seiner endogenen Rhythmik eine sehr stabile periodische Entwicklung und erscheint wie im **Obersee** von Juli bis September.

Der Anteil der **Chlorophyceen** an der Gesamt-Biomasse im **Gnadensee** ist wesentlich höher als im **Bodensee-Obersee**. Auch setzt die Jahresentwicklung der **Chlorophyceen** früher ein als im **Obersee**; bereit im Januar können beträchtliche Biomassen erreicht werden, während im **Obersee** meistens erst ab Mai die **Grünalgen** in merklicher Konzentration auftauchen. Den größten Teil der **Chlorophyceen-Biomasse** im **Gnadensee** nehmen Pandorina und die Monoraphidium-Arten ein, die allgemein als Eutrophierungsanzeiger gelten.

Conjugatophyceen

Die Conjugatophyceen haben im Gnadensee eine andere Populationsdynamik als im Bodensee-Obersee. Die Ursache dafür ist das fast vollständige Fehlen von Mougeotia thylespora, die im Obersee nahezu jedes Jahr eine sehr stabile Population aufbaut. Im Gnadensee wird sie von anderen Formen verdrängt, hauptsächlich von Chlorophyceen. Die Staurostrum-Arten zeigen keine eindeutige Populations-Entwicklung, jedoch ist das verstärkte Auftreten Ende der sechziger Jahre auffallend.

Cryptophyceen

Die Cryptophyceen zeigen nach anfänglich heterogenem Auftreten seit 1974 eine über den Jahresverlauf nur geringfügig schwankende Konzentration. Nach dem Verschwinden der hohen Blaualgen-Populationen, die in den Jahren 1969 - 1973 während des gesamten Jahres sehr das Plankton dominierten, traten die Cryptophyceen mehr in den Vordergrund.

Euglenophyceen und Diverse

Für die Gruppe Euglenophyceae und "Diverse" gilt das gleiche, das schon beim Obersee gesagt wurde. Neben Trachelomonas volvocina und Euglena gracilis, die jedoch nie bedeutende Biomassen erreichen, handelt es sich hier um "µ-Algen" und unbestimmte Flagellaten, die seit April 1984 durch eine geänderte Untersuchungsmethodik den entsprechenden Algenklassen zugeordnet werden können. Deswegen sind sie seit diesem Zeitpunkt nicht mehr in den Abbildungen vertreten.

FISCHBACH

Cyanophyceen

Chrysophyceen

Diatomeen

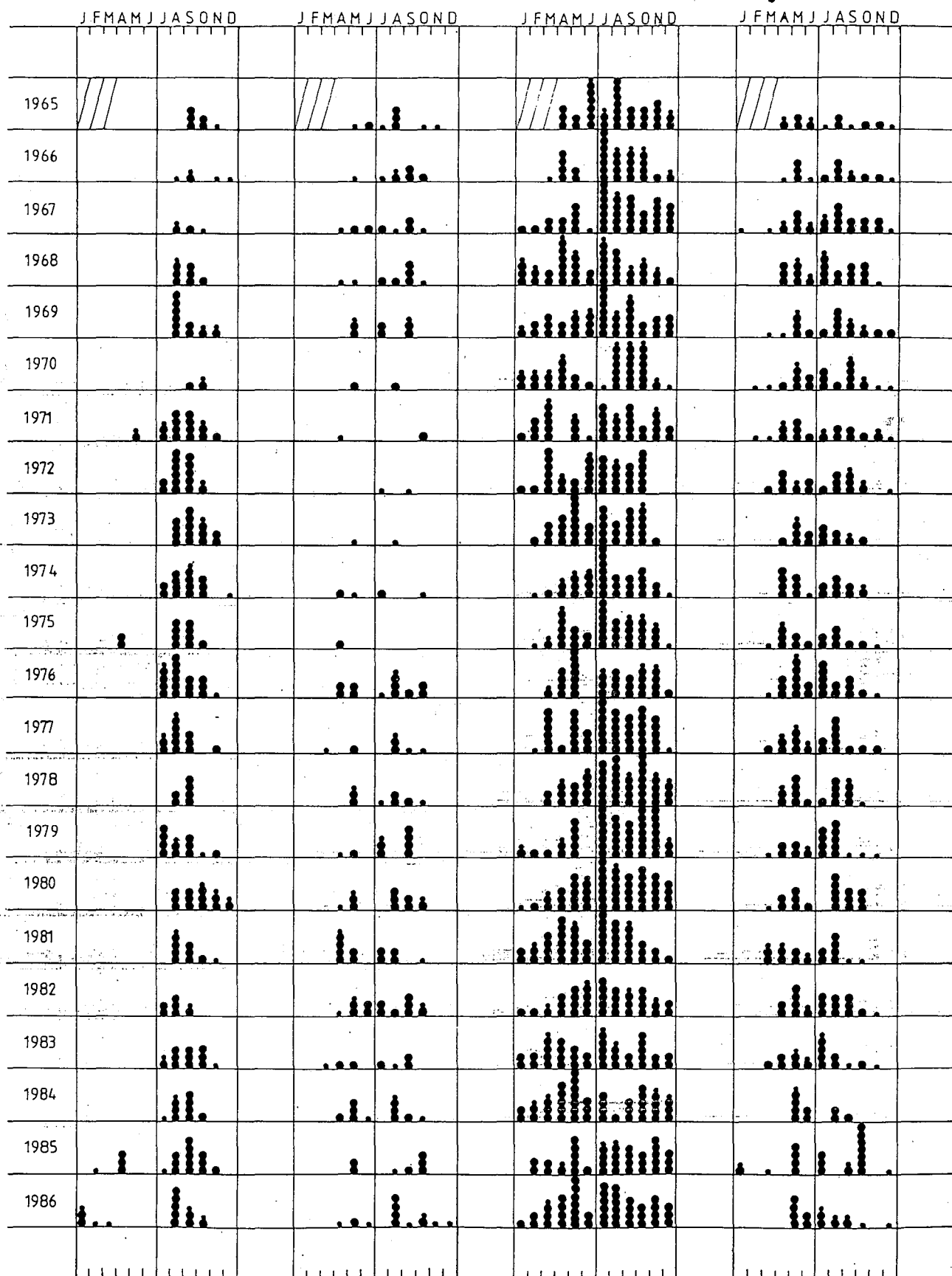
Dinophyceen

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

• 1-2 g/m² • 2-4 g/m²

• 4-8 g/m² • 8-16 g/m²

• 16-32 g/m² • Über 32 g/m²



FISCHBACH

Chlorophyceen

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

Conjugatophyceen

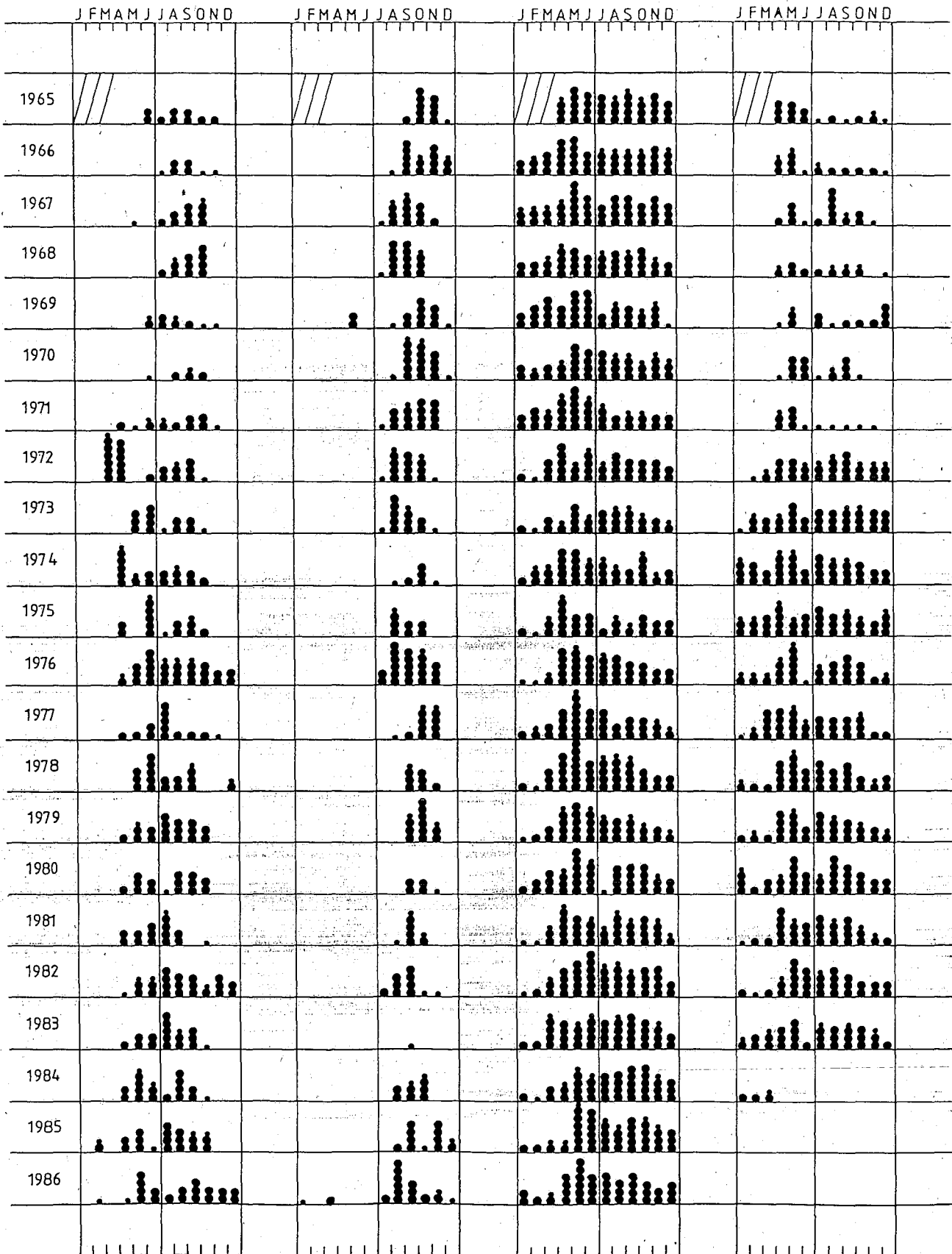
• 1-2 g/m² • 2-4 g/m²

Cryptophyceen

• 4-8 g/m² • 8-16 g/m²

Euglenophyceen + Div

• 16-32 g/m² • Über 32 g/m²



GNADENSEE

Cyanophyceen

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m²

Chrysophyceen

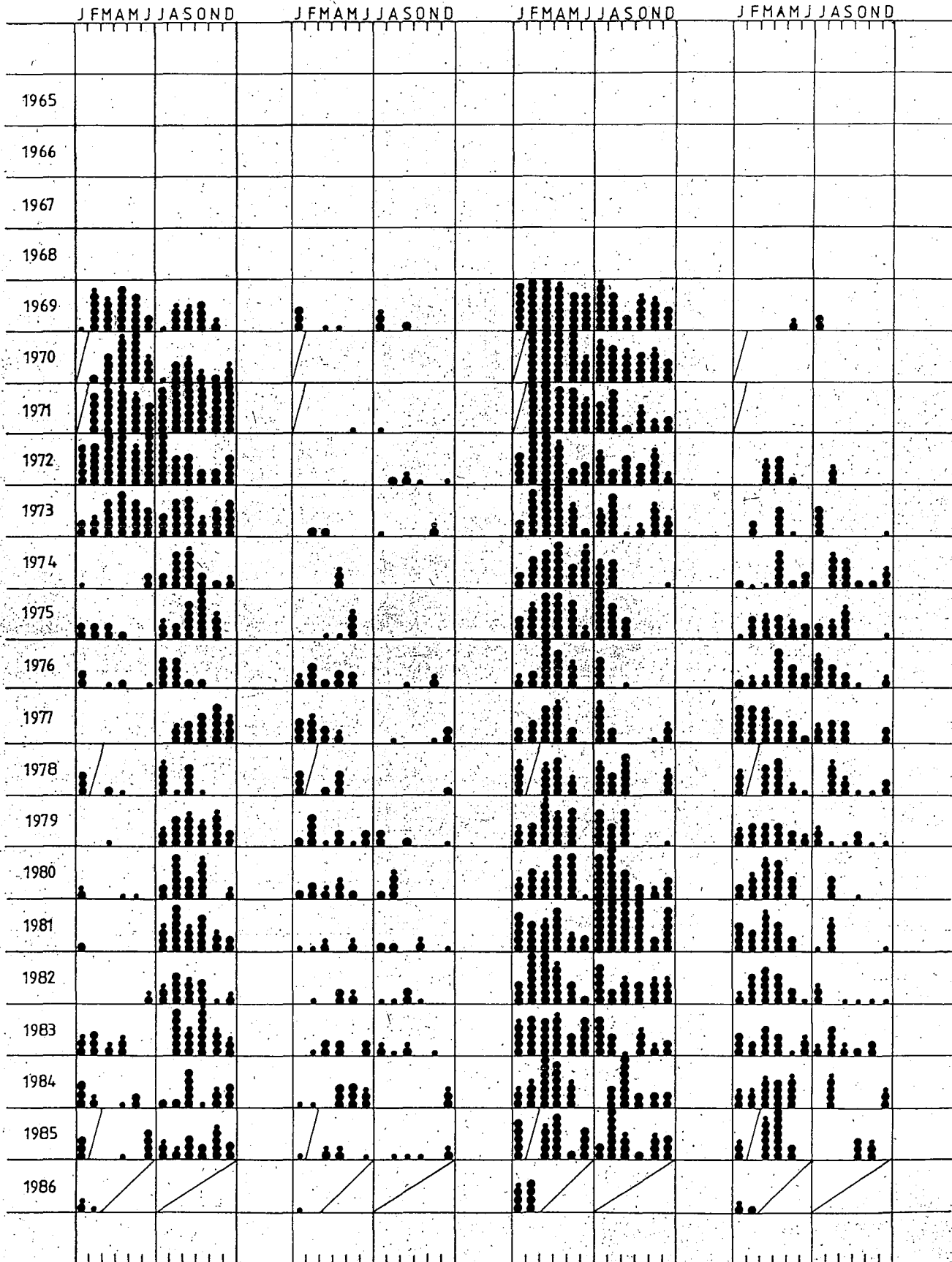
• 1-2 g/m² • 2-4 g/m²

Diatomeen

• 4-8 g/m² • 8-16 g/m²

Dinophyceen

• 16-32 g/m² • Über 32 g/m²



GNADENSEE

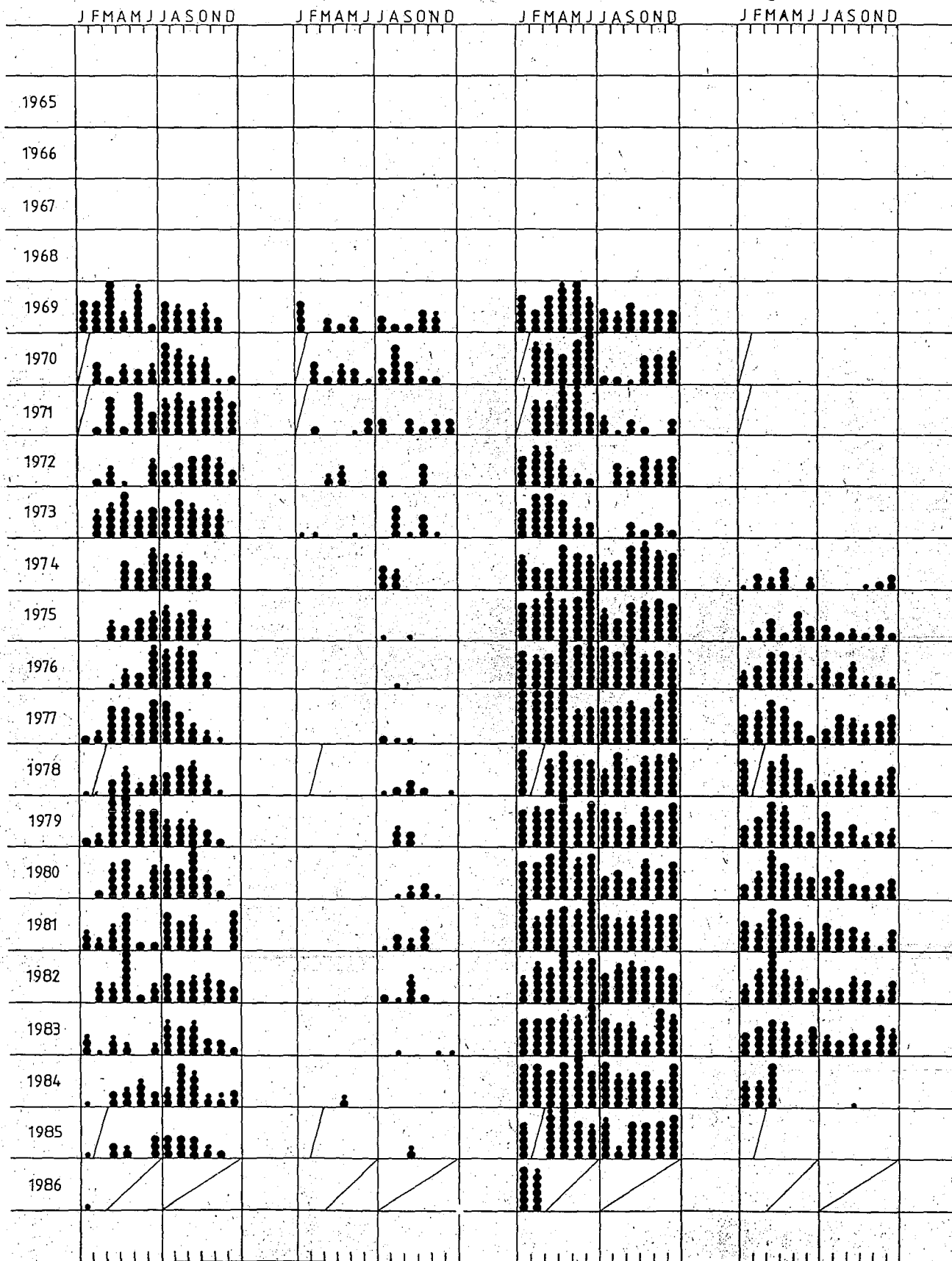
Chlorophyceen

Conjugatophyceen

Cryptophyceen

Euglenophyceen + Div.

• 0,25-0,5 g/m² • 0,5-1 g/m² ■ 1-2 g/m² ■ 2-4 g/m² ■ 4-8 g/m² ■ 8-16 g/m² ■ 16-32 g/m² ■ über 32 g/m²



5.4 Langfristige und saisonale Entwicklung des Phytoplanktons und seiner Gesamtbiomasse

Im Gegensatz zu terrestrischen Ökosystemen, wo sich im allgemeinen nach einiger Zeit ein stabiles Artengleichgewicht einstellt, findet in den meisten Seen eine stetige Abfolge verschiedener Arten statt.

Die charakteristische Eigenschaft der Planktonorganismen ist die Schwebefähigkeit, die es den Organismen ermöglicht, für eine gewisse Zeit in der durchlichteten Zone des Wassers zu verweilen. Infolge der kurzen Verdoppelungszeit der Planktonorganismen gelingt es diesen, die zwangsläufig eintretenden Sedimentations-Verluste und den Grazingdruck des Zooplanktons zu kompensieren.

Die schnelle Vermehrungsfähigkeit macht es den Planktonorganismen möglich, ökologische Nischen sehr schnell zu besetzen. Diese Nischen im Pelagial eines Sees sind im Vergleich zu terrestrischen Ökosystem oder auch schon zum Litoral des Sees sehr eng, da z. B. Standortsfaktoren, wie Untergrund, Boden usw., wegfallen. Deshalb sind im pelagischen Ökosystem bei stabilen Umweltverhältnissen im Prinzip nur wenige dominante Arten in der Biozönose zu erwarten.

Es zeigt sich nun, daß sich im freien Wasser kein stabiles Gleichgewicht einstellt, sondern daß die wechselnden Umweltfaktoren einen stetigen Selektionsdruck auf die Plankton-Biozönose ausüben. Durch ihre kurze Generationszeit sind die Planktonorganismen in der Lage, sehr schnell diesem Selektionsdruck zu folgen, was die stetige Änderung der Artenzusammensetzung anzeigt.

Unter den Faktoren, die die generelle Zusammensetzung einer Planktonbio-coenose beeinflussen, ist zwischen mehreren Gruppen zu unterscheiden:

1. Abiotische Faktoren, die sich nicht oder erst über einen langen Zeitraum verändern. Dazu zählen geographische Lage, Beckenform, durchschnittliche Tiefe, Verhältnis von Epi- zu Hypolimnion, Windexposition, Horizontüberhöhung, Strömungen, Uferzoneneinfluß, durchschnittliche Verweilzeit oder Einflüsse der Unterschiede des regionalen Klimas (z. B. sind Föhnlagen im östlichen Bodensee häufiger als im Westteil des Sees).

2. Abiotische Faktoren, die sich mittelfristig ändern können wie die Nährstoff-Fracht.
3. Abiotische Faktoren, die sich kurzfristig ändern können und keiner eindeutigen Gesetzmäßigkeit folgen. Dazu zählt vor allem die Großwetterlage, wobei Wind, Niederschlagsmenge, Zuflußmenge, Schwebstoff-Fracht, Wolkenbedeckung und wetterbedingte Luft- und Wassertemperatur eine Rolle spielen.
4. Abiotische Faktoren mit zyklischer Abfolge: hier ist vor allem die jahreszeitliche veränderliche Lichtmenge von Bedeutung, die von Sonnenhöhe und Tageslänge abhängt. Außerdem zählen die jahreszeitlich bedingte Schichtungsstabilität des Wasserkörpers und die Wassertemperatur selbst zu diesen Faktoren.
5. Biotische Faktoren zwischen den Stufen der Nahrungskette. Die Wichtigsten Faktoren sind hier der Fraßdruck durch das Zooplankton ("grazing") sowie die Wirkung von Parasitismus, Hemm- und Förderstoffen. Auch die Entwicklung von Mechanismen gegen das Gefressenwerden wie die Bildung von Borsten oder langen Zellketten zählt zu diesen Faktoren.
6. Biotische Faktoren innerhalb einer Stufe der Nahrungskette. Dazu zählen vor allem Adaptationen einzelner Arten auf einen oder mehrere ökologische Parameter. Hier können folgende Beispiele genannt werden: Konkurrenzfähigkeit um die anorganischen und organischen Spurenstoffe, Vitamine und Förderstoffe, Nährstoffe, hohe Reproduktionsrate, Zystenbildung oder Nischenbildung entlang eines Gradienten.

Während die grundsätzliche Zusammensetzung einer Planktonbiocoenose hauptsächlich von Faktoren der ersten und zweiten Gruppe beeinflusst wird, wird die jahreszeitliche Veränderung des Phytoplanktons vor allem durch die Faktoren der Gruppen drei bis sechs verursacht.

Zu den Faktoren, die die Planktonentwicklung sehr stark beeinflussen, zählen die hydrologischen Grundbedingungen. Die unterschiedliche Beckenmorphologie und

das Verhältnis von Epi- zu Hypolimnion machen sich bei den Seeteilen **Obersee** (Mit den Stationen **Bregenz**, **Langenargen** und **Fischbach**) und **Untersee** (mit den Stationen **Rheinsee**, **Zellersee** und **Gnadensee**) stark bemerkbar.

Der **Bodensee-Obersee** zählt zum Typus der warm-monomiktischen Seen; er friert im Winter fast nie zu (höchstens alle 30 - 60 Jahre) und kommt meistens im Februar/März zur Vollzirkulation.

Im **Untersee** sind die Verhältnisse etwas uneinheitlicher. Der **Rheinsee** wird sehr stark von der Durchströmung mit dem Oberseewasser beeinflusst, was zur Folge hat, daß dieser Seeteil sehr selten zufriert und fast immer eine Strömungsrinne frei bleibt.

Der **Zellersee** gehört zum Typ der warm-dimiktischen Seen, trägt jedoch nicht jedes Jahr eine Eisbedeckung. Meistens findet eine Vollzirkulation im November/Dezember und im Februar/März statt.

Der **Gnadensee** führt auf Grund seiner abgeschlossenen Lage ein gewisses Eigenleben. Er ist ebenfalls ein warm-dimiktischer See, trägt jedoch in den meisten Jahren eine Eisdecke. Auch hier findet die Vollzirkulation meistens in den Monaten November/Dezember und Februar/März statt.

Durch den schnelleren Auf- und Abbau der thermischen Schichtung im **Untersee** erklären sich bereits viele Unterschiede in der Populations-Dynamik des Phytoplanktons beider Seeteile. Durch eine Vollzirkulation werden den oberen Wasserschichten wieder nährstoffreiche Wassermengen aus der Tiefe zugeführt, da die oberen Wasserschichten im Laufe der Vegetationsperiode an verwertbaren Nährstoffen verarmen. Jedoch ermöglicht erst der Aufbau einer thermischen Schichtung den Planktonorganismen einen genügend langen Aufenthalt in der euphotischen Zone.

Im Frühjahr stellen sich nun durch das Zusammentreffen des Aufbaus einer thermischen Schichtung und einer optimalen Versorgung mit Nährstoffen für die Planktonalgen Bedingungen ein, die eine sehr starke und schnelle Massenentwicklung begünstigen. Ein Fraßdruck durch das Zooplankton besteht kaum, so daß hier

die Begrenzung der Populationsentwicklung hauptsächlich durch physikalische Faktoren und durch innere Faktoren der Planktonorganismen erfolgt.

Sowohl im **Bodensee-Obersee** wie im **-Untersee** besteht die Frühjahrspopulation aus Rhodomonas- und Cryptomonasarten und aus **zentrischen Kieselalgen**. Diese Arten zeichnen sich dadurch aus, daß sie bereits bei geringer Lichtintensität wachsen können und eine sehr kurze Verdopplungszeit haben. Die kleinen **zentrischen Kieselalgen** gehören jedoch zu den bevorzugten Futterpflanzen für das Zooplankton, so daß sie nach der Entwicklung einer genügend hohen Population des Zooplanktons rasch aus dem Pelagial herausgefiltert werden und damit die Frühjahrsblüte fast vollständig zusammenbricht. Die Rhodomonas- und Cryptomonasarten können jedoch wenigstens geringfügig die durch das Zooplankton zugefügten Fraßverluste durch starke Vermehrungsraten teilweise ausgleichen. Deshalb findet man auch während des Klarwasserstadiums immer eine, wenn auch geringe, Populationsdichte dieser beiden Gattungen.

Der geringe Lichtbedarf der **Cryptophyceen** und der genannten **zentrischen Kieselalgen** zeigt sich daraus, daß im **Untersee** auch unter der Eisdecke regelmäßig sehr hohe Populationsdichten dieser Arten erreicht werden. Zur Berechnung einer genauen Jahresdurchschnitts-Biomasse ist es deshalb auch notwendig, bei Eisbedeckung Proben zu entnehmen, was jedoch aus technischen Gründen nicht immer möglich ist.

Bei Kenntnis der physikalischen Steuerung der Frühjahrsentwicklung des Phytoplanktons wird es verständlich, daß zu Beginn der Eutrophierung die früher im Bodensee vorhandenen Cyclotella-Arten durch Stephanodiscus-Arten verdrängt wurden. Vergleichbare Entwicklungen sind zum Beispiel beim Mondsee nachzuweisen, wo die Artensuccession durch Sedimentanalyse nachgewiesen werden konnte (KLEE & SCHMIDT 1987). Die Stephanodiscus-Arten sind bei den höheren Nährstoff-Konzentrationen, die nach der Eutrophierung vorliegen, eher in der Lage, schnell eine hohe Biomasse aufzubauen und verdrängen somit die Cyclotella-Arten. Demnach wäre zu erwarten, daß bei einer weitergehenden Reduzierung des Phosphor-Gehaltes im Pelagial des **Bodensee-Obersees** die Stephanodiscus-Arten zugunsten der Cyclotella-Arten wieder zurückgehen. Die Ergebnisse der letzten Jahre zeigen, daß sich tatsächlich eine diesbezügliche Entwicklung

abzeichnet, denn im Frühjahr erscheint wieder eine kleine Cyclotella-Population, was über einen langen Zeitraum nicht der Fall war.

Die weitgehend physikalische Steuerung des Frühjahrs-Algenmaximums erklärt auch die Tatsache, daß Zeitpunkt des Eintretens und Höhe dieses Maximums weitgehend von der Witterung im Frühjahr abhängt. In manchen Jahren kann durch eine ungünstige klimatische Situation das Frühjahrsmaximum fast vollständig ausbleiben, während es bei günstigen klimatischen Voraussetzungen sehr hoch werden kann. Im **Bodensee-Untersee** fallen diese Frühjahrsmassenentwicklungen regelmäßig im Vergleich zu den Sommermaxima wesentlich höher aus, was selbstverständlich Einfluß auf die Jahresdurchschnittsbiomasse hat. Bei der Interpretation von langjährigen Plankton-Entwicklungen dürfen deshalb klimatologische Gegebenheiten nicht außer acht gelassen werden. Ein anderer Gesichtspunkt ist der, daß das Frühjahrs-Maximum des Phytoplanktons nicht durch eine Nährstofflimitierung begrenzt wird, sondern durch die starke Entfaltung des Zooplanktons.

Vom Nährstoffpotential her könnte nämlich die Frühjahrsentwicklung noch weit höher als üblicherweise beobachtet ausfallen.

Obersee

Im **Bodensee-Obersee** (Station **Fischbach-Uttwil**) zeigt sich, daß im Zuge der Eutrophierung des Sees die Frühjahrs-Massenentwicklung immer stärker zugenommen hat und deshalb bei der Berechnung der Jahresdurchschnitts-Biomasse entsprechend mehr ins Gewicht fällt. Weiterhin wird sichtbar, daß diese Frühjahrsblüte mit steigender Höhe immer stärker von der Witterung beeinflusst wird. Besonders deutlich wird dies in den Jahren des stärksten Phosphoranstieges seit 1972 (MÜLLER 1987).

Eine Umkehrung dieses Trends der extrem starken Frühjahrs-Massenentwicklungen ist noch nicht festzustellen. Weil die Entwicklung der Algenbiomassen nicht einfach umgekehrt wie bei der Eutrophierung verläuft, kann mit einem Absinken der Höhe der Frühjahrsblüte erst bei einer weiteren Reduzierung der Nährstoffbelastung gerechnet werden.

Vor diesem Hintergrund muß die Entwicklung der Biomasse des Phytoplanktons im Bodensee-Obersee bewertet werden. Nach einer längeren Phase ungefähr gleichbleibender Höhe der Jahresdurchschnitts-Biomasse war 1982 zum ersten mal ein Absinken der Durchschnitts-Biomasse zu beobachten und 1983 nur ein leichter Anstieg. Das war jedoch hauptsächlich auf das Ausbleiben der Frühjahrsblüte durch eine längere Frostperiode zurückzuführen, die einen Zusammenbruch der Schichtung bewirkte. Auch 1985 war dieses Frühjahrsmaximum nicht sehr hoch entwickelt. Dagegen bewegte sich 1986 die Jahresdurchschnitts-Biomasse fast auf Höhe der Jahre 1976 bis 1981, da die Frühjahrsblüte in diesem Jahr sehr hoch ausfiel.

Im Laufe der bis dahin beschriebenen Entwicklung wird die vorwiegend physikalische Kontrolle der Biocoenose zunehmend durch eine anfangs biologische Kontrolle überlagert. Diese biologische Kontrolle erfolgt hauptsächlich durch grazing-Druck und Parasitismus. Nach dem Klarwasserstadium folgt ein zweites Maximum, das anfangs regelmäßig von den Cryptomonas-Arten und der Grünalge Pandorina morum beherrscht wird. Etwas später kommen die Kieselalgen Asterionella formosa, Fragilaria crotonensis und Stephanodiscus binderanus (Synonym Melosira binderana) hinzu.

Zu Beginn dieses zweiten Maximums besteht noch eine genügende Versorgung mit Nährstoffen, doch entwickeln diese Algen auch in der unmittelbar nachfolgenden Zeit beträchtliche Biomassen, während der Phosphor und Silizium Minimumstoff werden.

Das zweite Jahresmaximum findet also bei veränderten ökologischen Verhältnissen statt. Die Nährstoffversorgung ist anfangs noch ausreichend, jedoch bei zunehmender Limitierung wird die Konkurrenz um die Hauptnährstoffe stärker. Zudem ist die Sonneneinstrahlung wesentlich höher als zu Zeiten der Frühjahrsblüte, so daß lichtbedürftige Arten begünstigt werden. Die Selbstbeschattung durch die Planktonorganismen führt jedoch zu einem schnellen Absinken der Lichtstärke in der Tiefe auf die Höhe des Kompensationswertes, so daß die Tiefenausdehnung der euphotischen Zone stark verringert ist.

Das komplizierte Zusammenwirken dieser abiotischen und biotischen Faktoren führt, je nach Überwiegen des einen oder anderen Faktors, zu einer Begünstigung einzelner Arten. Die sommerliche Algenblüte hat deshalb in den einzelnen Jahren meistens eine verschiedene Zusammensetzung; einzelne Arten können in manchen Jahren fast vollständig fehlen. Zu diesen Hauptarten kommt noch eine Begleitflora der verschiedensten Arten, hauptsächlich Chlorophyceen und Chryso-phyceen, wobei hier eine Vielzahl seltener Arten gefunden werden kann. Diese accessorische Flora zeigt Jahr für Jahr stark wechselnde Zusammensetzung.

Das Sommermaximum kann ebenfalls von Jahr zu Jahr unterschiedliche Höhe zeigen, wobei auch hier längere Schön- und Schlechtwetterperioden sowie starke Stürme eine wichtige Rolle spielen. Wegen der vorwiegend interspezifischen Konkurrenz kommt es zu kurzzeitiger Dominanz wechselnder Arten.

Mit Beginn der herbstlichen Abkühlung und der zunehmenden Durchmischung der oberen Wasserschichten treten nach einem Minimum andere Algenarten in den Vordergrund. Es sind hauptsächlich fadenbildende oder sehr große Formen. Auch Pandorina morum erscheint oft noch einmal während dieses dritten Maximums, das normalerweise von der Chlorophyceen Ulothrix subtilissima sowie den Desmidiaceen Closterium aciculare, Closterium acutum, Staurastrum pingue, Staurastrum gracile, weiteren Staurastrum-Arten sowie Mougeotia thylespora gebildet wird. In manchen Jahren schließt dieses Herbstmaximum ohne ein Biomasse-Minimum an das Sommermaximum an.

Mit zunehmender Abkühlung der obersten Wasserschichten nimmt die Durchmischungstiefe zu, die Aufenthaltswahrscheinlichkeit für die Algen in der durchlichteten Schicht nimmt ab, so daß das Lichtbedürfnis der meisten Arten nicht mehr erfüllt wird. Die Nährstoffversorgung wird besser, da wieder mehr Phosphor aus der Tiefe ins Epilimnion gelangt. Dies zeigt sich daran, daß im Dezember in den meisten Jahren eine kleine Population von Stephanodiscus astraea erscheint. Offenbar kann diese Alge auch noch bei sehr geringen Beleuchtungsstärken wachsen, wenn die Nährstoffkonzentration genügend hoch ist. Das winterliche Minimum wird fast ausschließlich von den Rhodomonas- und Cryptomonas-Arten dominiert, wobei jedoch nur sehr geringe Biomassen erreicht werden.

Zusammenfassend lassen sich daraus folgende Gesetzmäßigkeiten erkennen: Seit dem Anstieg der Phosphorkonzentration über ca. 60 mg/m³ (während der Vollzirkulation) wird die Jahresdurchschnitts-Biomasse hauptsächlich von der Höhe der Frühjahrsblüte beeinflusst. Wie oben erwähnt, sind deshalb die Schwankungen in den letzten Jahren hauptsächlich auf die witterungsbedingt wechselnde Höhe dieser Frühjahrsblüte zurückzuführen, wobei hier vor allem die **Kieselalgen** betroffen sind.

Untersee

Im **Bodensee-Untersee** stellen sich die Verhältnisse wesentlich verwickelter dar. Auf Grund der Topographie sind hier drei deutlich voneinander verschiedene Seeteile vorhanden:

1. Der rein dimiktische **Gnadensee**, der fast jedes Jahr zufriert, hat eine maximale Tiefe von 22 m und eine sehr lange Austauschzeit des Wassers. Der Hauptgrund dafür ist in der Absperrwirkung der Reichenauer Barriere und dem geringen Zufluß zu sehen.
2. Der **Zellersee** hat eine maximale Tiefe von 26 m und ist damit kaum tiefer als der **Gnadensee**, jedoch wesentlich stärker durchströmt. Der Hauptzufluß ist die Radolfzeller Aach.
3. Der **Rheinsee**, der auf Grund des Rheinverlaufs stark vom **Obersee** beeinflusst wird, hat sehr kurze Austauschzeit des Wassers von wenigen Wochen (SCHRÖDER 1987). Während der **Zellersee** in vielen Jahren zufriert, trägt der **Rheinsee** nur in besonders strengen Wintern eine geschlossene Eisdecke. Selbst dann ist meistens der Verlauf des Rheinstroms an einer nicht zufrierenden Strömungsrinne erkennbar.

Daraus ist ersichtlich, daß der **Gnadensee** schon auf Grund seiner Morphologie ein Eigenleben führt, das einen Vergleich mit anderen Seeteilen sehr erschwert. Das starke Ansteigen der Jahresdurchschnitts-Biomassen Ende der 60er und Anfang der 70er Jahre ist vor allem auf starke Maxima von **Blaualg**en (hauptsächlich Anabaena planctonica und Aphanizomenon flosaquae zurückzuführen, die spätsommerliche Planktonmaxima bilden.

Die Ursache für diese starken Algenentwicklungen waren die hohen Nährstoff-Frachten, die aus dem Einzugsgebiet des **Gnadensees** stammten. Vor der Inbetriebnahme der Seeleitung im Juli 1966, die die geklärten Abwässer der Stadt Radolfzell direkt an die Westseite der Halbinsel Mettnau leitet, gelangte das gesamte Abwasser in den **Gnadensee**. Durch die Absperrwirkung des Reichenauer Dammes und die geringen Zuflüsse aus natürlichen Gewässern ist der Wasseraustausch gering, so daß es zu einer immer stärkeren Nährstoff-Anreicherung in diesem Seeteil kam.

Das weitere Ansteigen der Algen-Durchschnittsbiomassen bis 1971 zeigt auch die lange andauernde Wirkung solcher massiver Nährstoff-Zuflüsse. Erst nach einigen Jahren kann in solchen Fällen mit einem sichtbaren Sanierungserfolg gerechnet werden. Im **Gnadensee** kommt noch hinzu, daß aus dem **Zellersee** oft große Massen an Algen in den **Gnadensee** eingetrieben werden, wo sie dann sedimentieren und zu weiterem Nährstoffeintrag führen

Rheinsee und **Zellersee** zeigen prinzipiell ähnliche Verläufe der Jahresdurchschnitts-Biomasse, was durch die Wechselwirkung zwischen den Seeteilen mit starkem Wasseraustausch verständlich wird. In den Jahren 1961 und 1962 war auch die Eutrophierung des gesamten Bodensees durch Eintrag von Phosphor aus den Zuflüssen noch nicht weit fortgeschritten. Unterschiede in der Biomasse zwischen den einzelnen Seeteilen sind deshalb in diesen Jahren vor allem auf die unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen zurückzuführen.

Nach einem stetigen Anstieg der Durchschnitts-Biomassen war 1976 ein Maximum erreicht, danach sank die Jahresdurchschnitts-Biomasse wieder stark ab. Es ist anzunehmen, daß sich hier eine Entlastung durch den Bau der Kläranlage Ramsen zeigt, die ab Jahresmitte 1976 die Abwässer des Großraums Singen am **Zellersee** und **Rheinsee** vorbei über Schweizer Gebiet direkt in den Hochrhein ableitet, was eine starke Verringerung der Nährstoff-Fracht bedeutet.

Im Extremjahr 1981 wurden im **Rheinsee** mehr als die doppelte und im **Zellersee** ca. die dreifache Biomasse gegenüber dem **Bodensee-Obersee** gemessen. Danach nahm, ähnlich wie im **Obersee**, die Jahresdurchschnitts-Biomasse im **Rheinsee**, **Zellersee** und **Gnadensee** wieder ab. Seit diesem Extremjahr 1981 zeigen sich

auch deutlich die Unterschiede zwischen **Zellersee** und **Rheinsee**: Die Jahresdurchschnitts-Biomassen im **Zellersee** liegen generell etwas höher als im **Rheinsee**, wobei hier sowohl die andere Becken-Morphologie als auch die zusätzliche Eutrophierung durch die Radolfzeller Aach eine Rolle spielen dürfte. Durch die Donau-Vesickerung bei Immendingen und bei Möhringen gelangt bis jetzt Wasser aus dem Einzugsgebiet der Oberen Donau über die Aachquelle in den **Bodensee**. In diesem Einzugsgebiet sind bis jetzt keine Kläranlagen vorhanden, die mit einer Phosphor-Eliminierungsstufe ausgerüstet sind.

Die höheren Jahresdurchschnitts-Biomassen an den Stationen **Zellersee** und **Gnadensee** werden dadurch verursacht, daß die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons hier ca. 4 Wochen früher einsetzt, als im **Bodensee-Obersee** und länger dauert. Auch das Klarwasserstadium fällt nicht so ausgeprägt aus wie im **Obersee**; die Sommermaxima sind von längerer Dauer und reichen vor allem länger in den Herbst hinein. In den meisten Jahren entstehen auch im Winter relativ hohe Biomassen, da durch die Vollzirkulation im Spätherbst bereits wieder Nährstoffe aus der Tiefe ins Epilimnion verfrachtet werden und im Winter eine Schichtung des Wassers eintreten kann. Ein Winterminimum des Phytoplanktons in den Seeteilen **Zellersee** und **Rheinsee** tritt auch deshalb nicht ein, weil trotz Vollzirkulation die Aufenthaltswahrscheinlichkeit für die Phytoplankter in der euphotischen Zone noch genügend hoch bleibt und außerdem bald wieder eine thermische Schichtung eintritt. Die absoluten Biomassenspitzen im **Bodensee-Untersee** (**Zellersee** und **Rheinsee**) liegen grundsätzlich nicht höher als im **Obersee**, so daß sich die höheren Jahresdurchschnitts-Biomassen allein aus der längeren Ausdehnung der Maxima erklären. Es kann zu einer inversen Schichtung kommen, die ein Phytoplanktonwachstum begünstigt.

Das frühere Einsetzen der Frühjahrsblüte in **Rheinsee** und **Zellersee** beruht sowohl auf einer höheren Ausgangspopulation des Phytoplanktons als auch einem schnelleren Aufbau der thermischen Schichtung im Frühjahr.

Wie aus den Abbildungen auf Seite 88-104 zu erkennen ist, ist bei der Betrachtung der Gesamtbiomasse kein deutliches Absinken zu beobachten, das sich über einen Zeitraum von mehreren Jahren erstreckt, obwohl die Phosphorkonzentration seit den Höchstwerten im Jahr 1979 (**Obersee**) bzw. 1977 (**Gnadensee**)

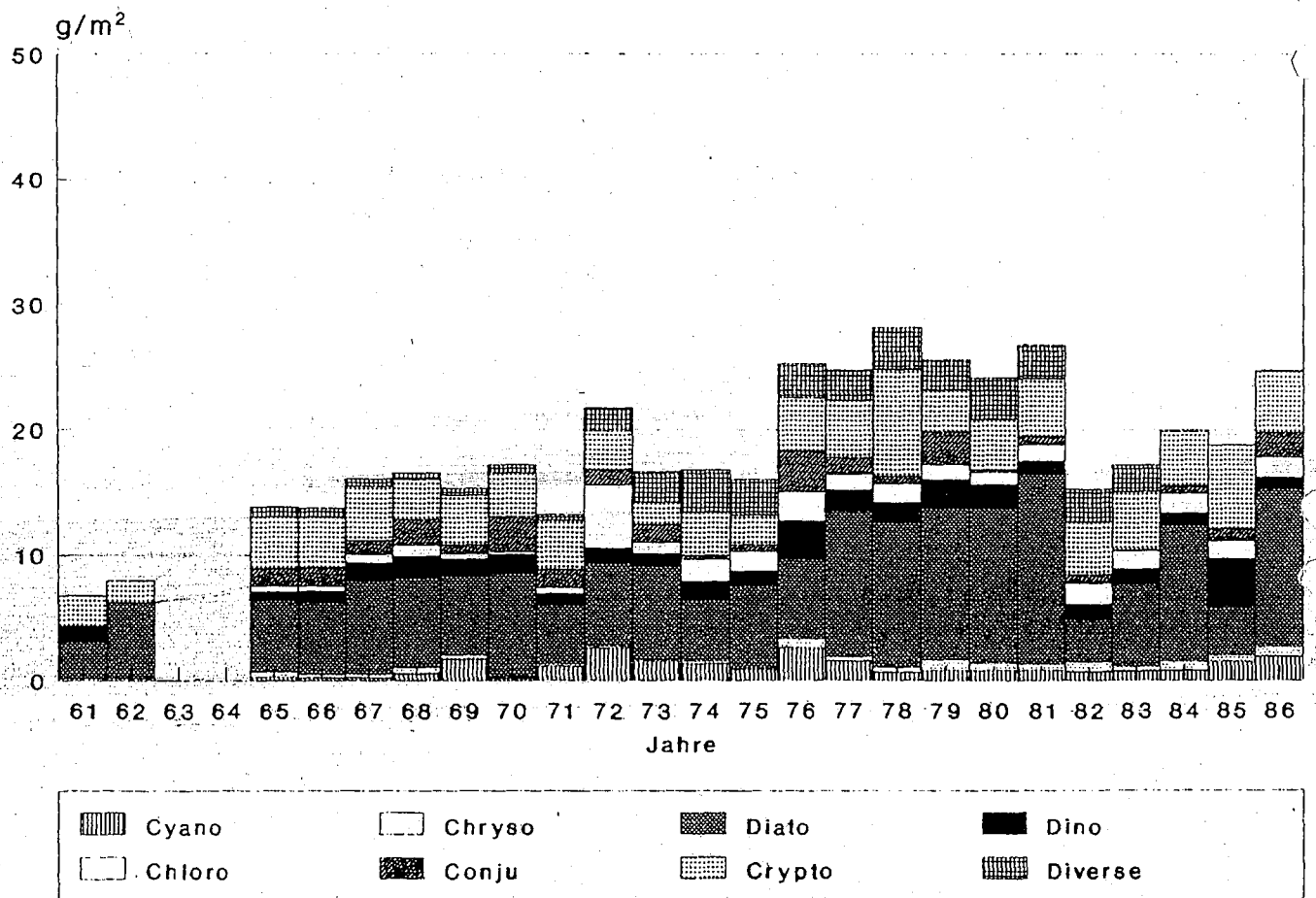
kontinuierlich zurückgehen. An der Station **Fischbach** wurde 1986 eine Durchschnittsbiomasse von ca. 25 g/m^2 erreicht. Im **Bodensee-Untersee** schwankt die Jahresdurchschnitts-Biomasse nach dem Extremjahr 1981 an der Station **Rheinsee** seit 1982 um ca. 28 g/m^2 , an der Station **Zellersee** um 35 g/m^2 und an der Station **Gnadensee** um ca. 38 g/m^2 . Wie bereits oben erwähnt, sind diese Werte jedoch in einem mehrjährigen Zusammenhang zu sehen, der sehr stark von Umwelteinflüssen, und zwar hauptsächlich von witterungsbedingten Gegebenheiten abhängt.

Zusammenfassend kann folgendes ausgesagt werden:

1. Die Entwicklung der Algenbiomasse ist vor allem von der Verfügbarkeit von Nährstoffen abhängig, jedoch spielen klimatische Einflüsse eine große Rolle.
2. Je höher das gegebene Nährstoffpotential, umso bedeutender wird die Rolle zusätzlicher abiotischer (z.B. Witterung) und biotischer (z.B. Grazing) Faktoren.
3. Die Jahresdurchschnitts-Biomasse wird stark von der Höhe des Frühjahrsmaximums beeinflusst. Dessen Entwicklung ist besonders von der Witterung abhängig. Die Schwankungen des Frühjahrsmaximums werden umso größer, je höher die Konzentration des hauptsächlich limitierenden Faktors steigt.
4. Bei abnehmendem Nährstoffpotential ist die Entwicklung der Algenbiomasse nicht einfach eine Umkehrung der Situation bei steigender Nährstoffkonzentration. Die Entwicklung verläuft in solch einem Fall anders.
5. Phosphor ist der hauptbegrenzende Nährstoff, Stickstoff ist bis auf wenige Ausnahmen im **Gnadensee** (SCHMITZ 1978, 1979) offensichtlich nicht wachstumslimitierend.
6. Die **Diatomeen** werden im Sommer regelmäßig durch Silikat limitiert.

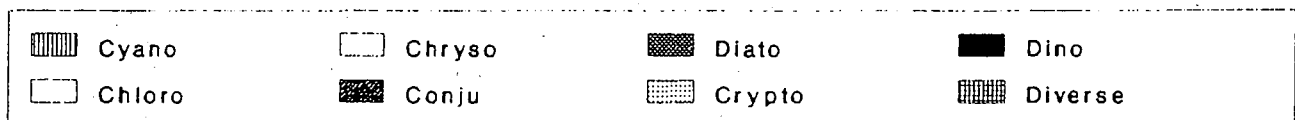
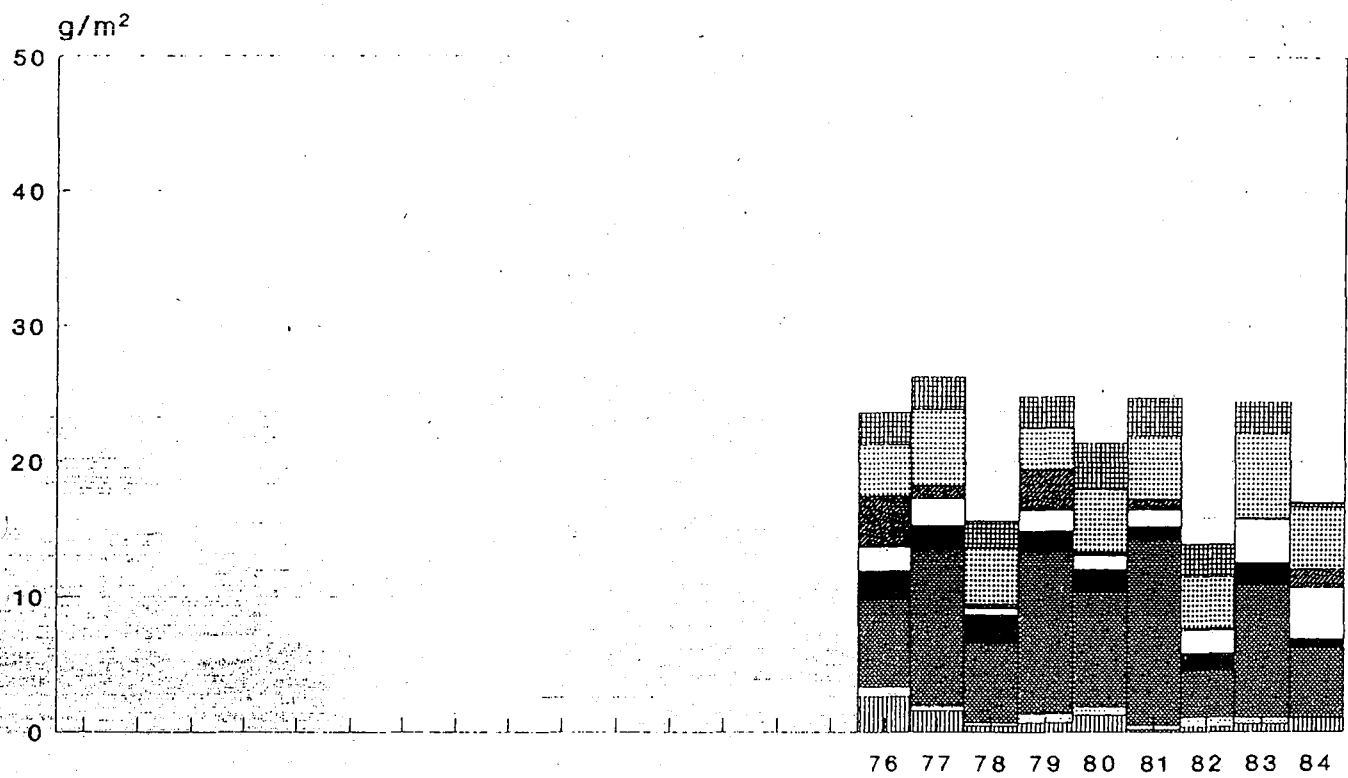
Phytoplankton Bodensee

Jahresmittelwerte Fischbach



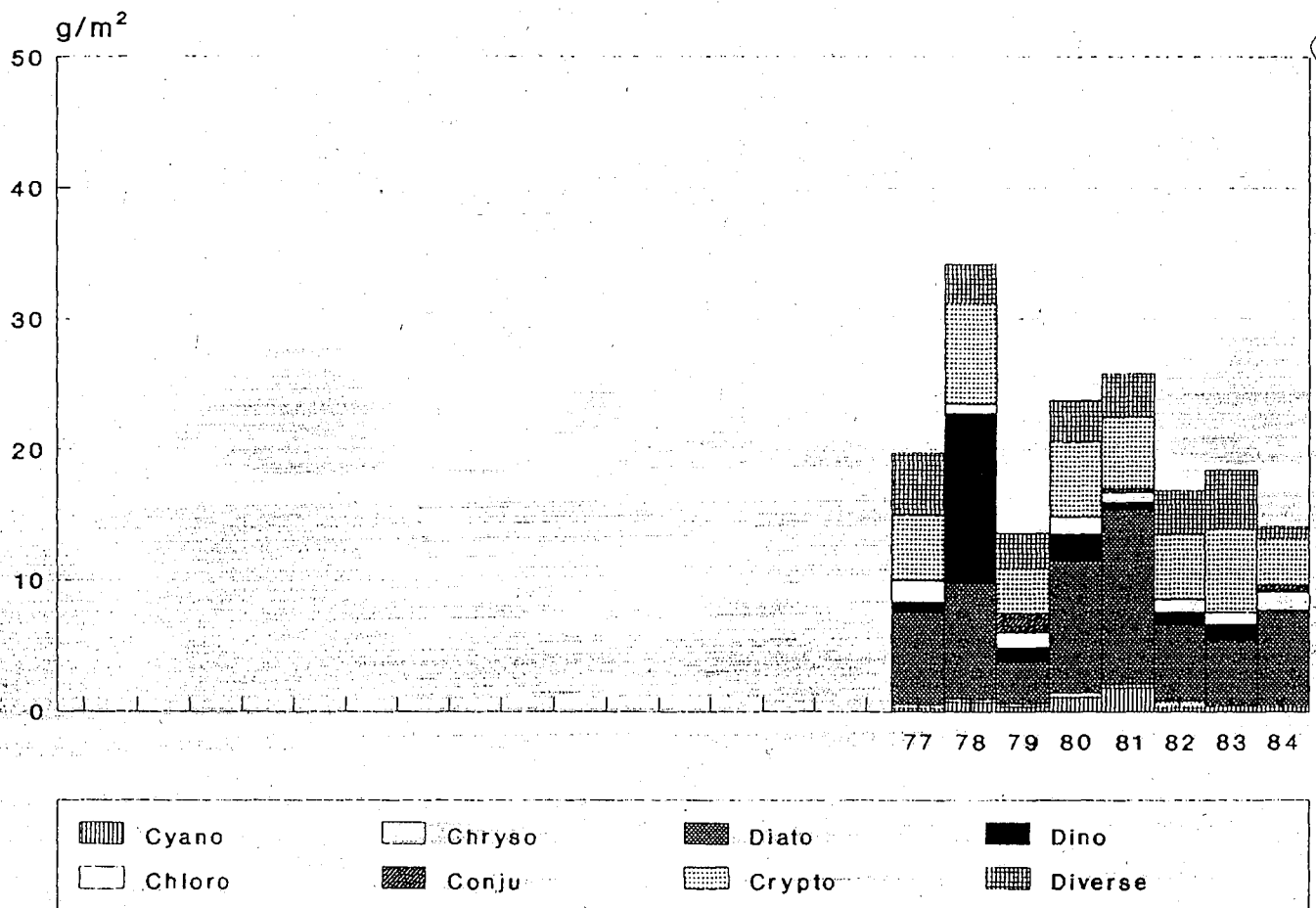
Phytoplankton Bodensee

Jahresmittelwerte Langenargen



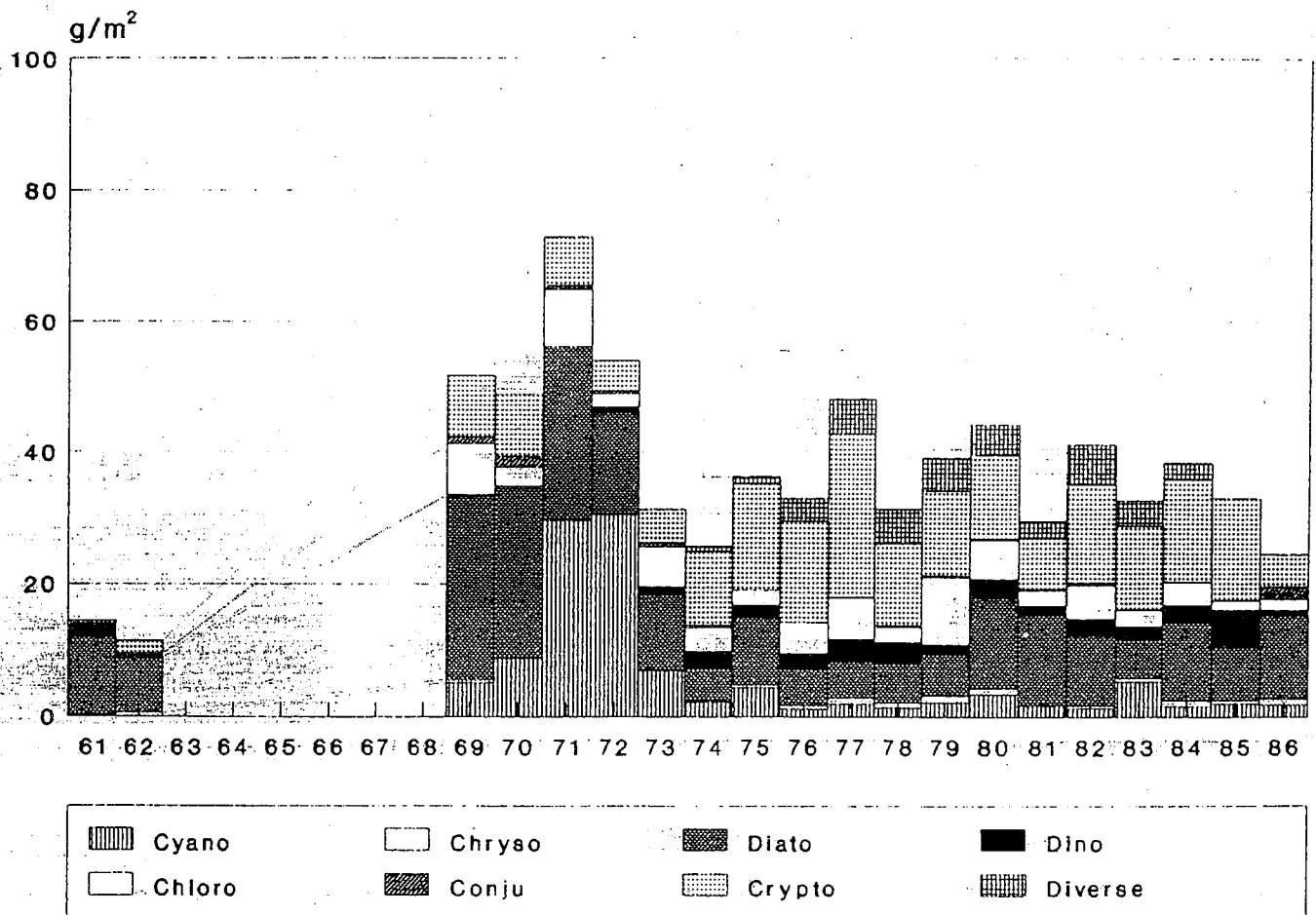
Phytoplankton Bodensee

Jahresmittelwerte Bregenz



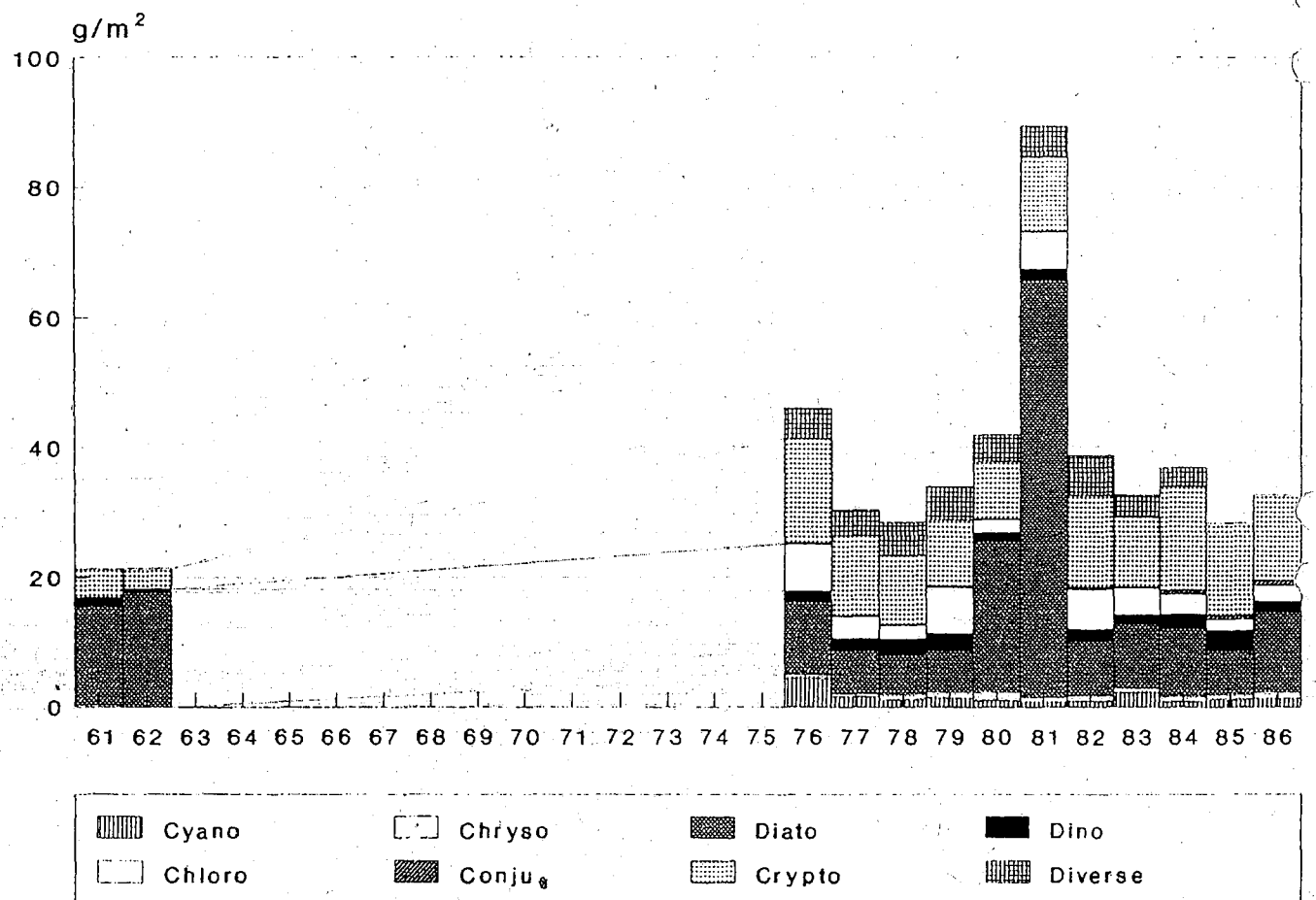
Phytoplankton Bodensee

Jahresmittelwerte Gnadensee



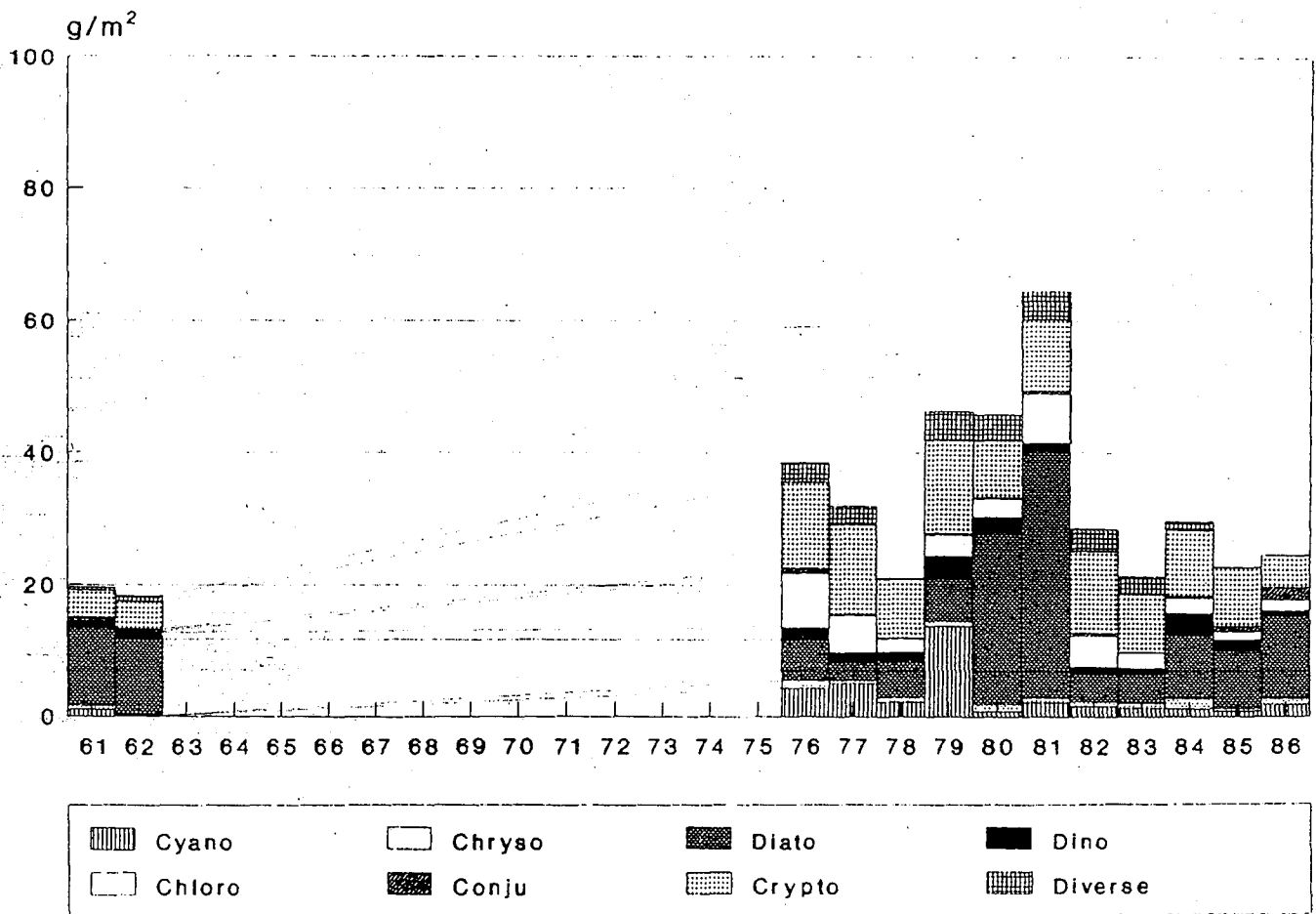
Phytoplankton Bodensee

Jahresmittelwerte Zellersee



Phytoplankton Bodensee

Jahresmittelwerte Rheinsee



Erläuterung der Abbildungen auf Seite 95-104:

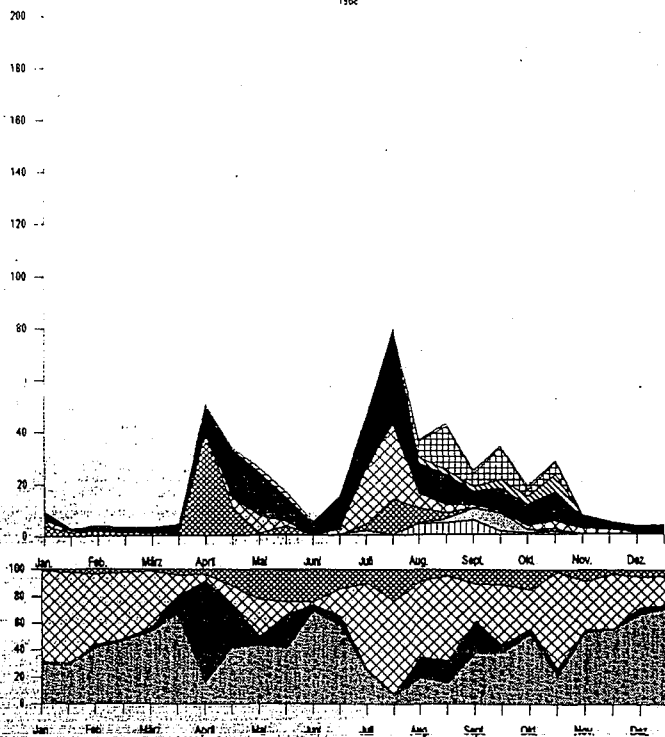
Es sind jeweils die einzelnen Jahresentwicklungen dargestellt, wobei der obere Teil der Abbildung der Biomassenentwicklung in g/m^2 Frischgewicht zeigt. Die Skalierung der Ordinate im oberen Teil jeder Abbildung entspricht " g/m^2 Frischgewicht". Die Rasterung hat folgende Bedeutung:

	Cyano	Cyano:	Cyanophyceae
	Chryso	Chryso:	Chrysophyceae
	Diat	Diat:	Diatomeen
	Dino	Dino:	Dinophyceen
	Chloro	Chloro:	Chlorophyceen
	Conju	Conju:	Conjugatophyceen
	Crypto	Crypto:	Cryptophyceen
	Diverse	Diverse:	Sonstige und Unbestimmte

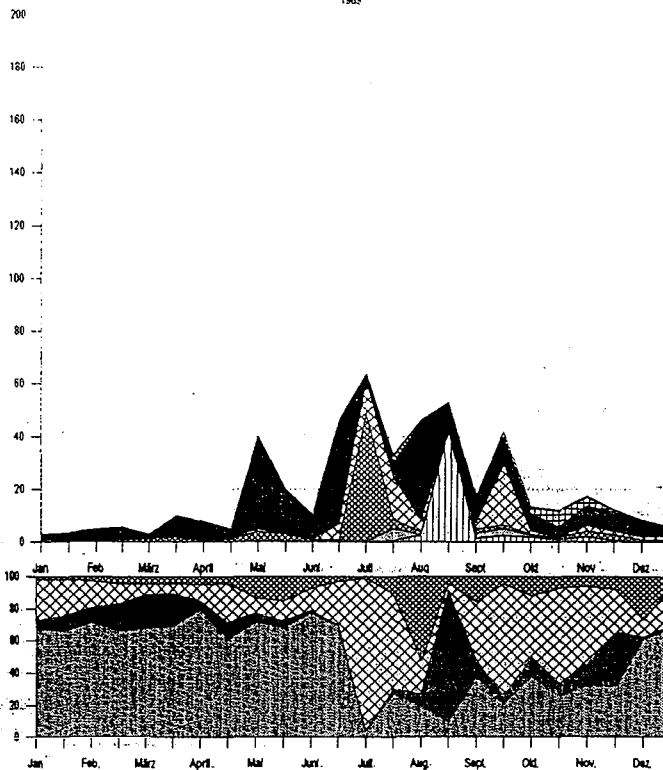
Der Untere Teil jeder Einzelabbildung zeigt den Anteil der funktionellen Gruppen an der Gesamtbiomasse, wobei die Summe dieser funktionellen Gruppen 100 % ergibt. Die Skalierung der Ordinate im unteren Teil der Einzelabbildung entspricht "**% Anteil an der Gesamtbiomasse**". Die Rasterung hat folgende Bedeutung:

	Na be.	Na be.:	Nannoplankton beweglich
	Na un.	Na un.:	Nannoplankton unbeweglich
	Zon.	Zon.:	Zoniert (einschichtend)
	Ne un.	Ne un.:	Netzplankton unbeweglich
	Ne be.	Ne b.:	Netzplankton beweglich

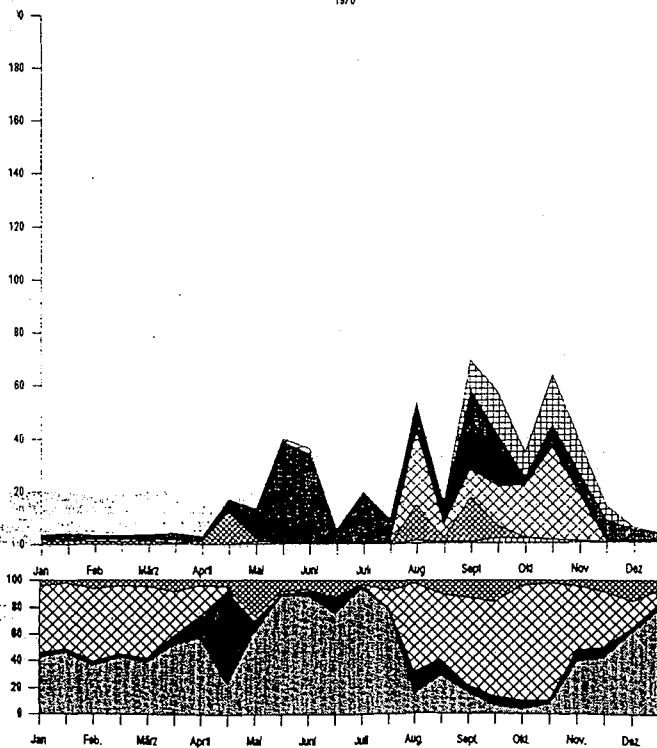
Bodensee - Obersee Steis Fischbach
1962



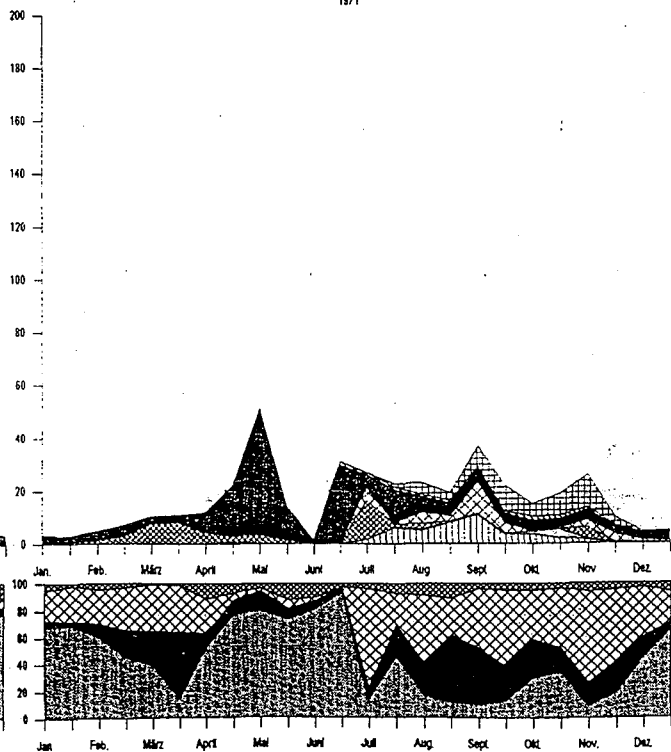
Bodensee - Obersee Steis Fischbach
1965



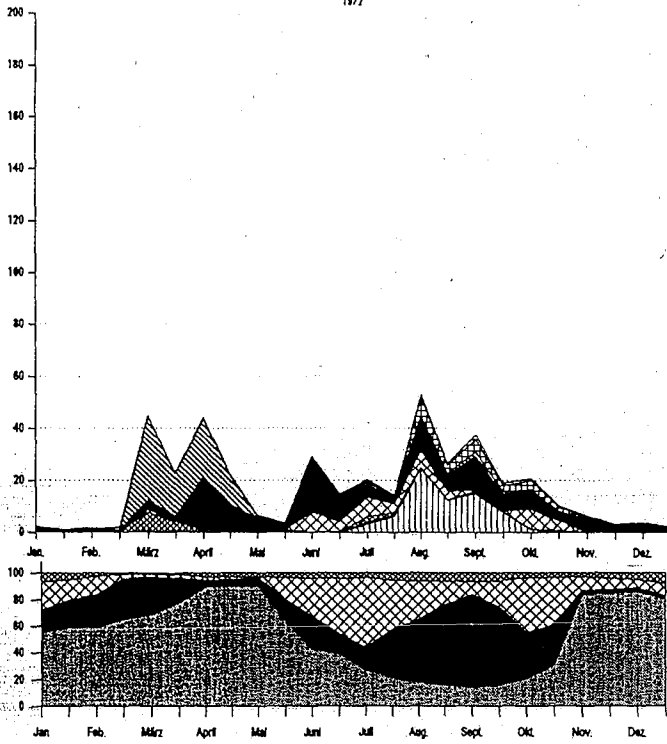
Bodensee - Obersee Steis Fischbach
1970



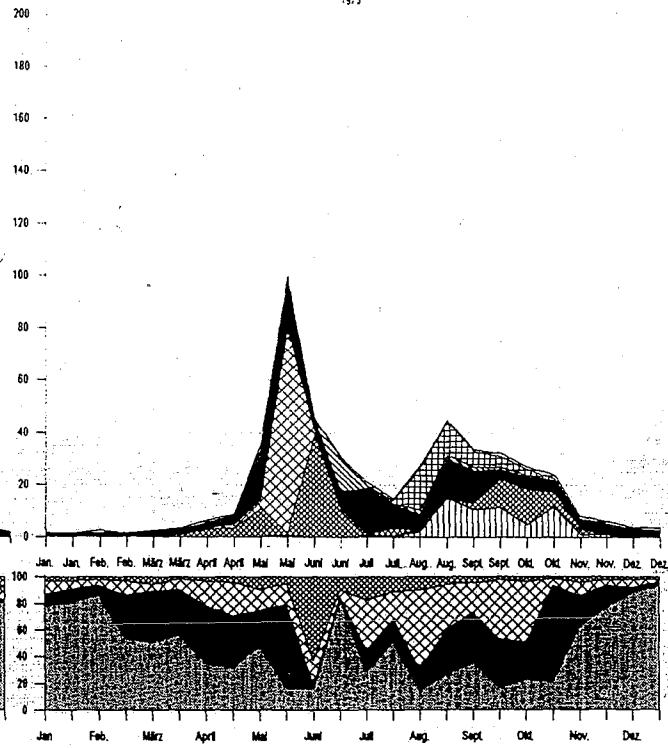
Bodensee - Obersee Steis Fischbach
1971



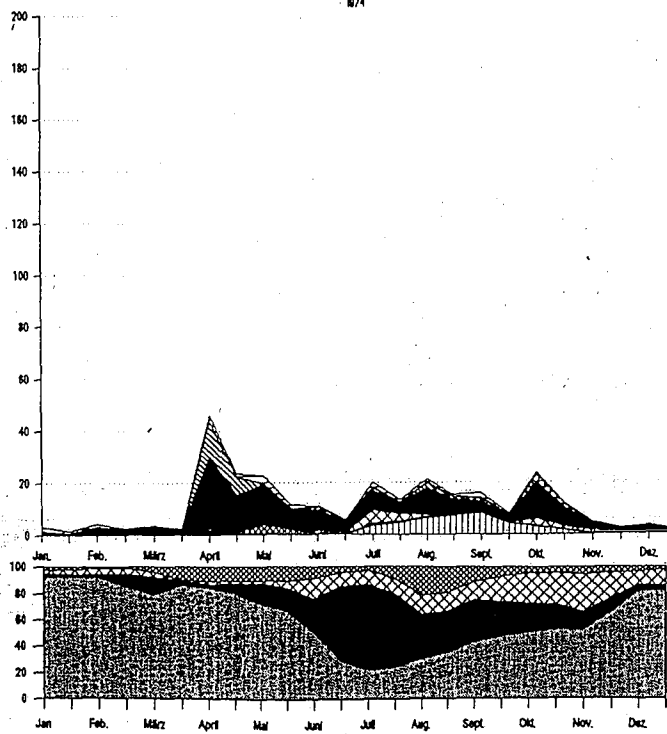
Bodensee - Obersee Staße Fischbach
1977



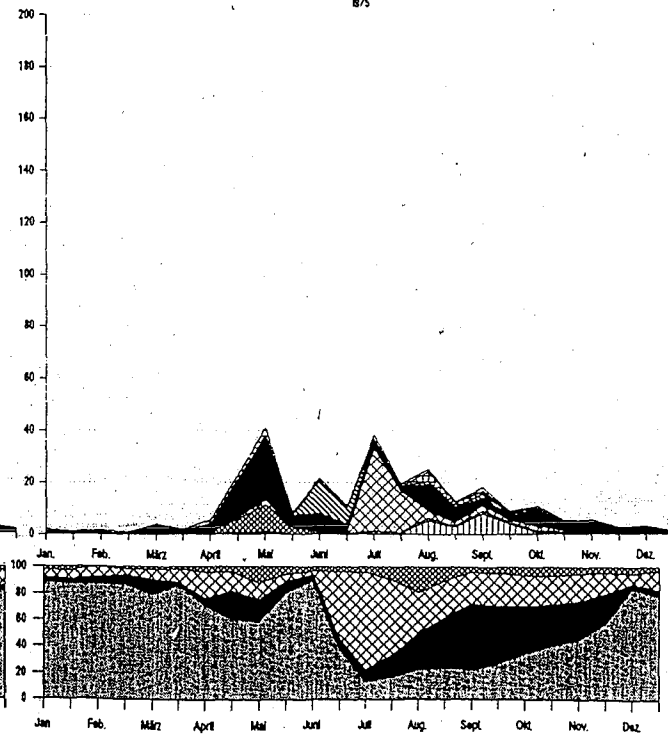
Bodensee - Obersee Staße Fischbach
1973



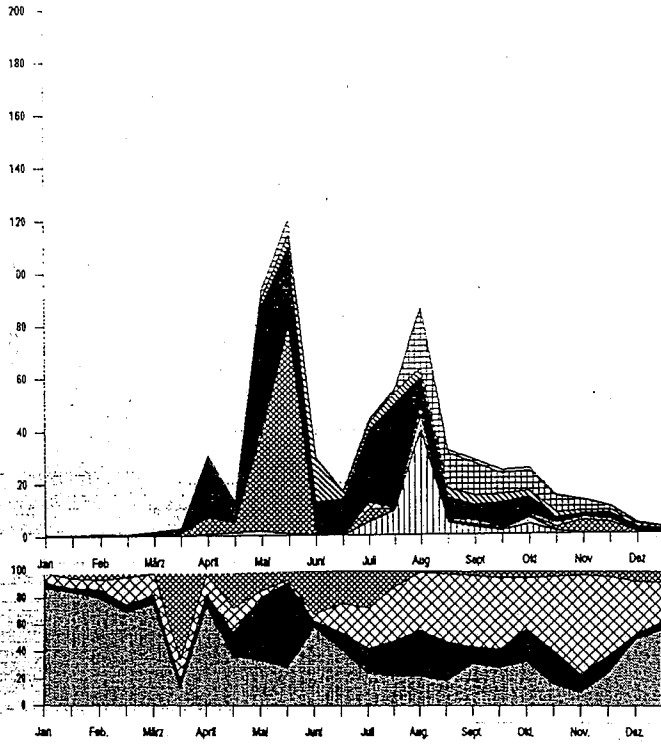
Bodensee - Obersee Staße Fischbach
1974



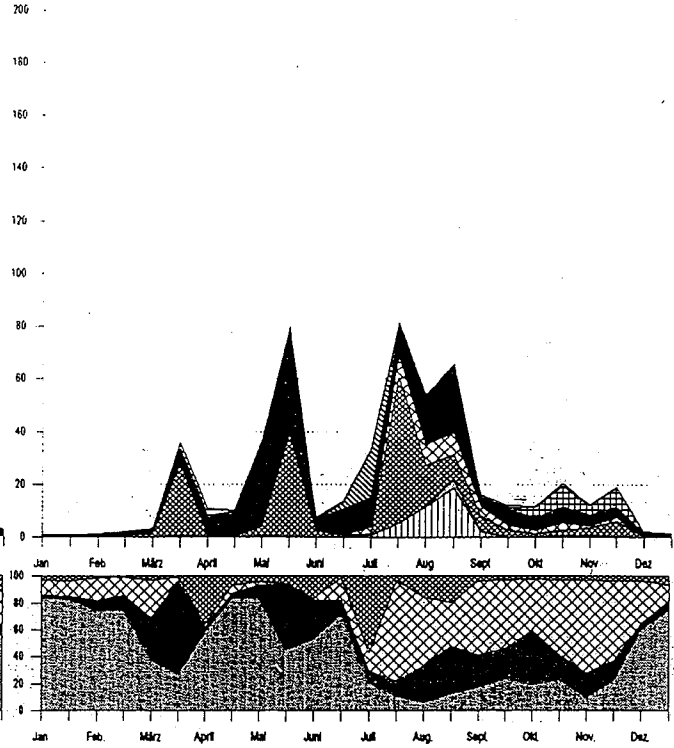
Bodensee - Obersee Staße Fischbach
1975



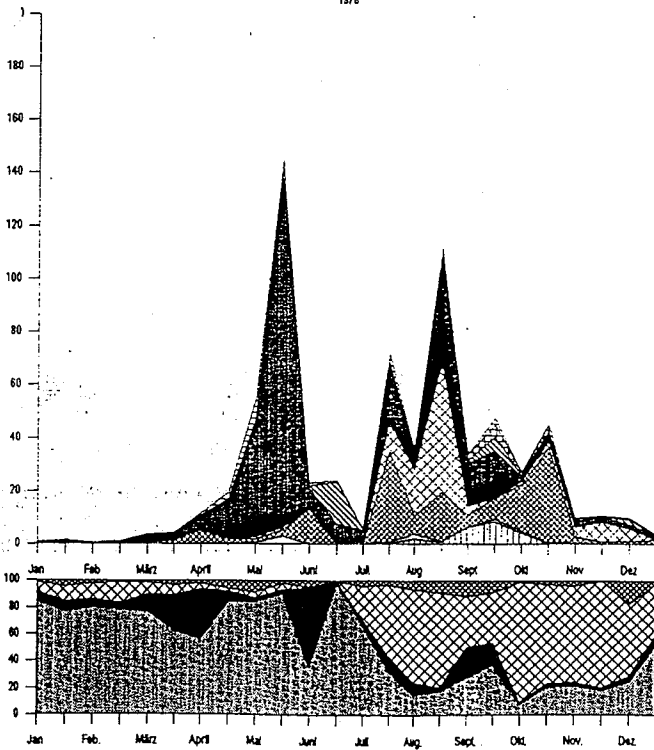
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1976



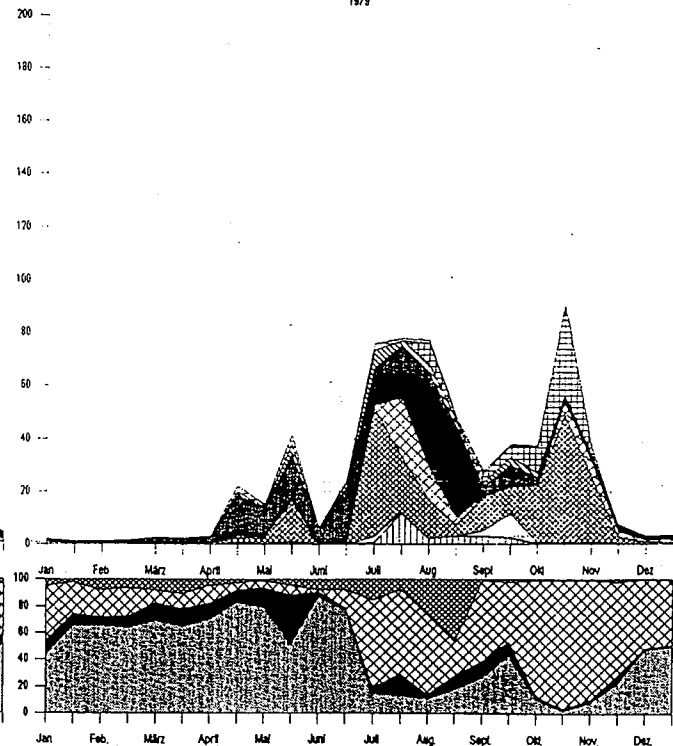
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1977



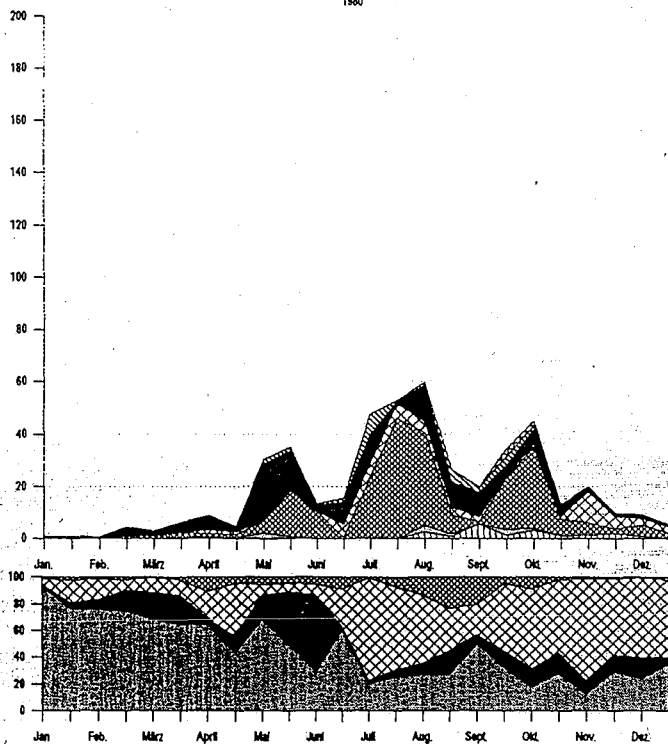
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1978



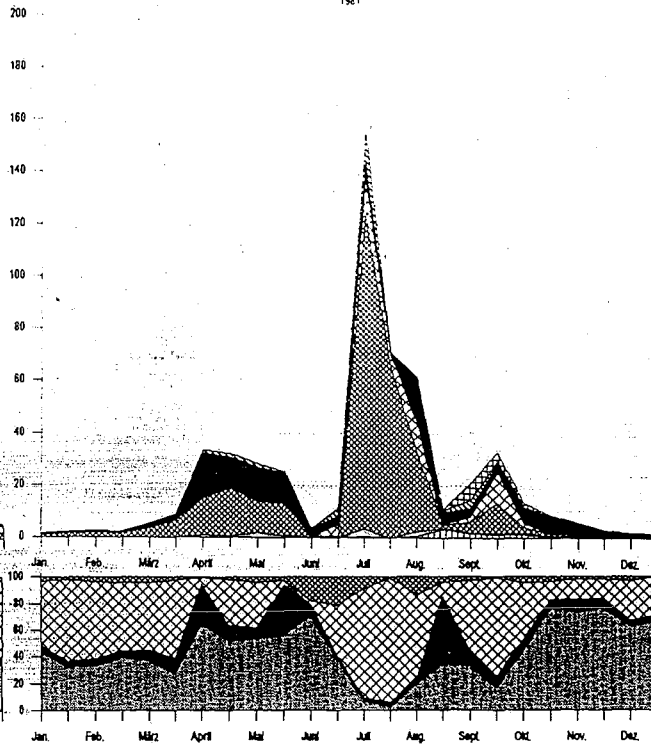
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1979



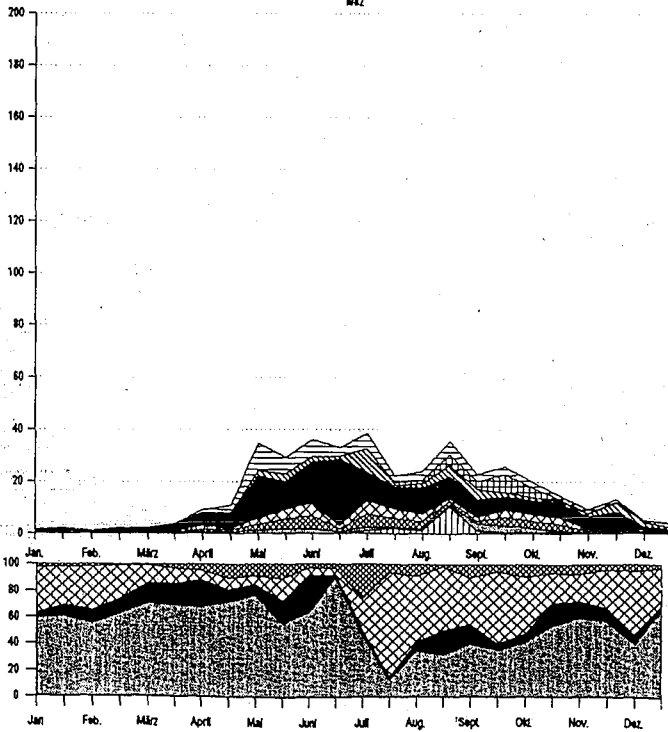
Bodensee - Obersee Steile Rischbach
1980



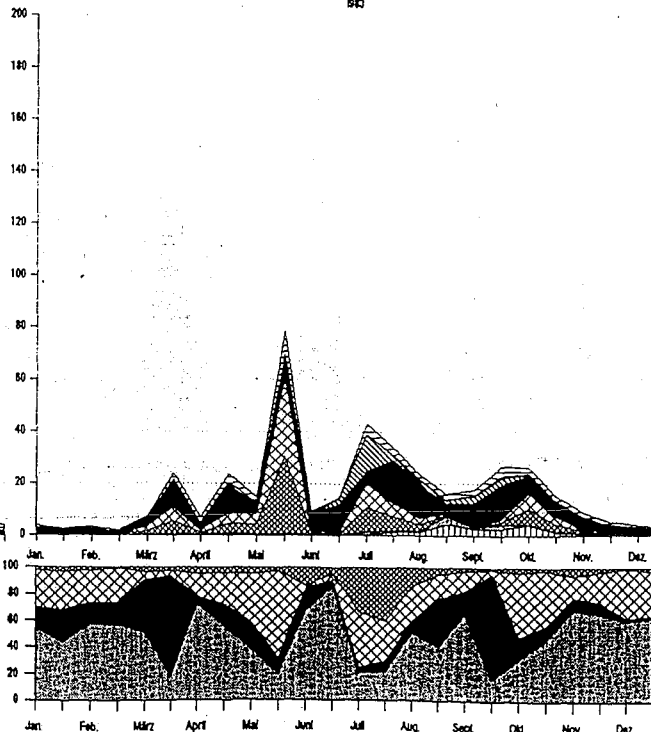
Bodensee - Obersee Steile Rischbach
1981



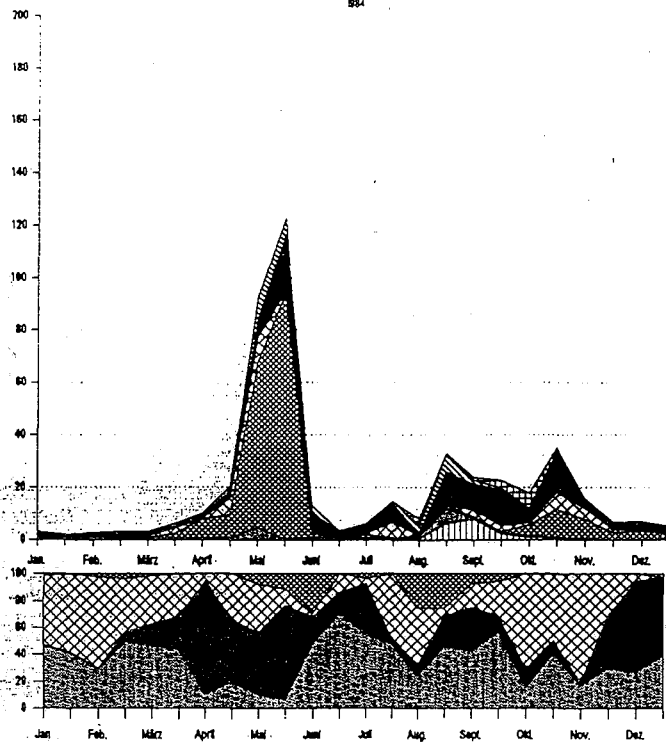
Bodensee - Obersee Steile Rischbach
1982



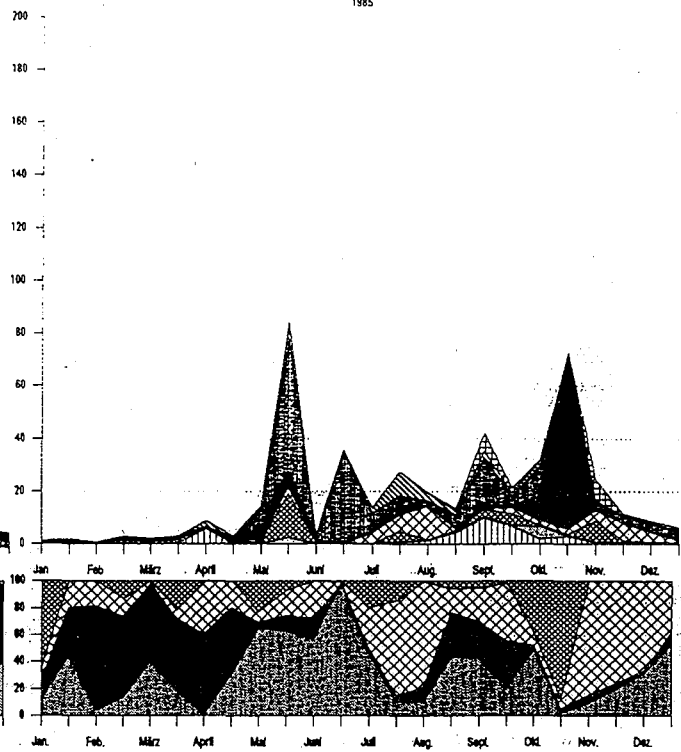
Bodensee - Obersee Steile Rischbach
1983



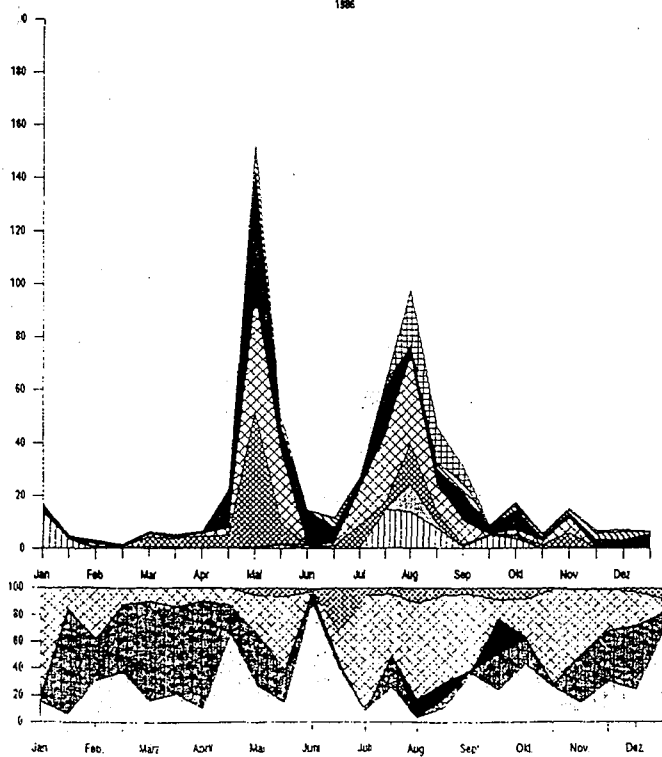
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1984



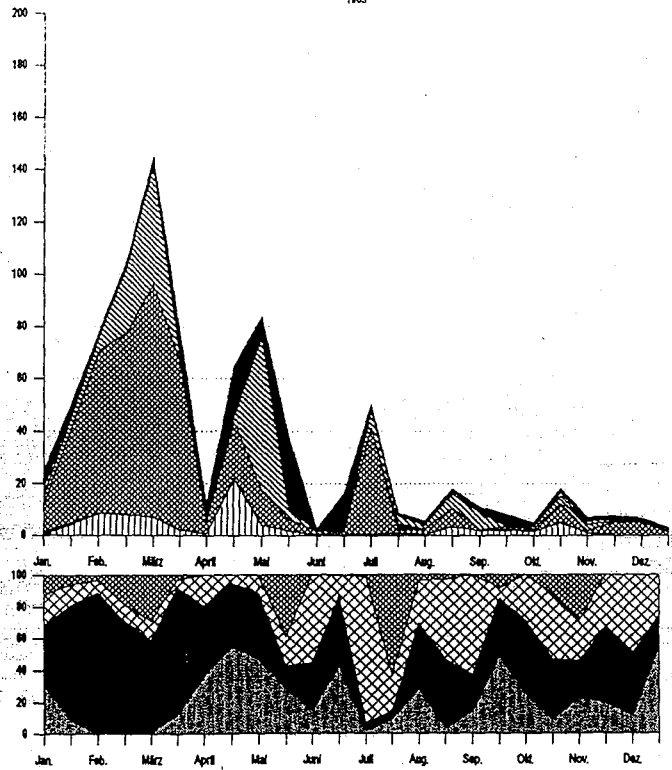
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1985



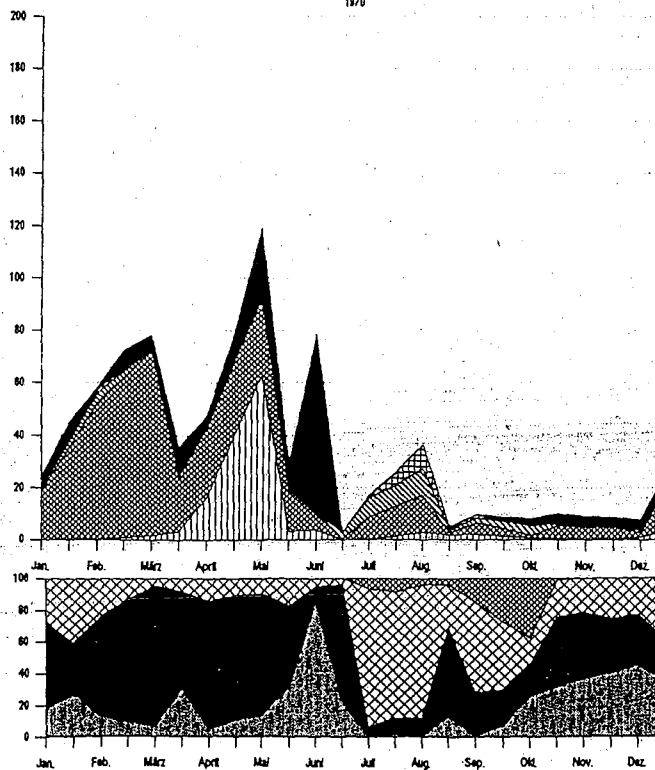
Bodensee - Obersee Stille Fischbach
1986



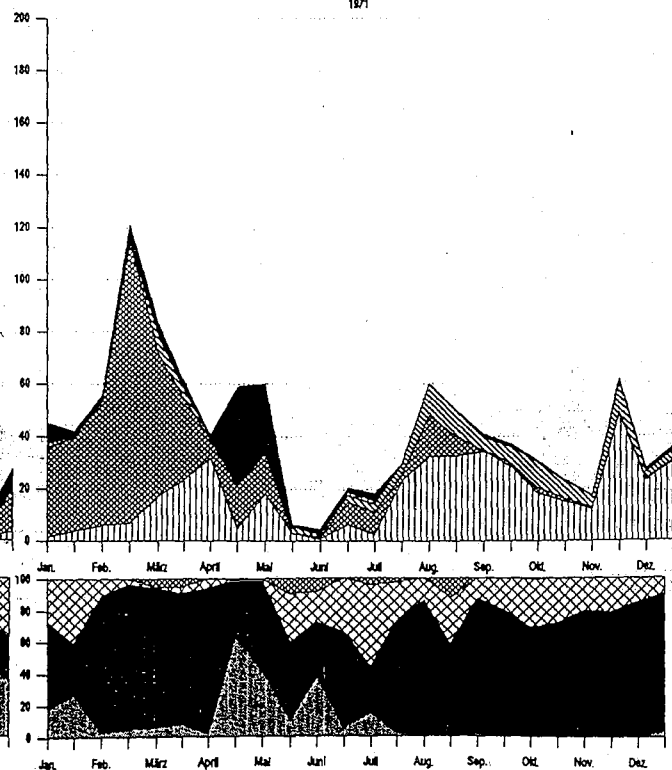
Gradenisse
1969

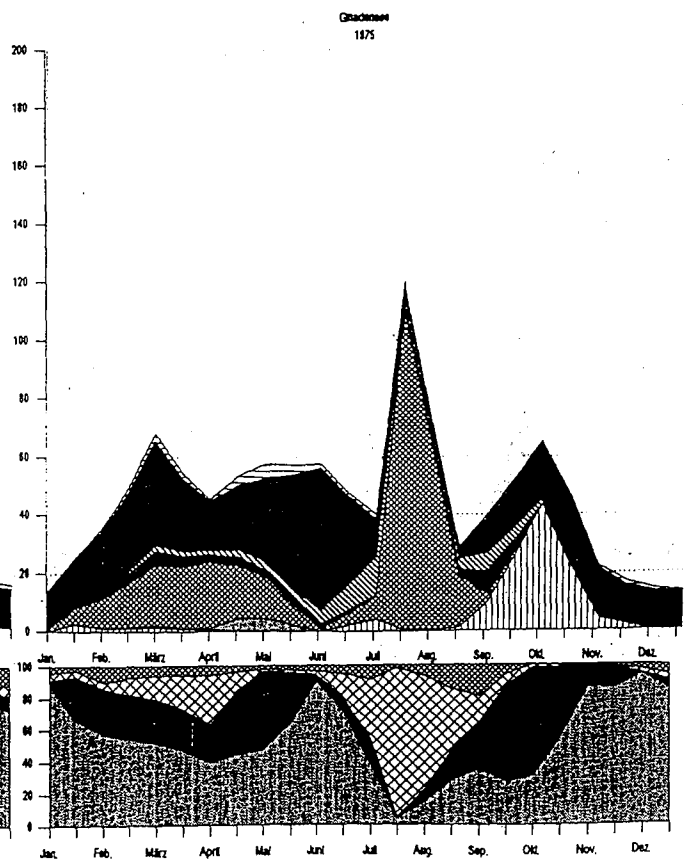
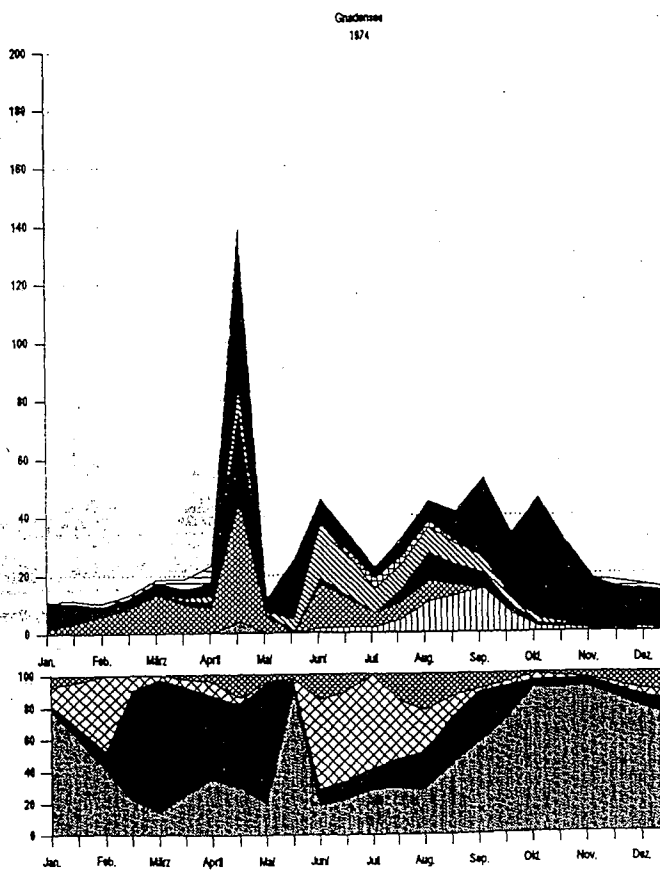
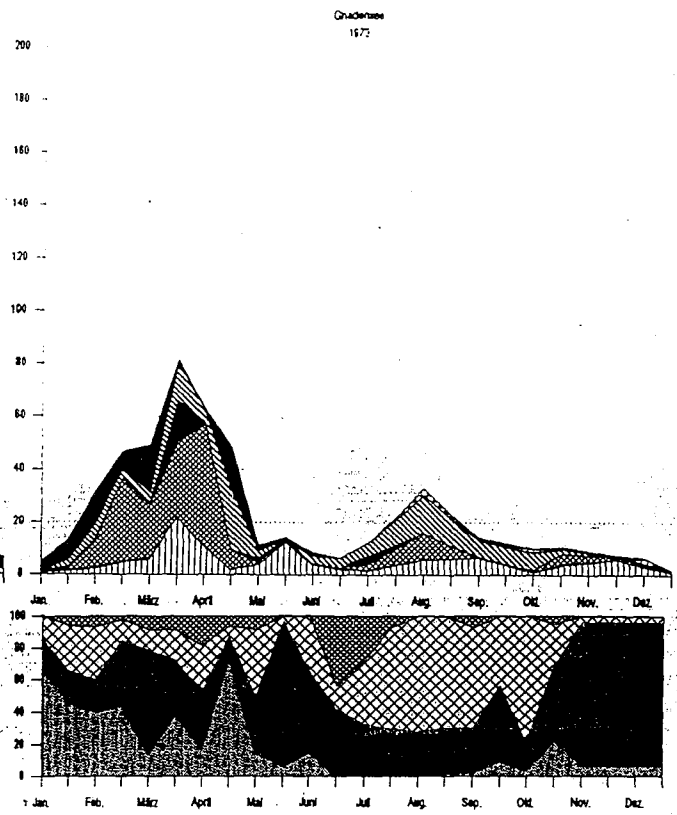
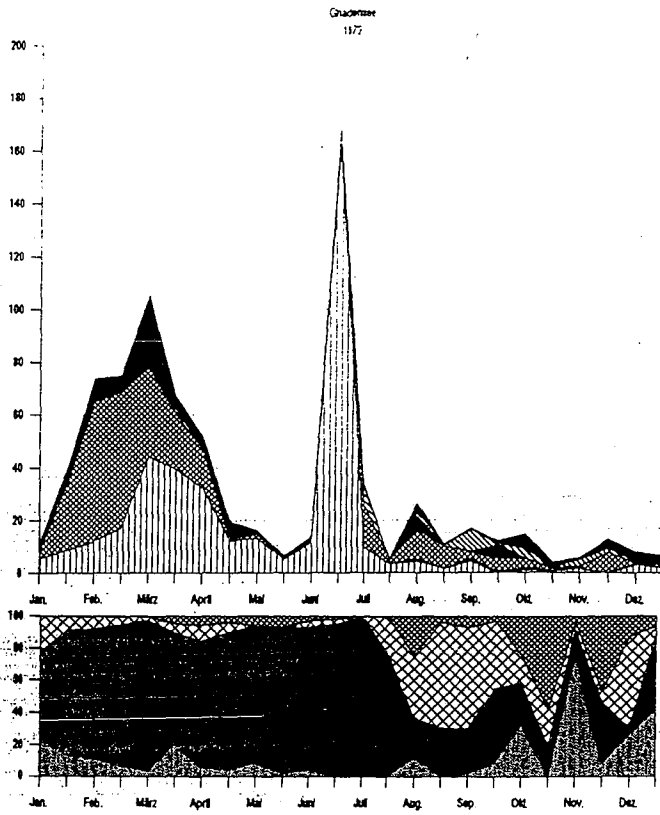


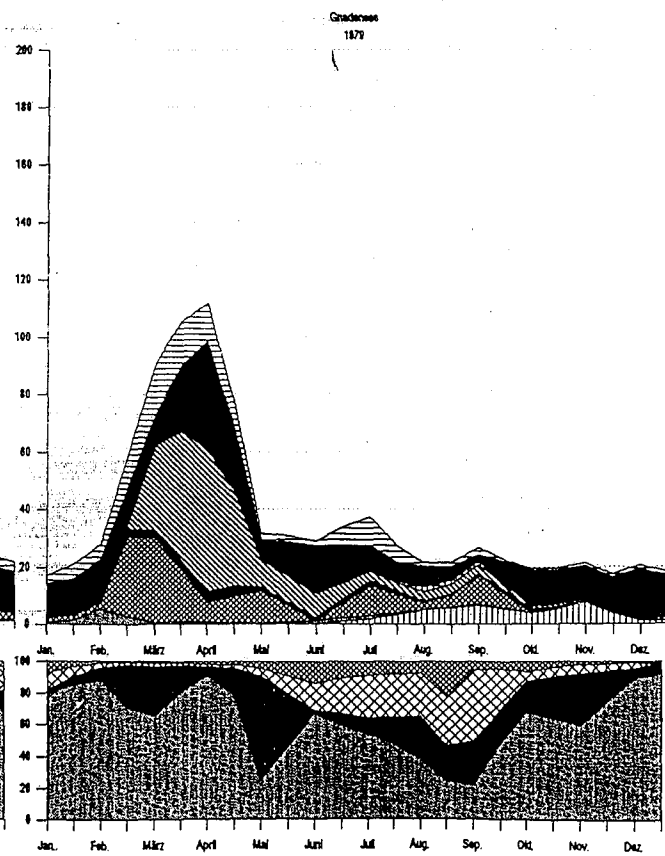
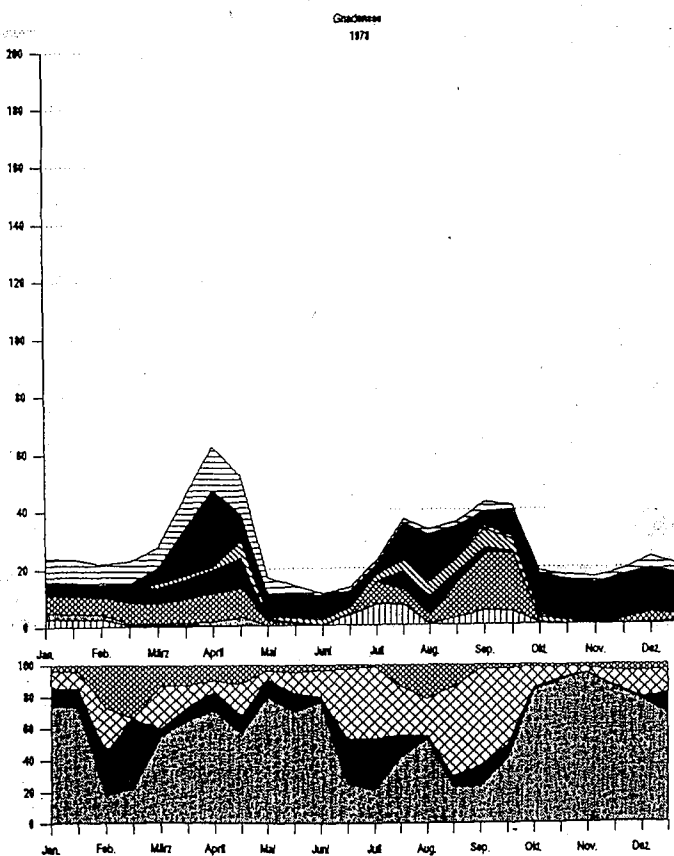
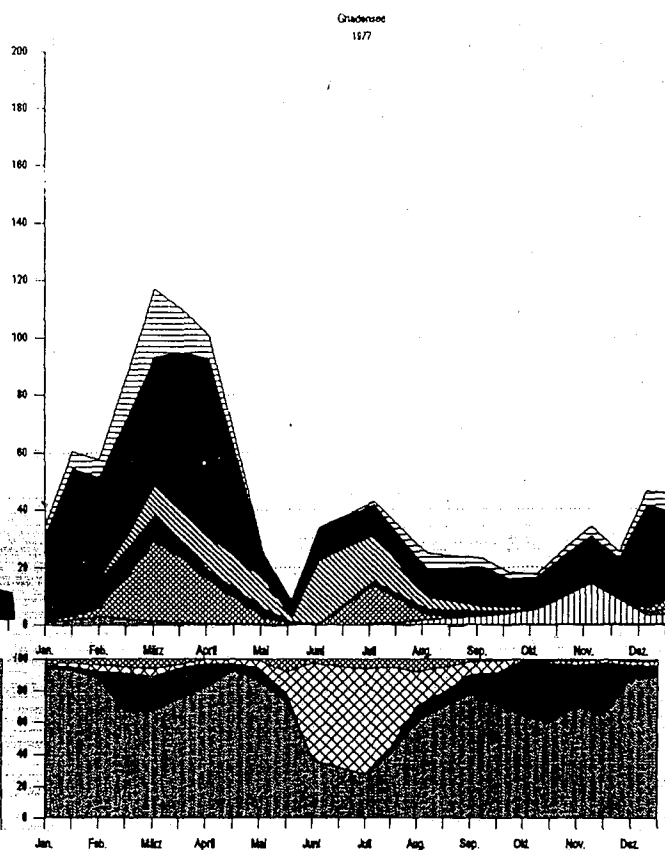
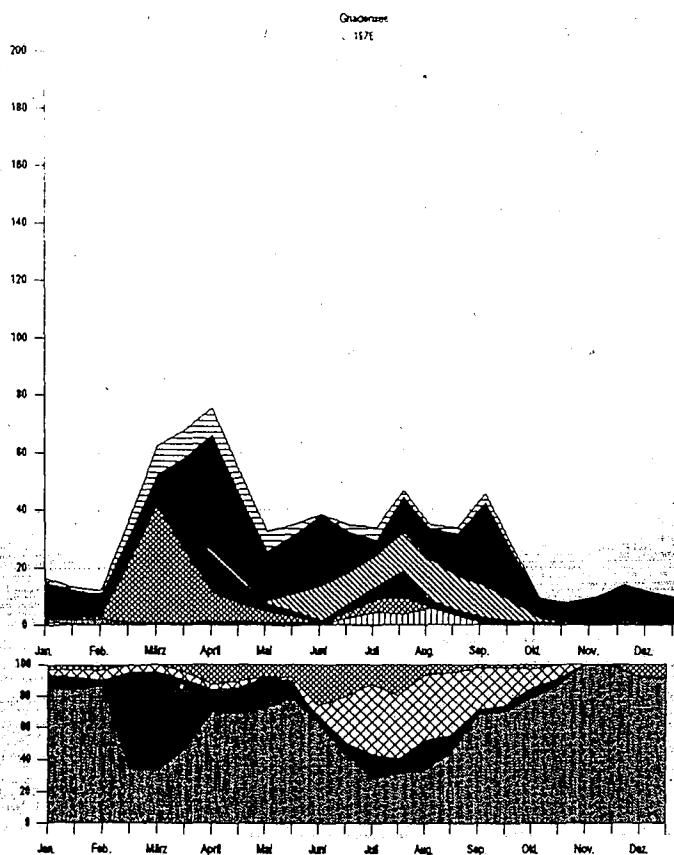
Gradenisse
1970

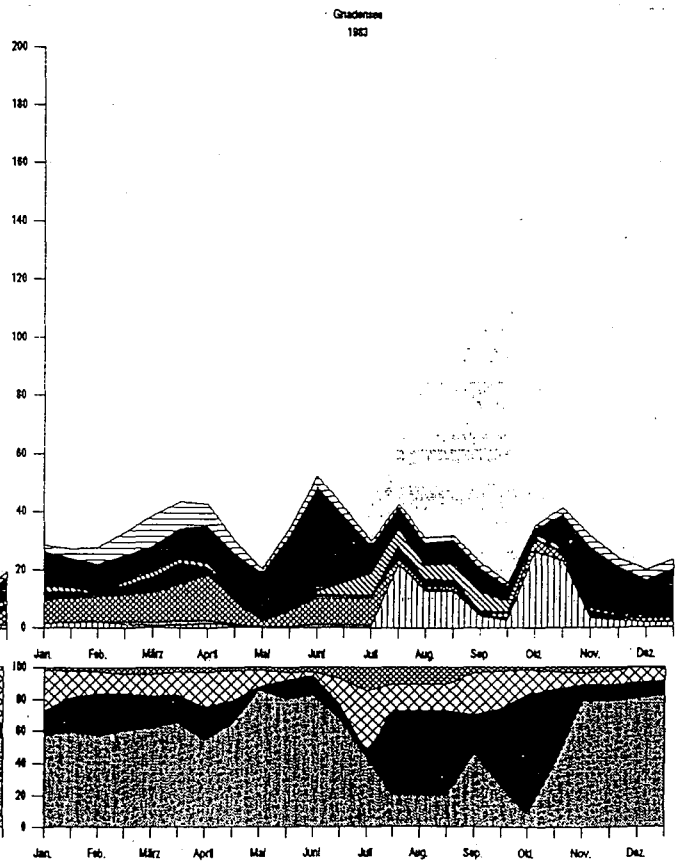
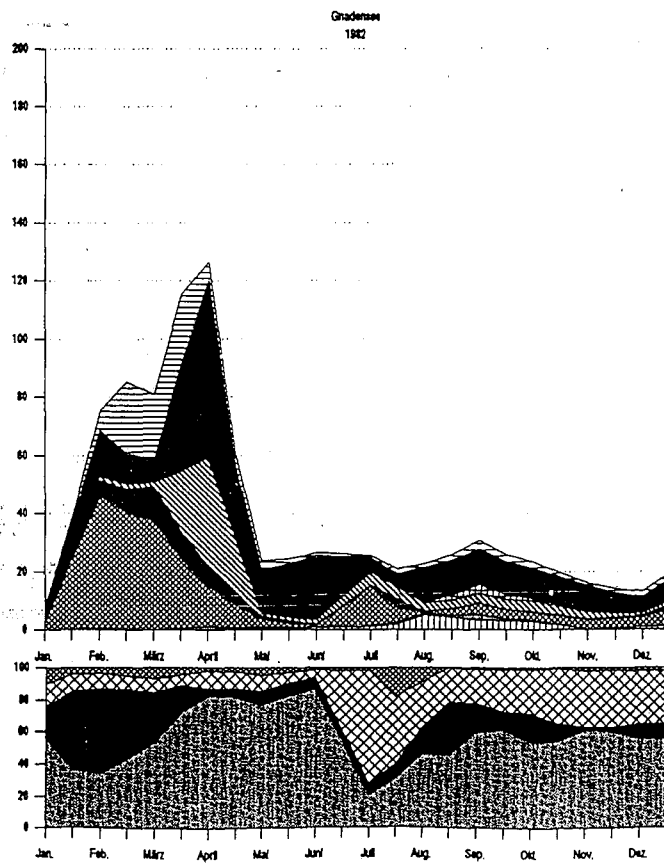
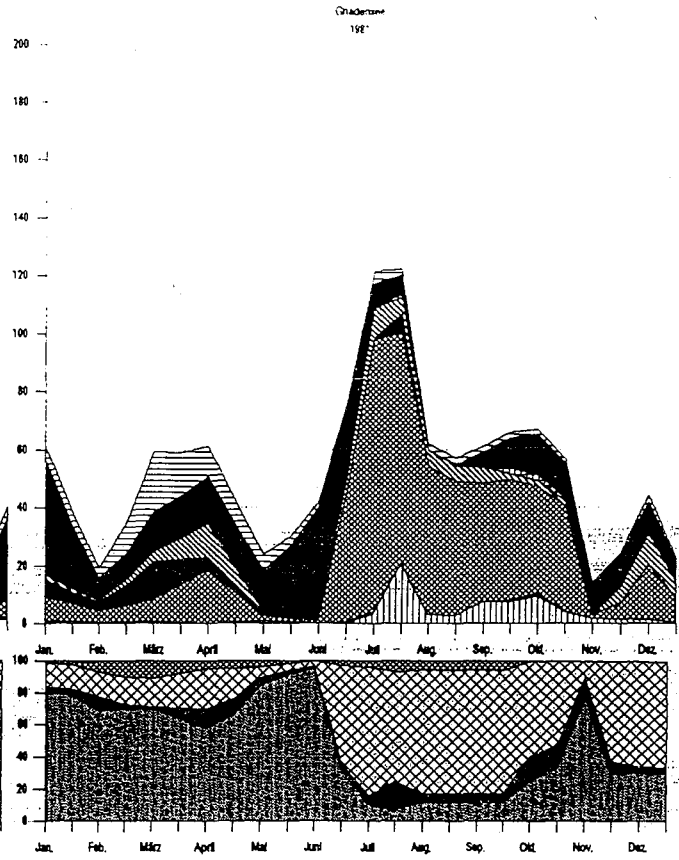
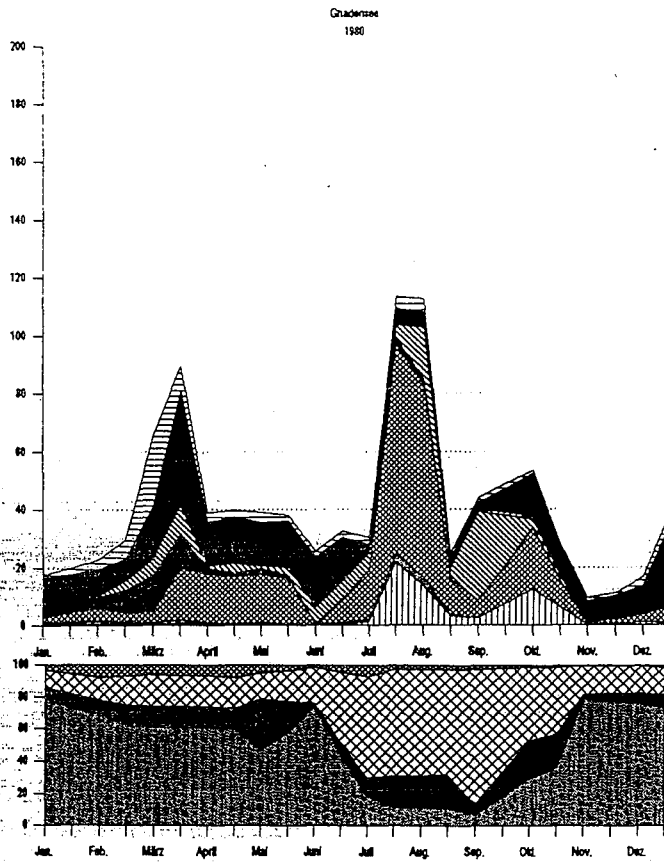


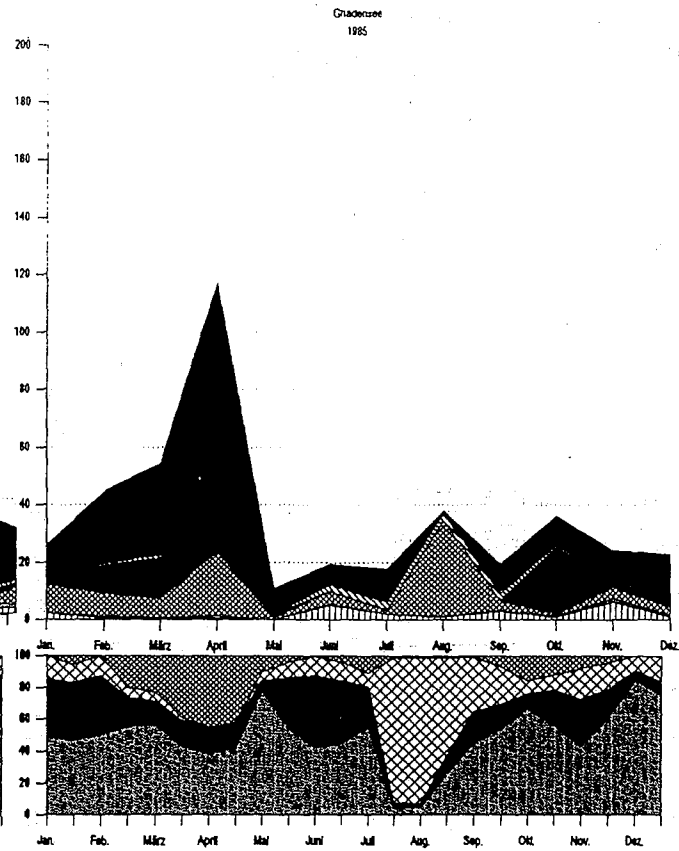
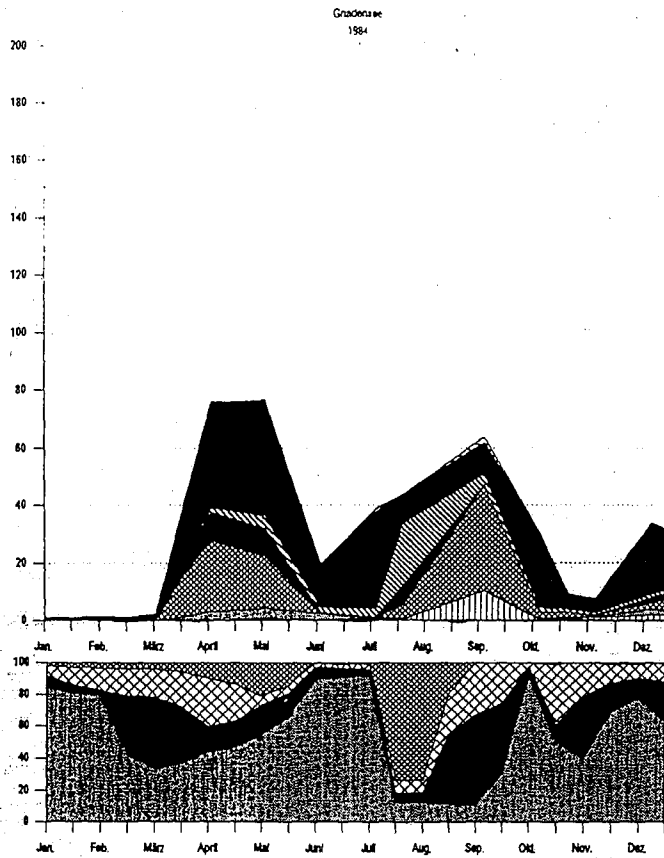
Gradenisse
1971











6. Diskussion

6.1 Die Bedeutung von Langzeituntersuchungsreihen und der Einzelerfassung der Algenarten

Die Bedeutung der Gesamterfassung des Phytoplanktons eines Sees liegt darin, daß durch die Aufgliederung auf einzelne Arten Schlußfolgerungen gezogen werden können, die bei einer summarischen Erfassung, z.B. des Chlorophylls oder des Trockengewichtes, nicht möglich sind. Besonders deutlich wird dies bei Langzeitbeobachtungen, wie sie hier vorliegen.

Bei der Beurteilung der Wichtigkeit einer Art oder einer ganzen systematischen Gruppe für die Analyse des Planktons ist zwischen der Belastungsfunktion und der Indikatorfunktion zu unterscheiden. Viele Arten fallen biomassemäßig nicht ins Gewicht, haben jedoch durch ihre An- oder Abwesenheit einen hervorragenden Zeigerwert für den ökologischen Zustand eines Biotops. Dies ist ein wichtiger Punkt für das Interesse an einer genauen floristischen Durcharbeitung eines Gewässers. Einige Arten verbinden Indikator- und Belastungsfunktion; sie erreichen hohe Biomassen, treten aber nur bei ganz bestimmten Umwelt-Parametern ein. Darauf soll weiter unten eingegangen werden. Einen Belastungsfaktor für ein Gewässer stellen jene Arten dar, die hohe Biomassen aufbauen können. Hauptsächlich beim Abbau dieser Biomasse zu ihren mineralischen Bestandteilen werden die bekannten negativen Auswirkungen der Eutrophierung auf das Ökosystem eines Sees wirksam. Direkte toxische Wirkungen des Phytoplanktons, z.B. durch Absonderung von Schadstoffen (**Toxine**), wie sie aus den Tropen weit verbreitet sind, sind bis jetzt aus dem Bereich des Bodensees nicht bekannt geworden. Solche Toxine werden von Blaualgen z.B. Aphanizomenon-, Anabaena- und Synechococcus-Arten abgesondert. Auch die von mehreren marinen **Dinophyceen**-Arten bekannten **Saxitoxin**-Abscheidungen zu bestimmten Jahreszeiten sind im Bodensee unbekannt. In jüngster Zeit traten im Bereich der Nord- und Ostsee Massenentwicklungen von Chrysochromulina polylepis auf, die zu starken Schäden an der Fischfauna und zu Sauerstoffzehrungen führten. Die im Bodensee vorkommende, nahe verwandte Chrysochromulina parva neigt nicht zu solchen Massenvermehrungen und hat bis jetzt keine Schadwirkung gezeigt.

Letztendlich kann man eine Biozönose auch unter dem Gesichtspunkt der Anzeige von Veränderungen des Ökosystems sehen; hier sind vor allem Untersu-

chungen wichtig, die sich über einen sehr langen Zeitraum erstrecken, wie die hier vorliegenden. Ein klassisches Beispiel für diese Betrachtungsweise ist die Sammelform Stephanodiscus hantzschii. Diese Alge befand sich über sehr lange Zeit im Plankton des Bodensees, erreichte jedoch keine nennenswerten Biomassen. Der Anstieg der Populationsdichte von Stephanodiscus hantzschii erfolgte nur langsam, so daß nur eine dynamische Betrachtungsweise über einen längeren Zeitraum die Bedeutung dieser Alge klar machte. Es zeigt sich also hier, daß eine Langzeit-Beobachtung auch scheinbar unwichtiger, seltener oder nur sporadisch vorkommender Arten wichtige Aufschlüsse über die gegenwärtige oder zukünftige Entwicklung eines Ökosystems geben kann.

Unter den Arten, die Indikator-Funktion haben, sind besonders die **centrischen Kieselalgen** zu erwähnen. Wie bereits oben erwähnt, nützt hier vor allem eine langfristige Betrachtungsweise, da sie langsam verlaufende Entwicklungen sichtbar macht. Im Laufe der Eutrophierung des Bodensees wurden die Cyclotella-Arten von den Stephanodiscus-Arten verdrängt. Während des Berichtszeitraumes spielten die Cyclotella-Arten kaum noch eine Rolle und verschwanden in den Jahren nach 1976 fast vollständig aus dem Planktonbild des Bodensees. Seit 1984 finden sich geringen Zellkonzentrationen sowohl im Bodensee-Obersee wie im Untersee wieder folgende Cyclotella-Arten: Cyclotella meneghiniana, Cyclotella kuetzingiana, Cyclotella stelligera und Cyclotella comta. Es ist zu erwarten, daß mit weiter zurückgehender Eutrophierung die Biomasse der Cyclotella-Arten auf Kosten der Stephanodiscus-Arten ansteigen wird.

Bei den Chrysophyceen spielen die hydrographischen Verhältnisse eine wichtigere Rolle als der trophische Zustand des Sees. Dies gilt besonders für die Dinobryon-Arten, die im Obersee schon sehr lange nach einem gleichbleibenden Verteilungsmuster erscheinen und keine allzu großen Veränderungen in der Biomassen-Entwicklung zeigen. Der zeitweise Ausfall der Dinobryon-Population in manchen Jahren ist sehr wahrscheinlich auf witterungsbedingte Einflüsse zurückzuführen, was zur Folge hatte, daß andere Arten die Stelle von Dinobryon einnahmen. Im Gnadensee dagegen spielt Dinobryon eine sehr viel geringere Rolle, wobei hier als Grund die stark verringerte Konkurrenzfähigkeit der Dinobryon-Arten durch die internen Nährstoffkreisläufe während der sommerlichen Stagnations-Periode zu vermuten ist. Hier sind wegen der hohen Nährstoffangebote andere Arten begünstigt.

Erkenia (und Chrysochromulina) erreichen zwar sehr hohe Individuenzahlen, können jedoch wegen ihrer geringen Größe keine hohen Biomassen aufbauen. Im **Bodensee-Obersee** zeigt sich ein gewisser Zusammenhang mit der Eutrophierung, jedoch ist diese Abhängigkeit nicht sehr ausgeprägt. Im **Bodensee-Untersee** wurde Erkenia erst ab 1976 bei der Routinezählung erfaßt, seither ist die Populationsentwicklung ungefähr gleich geblieben.

Bei den **pennaten Diatomeen** sind besonders Asterionella formosa und Fragilaria crotonensis von Interesse, die während des Berichtszeitraumes deutliche Veränderungen sowohl hinsichtlich ihrer Biomassen-Entwicklung als auch ihrer Erscheinungszeit im Ablauf des Jahres zeigten. Zu Beginn des Berichtszeitraumes erschien Asterionella formosa im **Bodensee-Obersee** noch in einer starken Population, die in den folgenden Jahren jedoch stark zurückging, während sie seit 1984 wieder sehr stark zunahm. Fragilaria crotonensis hatte im **Bodensee-Obersee** ihr Entwicklungsmaximum schon immer in der zweiten Jahreshälfte. Bei beiden Arten zeigten sich für den **Bodensee-Obersee** keine signifikanten Zusammenhänge mit den Veränderungen der Nährstoffbelastung.

Sehr interessant ist die Fluktuation von Tabellaria fenestrata im langjährigen Vergleich. Bei SCHRÖTER & KIRCHNER (1896) sowie AUERBACH, MAERKER & SCHMALZ (1924, 1926) fand sich Tabellaria fenestrata nur selten in den Planktonfängen und wurde deshalb von diesen Autoren zu den **Tychoplanktern** gezählt. In den Untersuchungen von GRIM (1939) wurde Tabellaria f. für den **Gnadensee**, jedoch noch nicht für den **Obersee** als häufige Form festgestellt. In den fünfziger Jahren traten Massenentwicklungen von Tabellaria f. (GRIM 1955, 1967; ELSTER & MOTSCH 1966), danach wurde diese Art wieder seltener, und verschwand danach fast ganz (FINDENEGG 1965, LEHN 1969). In jüngster Zeit bahnt sich nun eine Umkehrung dieser Entwicklung an: Im Lauf des Jahres 1986 wurde Tabellaria fenestrata ganz vereinzelt im Plankton gefunden; wesentlich häufiger war sie bereits 1987. Im August 1988 konnte die erste Massenentfaltung seit den fünfziger Jahren festgestellt werden. Tabellaria fenestrata zeigt somit eine sehr präzise Reaktion auf die Trophieverhältnisse eines Sees, wobei solche Zusammenhänge besonders in einem langjährigen Zusammenhang deutlich werden.

Im **Gnadensee** liegen dafür die Verhältnisse etwas anders. Asterionella formosa hatte hier ihren Verbreitungsschwerpunkt in der ersten Jahreshälfte, wobei in den Jahren 1975 bis 1982 ein starker Rückgang dieser Frühjahrspopulation zu verzeichnen ist. Bei Fragilaria crotonensis ist eine ähnliche Entwicklung festzustellen, wobei hier jedoch das Entwicklungsmaximum schon immer in der zweiten Jahreshälfte lag. Bei Fragilaria crotonensis wird der Rückgang der Population in den Jahren mit der höchsten Phosphor-Konzentration besonders deutlich. Asterionella formosa und Fragilaria crotonensis wurden in dieser Zeit von Arten zurückgedrängt, die bei dieser Nährstoffkonzentration konkurrenzkräftiger sind, vor allem von Stephanodiscus hantzschii.

Unter den **Grünalgen**, die als Indikator-Arten für hohe Nährstoffkonzentrationen gelten, ist besonders Pandorina morum (mit Eudorina) und Pediastrum anzusehen. Beide Arten zeigen eine Populations-Entwicklung, die sowohl im **Bodensee-Obersee** wie im **-Untersee** eng mit den Trophieverhältnissen zusammenhängt. Im **Gnadensee** waren sowohl Pandorina m. als auch die Pediastrum-Arten bereits zu Beginn des bereits Ende der sechziger Jahre mit geringen Individuenzahlen vertreten, während sie im **Obersee (Fischbach)** erst Mitte der siebziger Jahre in größeren Dichten festgestellt wurden. Die Pediastrum-Arten verschwanden im **Obersee** bereits 1981 wieder aus dem Planktonbild, im **Gnadensee** nahm ihre Biomasse seit 1982 ab. Auch bei Pandorina ist seit 1985 für **Ober- und Gnadensee** eine Abnahme der Biomasse festzustellen.

Die **Desmidiaceen** erreichen nie sehr große Individuenzahlen, bilden jedoch aufgrund ihres großen Zellvolumens hohe Biomassen aus. Hier fällt besonders Mougeotia auf, die im **Bodensee-Obersee** seit vielen Jahren ein gleichbleibendes Verteilungsmuster zeigt, während sie im **Bodensee-Untersee** wesentlich weniger ins Gewicht fällt. In beiden Seeteilen ist kein signifikanter Zusammenhang mit der Eutrophierungskurve zu erkennen. Wie bereits oben erwähnt, präferieren die **Desmidiaceen** niedrigere pH-Werte. Es ist anzunehmen, daß das geringere Auftreten von Mougeotia im **Gnadensee** mit den etwas höheren Durchschnittswerten des pH zusammenhängt, die in diesem Seeteil vorherrschen. Bei den Staurastrum-Arten ist eine Verringerung der Konkurrenz-Fähigkeit durch die Auswirkungen der Eutrophierung anzunehmen, da in den Jahren bis 1973 in beiden Seeteilen, vor allem in der zweiten Jahreshälfte beträchtliche Biomassen aufgebaut wurden, die jedoch in den Jahren seit 1975 stark zurückgegangen sind.

Unter den Arten, die sehr starke Abhängigkeit an der Eutrophierung mit der gleichzeitigen Entwicklung sehr hoher Individuendichten verbinden, sind besonders Stephanodiscus hantzschii, Stephanodiscus binderanus, Aphanizomenon flos-aquae und Microcystis aeruginosa zu erwähnen. Dabei sind zwei Hauptgruppen zu unterscheiden; eine Gruppe bilden die Arten, die nur in den Jahren mit den höchsten Phosphor-Konzentrationen beträchtliche Biomassen erreichten, also sehr gute diakritische Indikator-Arten darstellen. Dabei handelt es sich jedoch nicht um stenöke Arten, da diese Algen in einem ziemlich großen Schwankungsbereich der Umweltbedingungen gedeihen können. Vielmehr muß diese Dynamik als Artenablösung angesehen werden, wo prinzipiell konkurrenzkräftige Formen von noch vitaleren Arten abgelöst werden. Ein typischer Vertreter dieser Gruppe ist Stephanodiscus binderanus, dessen höchste Biomassen vor allem im Obersee in die Jahre mit dem höchsten Phosphor-Angebot fallen und dessen Dominanz folgerichtig in den Jahren seit 1982 wieder stark abnimmt. Eine ähnliche Populationsdynamik bildet Aphanizomenon flos-aquae, wobei diese Eutrophierungs-Abhängigkeit vor allem für den **Obersee** zutrifft, während im **Gnadensee** die hydrographischen Grundvoraussetzungen das regelmäßige Erscheinen von Aphanizomenon flos-aquae schon immer mehr begünstigten. Hier sind vor allem die internen Phosphorkreisläufe durch P-Rücklösung aus dem Sediment zu nennen, die während der Sommerstagnation Phosphor ins freie Wasser zurücktransportieren und auf diese Weise für eine Eigendüngung des Gewässers sorgen.

Die zweite Gruppe wird von den Arten gebildet, deren Individuendichten-Entwicklung zwar auch sehr stark nährstoffabhängig ist, die jedoch nicht diesen ausgesprochenen Schwellen-Effekt zeigen. Bei diesen Arten ist ein direkter Zusammenhang der Maximal-Biomassen mit der Höhe der limitierenden Nährstoff-Konzentration festzustellen. Hier ist sowohl für **Obersee** wie für **Untersee** Stephanodiscus hantzschii und Rhodomonas minuta zu nennen. Beide Arten sind schon sehr lange im Plankton des Bodensees enthalten, zeigten jedoch im Laufe des Berichtszeitraumes einen kontinuierlichen Anstieg ihrer Biomassen, der in den Jahren von 1976 bis 1980 seinen Höhepunkt erlebte. Bei beiden Arten ist seit 1985 ein Zurückgehen ihrer Dominanz festzustellen.

Unter den Arten, die hohe Biomassen ausbilden, aber nur verhältnismäßig geringe Veränderungen ihrer Populationsdynamik im Laufe des Berichtszeitraumes zeigen, sind besonders die Cryptomonas-Arten und Stephanodiscus astraea zu

erwähnen. Das euryöke Vorkommen und die hohe Konkurrenzfähigkeit der Cryptomonas-Arten zeigt sich vor allem darin, daß Cryptomonas in den meisten stehenden Gewässern mit zu den Hauptbiomassebildnern zählt. Das Auftreten von Stephanodiscus astraea ist dagegen nicht ganz so regelmäßig. Wie weiter oben gezeigt wurde, fallen seine Maxima in Jahre mit inverser Temperaturschichtung, wo Oberflächen-Temperaturen zwischen 0 und 4°C eine Entwicklung dieser Art begünstigten.

6.2 Die Veränderungen der Biomasse und der Zusammensetzung des Phytoplanktons

Eine zusammenfassende Beurteilung der taxonomischen Algenklassen zeigt, daß sowohl im Bodensee-Obersee wie im -Untersee die Diatomeen und die Cryptophyceen nach wie vor die höchsten Biomassebildner sind. Vor allem im Untersee sind die Cryptophyceen das ganze Jahr über in ziemlich gleichbleibenden Biomassen enthalten. Das zeigt die hohe Anpassungsfähigkeit dieser Algengruppe. Im Bodensee-Obersee treten die Cryptophyceen vor allem in der lichtärmeren Jahreszeit zurück, sind jedoch dann immer noch die häufigsten Algen. In beiden Seeteilen ist seit wenigen Jahren ein leichtes Zurückgehen des Anteils der Cryptophyceen zu vermerken.

Die Diatomeen erreichen in den Jahren mit dem höchsten Phosphor-Angebot besonders hohe Spitzenwerte. Im Gegensatz zu den Untersuchungen von AUERBACH, MAERKER & SCHMALZ (1924, 1926) liegt die Hauptverteilung der Diatomeen nicht mehr im Frühjahr, sondern in der Jahresmitte, meistens im Juli. Im Bodensee-Untersee sind dagegen meistens zwei Spitzen feststellbar, die im allgemeinen im Frühjahr und im Spätsommer liegen. Die Jahresverteilung der Diatomeen wird stark vom Silikatgehalt des jeweiligen Seeteils beeinflusst (TESSENOW 1966). Während im Obersee Silikat in den meisten Jahren unter die Nachweisgrenze absinkt, bewegt sich im Untersee die Silikatkonzentration generell auf einem niedrigen Niveau, so daß eine wenigstens teilweise Steuerung des Diatomeenwachstums durch Silikat-Limitierung anzunehmen ist.

Im Vergleich zu Diatomeen und Cryptophyceen fallen die Anteile der anderen Algenklassen weniger ins Gewicht. Im Gnadensee fällt vor allem in den Jahren

1969 bis 1973 eine sehr starke Massierung des **Cyanophyceen**-Anteils in der ersten Jahreshälfte auf. Dies ist auf die Entwicklung einer starken Population von Aphanizomenon flos-aquae zurückzuführen, die zeitlich mit einem Absinken der Konzentration von Nitrat-N zusammenfiel. Wie bereits weiter oben erwähnt, ist dies als Spätfolge der Einleitung der Abwässer der Kläranlage von Radolfzell in den **Gnadensee** zu werten. Dabei kam es durch den massierten Nährstoff-Eintrag zu einer verstärkten P-Anreicherung im Sediment. Dies wirkte sich erst einige Jahre später aus durch verstärktes Algenwachstum infolge interner P-Kreisläufe mit gleichzeitigem Absinken der N-Konzentration durch Zehrung. Durch die dann folgende zeitweilige N-Limitierung des Algenwachstums wurden die N-fixierenden **Cyanophyceen** (z. B. Aphanizomenon flos-aquae) gefördert, die sich mit N_2 aus atmosphärischer Luft versorgen können und deshalb nicht auf Nitrat-N im Wasser angewiesen sind. Später fiel in beiden Seeteilen die Hauptentwicklung der **Cyanophyceen** in die zweite Jahreshälfte. Auch hier ist ein leichtes Zurückgehen dieser Algengruppe sichtbar, was jedoch noch nicht sehr deutlich ist, so daß die weitere Entwicklung abgewartet werden muß.

Die Gesamtbiomasse der **Chrysophyceen** spielt im **Bodensee-Obersee** wie im **-Untersee** eine untergeordnete Rolle. Dies hängt hauptsächlich damit zusammen, daß die **Chrysophyceen** unter den im Bodensee herrschenden trophischen Verhältnissen keine lange andauernden Maxima bilden können. Sie können nur kurzfristig freiwerdende ökologische Nischen besetzen, werden jedoch schnell wieder von konkurrenzkräftigeren Arten anderer systematischer Gruppen verdrängt. Speziell angepaßte Arten, die in hochalpinen Seen auch bei sehr oligotrophen Verhältnissen relativ hohe Biomassen ausbilden können, fehlen im Bodensee. Ein Zusammenhang mit der Nährstoffbelastung des Sees ist bei der Biomassenentwicklung der **Chrysophyceen** nicht festzustellen, jedoch fallen langjährige Zyklen auf, wie sie auch von anderen Seen bekannt sind. In beiden Seeteilen ist von 1970 bis 1975 ein Minimum zu erkennen, dem wieder eine stärkere Entwicklung folgte, die bis 1984 andauerte. Im Jahr 1985 zeichnete sich wieder ein Absinken der Gesamtbio-masse ab.

Die **Dinophyceen** zeigen aufgrund ihrer speziellen Adaptations-Mechanismen seit Jahren vor allem im **Bodensee-Obersee** eine stabile Fraktion des Planktons. Hier fallen besonders in der zweiten Jahreshälfte die hohen Biomassen von Ceratium hirundinella ins Gewicht, die jedes Jahr mit großer Stetigkeit wieder erscheinen.

Dies beruht, wie oben erwähnt, auf der ausgeprägten endogenen Rhythmik von Ceratium hirundinella, die hauptsächlich von der Tageslänge beeinflusst wird. Die starke Frühjahrspopulation der **Dinophyceen** im **Gnadensee** ist auf die saprobionten Gymnodinium-Arten zurückzuführen, die vor allem die **Diatomeen** der Frühjahrsblüte konsumieren. Während der Anteil der **Dinophyceen** im **Bodensee-Obersee** seit einigen Jahren leicht zurückgeht, trifft dies für den **Bodensee-Untersee** noch nicht zu.

Die **Chlorophyceen** sind in ihrer Gesamtheit präzise Eutrophierungsanzeiger. Dies zeigt sich darin, daß sie im **Gnadensee** schon Ende der sechziger Jahre in beträchtlichen Biomassen vorkamen. Im **Bodensee-Obersee** waren sie schon früh mit einer großen Artenzahl vorhanden, jedoch war die gebildete Biomasse noch verhältnismäßig gering und auf die zweite Jahreshälfte beschränkt. Pandorina morum, die bereits im Mai und Juni beträchtliche Biomassen-Spitzen aufbauen kann, trat erst ab Mitte der siebziger Jahre mehr in den Vordergrund. Dies stimmt mit den Ergebnissen von ZÜLLIG (1982) überein, der die grünalgenspezifischen Carotinoide Lutein und Neoxanthin im **Bodensee-Obersee** auf einen vergleichbaren Zeitraum datieren konnte. In beiden Seeteilen ist seit 1983 ein leichter Rückgang dieser Algenklasse feststellbar.

Die Höhe der Population der **Conjugatophyceen** hängt hauptsächlich mit der Entwicklung ihres Hauptvertreters Mougeotia zusammen. Die anderen Arten fallen dagegen weniger ins Gewicht. Die **Conjugatophyceen** zeigten im **Bodensee-Obersee** über lange Zeit eine ziemlich stabile Populations-Entwicklung, die sich dann im Laufe der Eutrophierung des **Bodensees** langsam veränderte. Ein deutlicher Rückgang der Maximalhöhen und der zeitlichen Ausdehnung war sichtbar, wobei das Minimum dieser Entwicklung ziemlich genau mit dem Maximum der Eutrophierung zusammenfiel. Seit 1984 ist eine Umkehrung dieser Dynamik festzustellen. Entsprechendes ist für den **Bodensee-Untersee** zu vermerken. Während sie 1969 und 1970 über das ganze Jahr über vorkamen, beschränkte sich in den späteren Jahren das Auftauchen der **Conjugatophyceen** auf die zweite Jahreshälfte. Seit 1983 sind die **Conjugatophyceen** fast ganz aus dem Plankton des **Bodensee-Untersee** verschwunden.

Die kritische Betrachtung der Gesamtbiomasse im **Bodensee-Obersee** zeigt, daß sie eng mit dem Anstieg der Phosphor-Konzentration im See verbunden ist,

jedoch große Schwankungen zeigt. Die Ursache dafür ist, daß die Jahresdurchschnittsbiomasse überwiegend von der Höhe der Frühjahrspopulation beeinflusst wird. Diese zeigt aber umso größere Schwankungen, je höher die Nährstoffkonzentration im See war. Diese Unterschiede wurden vor allem von der Witterung verursacht: In manchen Jahren fiel die Frühjahrsblüte fast vollständig aus, so z. B. 1982 und 1983. In den Jahren mit der höchsten Nährstoff-Konzentration im See wurden auch die größten Spitzen bei den Frühjahrsblüten gemessen (1976 bis 1981). Bei den Sommermaxima ist diese Witterungsabhängigkeit zwar auch vorhanden, jedoch weniger ausgeprägt.

Generell ergibt sich folgendes Bild: Ende der sechziger Jahre war noch eine enge Verknüpfung der Jahresdurchschnitts-Biomassen mit der Höhe der Nährstoff-Konzentration vorhanden, ebenso die Höhe der Frühjahrs-, Sommer- und Herbstmaxima. Mit steigendem Trophiegrad des Sees nahm diese Korrelation ab. Die Extremwerte, vor allem die Frühjahrsmaxima, unterlagen immer größeren Schwankungen. Diese Entwicklung hält zur Zeit noch an; z. B. trat 1986 wieder ein sehr starkes Frühjahrsmaximum auf. Eine Beurteilung der Gesamtsituation des **Obersees** anhand der Biomasse ist deshalb nur im mehrjährigen Vergleich sinnvoll. Es ist zu erwarten, daß ein deutliches Absinken der Gesamtbiomasse aufgrund verringerter Nährstoffzufuhr in den See in der Zukunft nur allmählich stattfinden wird.

Im **Gnadensee** sind die Verhältnisse verwickelter. Als Spätfolge der Abwassereinleitungen in den **Gnadensee** stieg noch nach deren Umleitung in den **Zellersee** die Jahresdurchschnitts-Biomasse stark an und erreichte 1971 einen Höhepunkt. Die Algenpopulation bestand in diesen Jahren hauptsächlich aus Microcystis aeruginosa, Aphanizomenon flos-aquae und den Stephanodiscus-Arten. Hier zeigt sich deutlich, daß die Populationsentwicklung der Algen den Veränderungen der Trophieverhältnisse in einem See nicht unbedingt sofort folgen muß, sondern erst mit einer gewissen Zeitverschiebung stattfinden kann, vor allem in weniger tiefen Seen, wo sich Rücklösungen ereignen.

Nach der Umleitung der Abwässer der Stadt Radolfzell in den **Zellersee** stieg die Phosphor-Konzentration im **Gnadensee** trotzdem weiter an, da ein Wasseraustausch zwischen den Seeteilen stattfindet und somit eine isolierte Betrachtungsweise nicht möglich ist. Zum anderen verstärkte sich durch den vermehrten

Verbrauch an synthetischen Waschmitteln sowie durch den Bevölkerungsanstieg und veränderte Bewirtschaftungsformen in der Landwirtschaft der Nährstoffeintrag in den See. Dies bewirkte einen erneuten Anstieg der Biomasse mit einem Maximum im Jahr 1977, das dem Maximum der Phosphor-Konzentration im **Gnadensee** um ein Jahr verschoben folgte.

Auch hier ist erst im mehrjährigen Vergleich ein Absinken der erreichten Jahresdurchschnitts-Biomassen erkennbar. Wie im **Obersee** wird eine weitere Verringerung der Algenpopulation erst allmählich eintreten, zumal im **Gnadensee** während jeder Sommerstagnation O_2 -Mangelzustände im Profundal eintreten, die eine P-Rücklösung aus dem Sediment ermöglichen.

6.3 Die Veränderungen der trophischen Struktur

Bis vor einiger Zeit wurde eine generelle Steuerung der Phytoplankton-Produktion durch physikalische Faktoren angenommen. **FINDENEKG (1943)** führte die jahreszeitliche Abfolge der Plankton-Organismen auf den wechselnden Einfluß von Temperatur und Licht zurück; **HUTCHINSON (1967)** gab Absinkvorgänge und Resuspension durch Turbulenz als Gründe an. Diese Ansichten erlauben kaum die gleichzeitige Anwesenheit so vieler Arten; es müssen deshalb weitere Dimensionen ökologischer Nischen vorhanden sein.

In diesem Sinne wurden schon früh Versuche unternommen, die Entwicklungen von Phyto- und Zooplankton miteinander zu verknüpfen. **BEHRE (1966)** versuchte eine Soziologie der Algen des Süßwassers, kam jedoch für das Plankton zum Schluß, daß "periodisch wechselnde Vergesellschaftungen nicht als Sukzessionen anzusehen sind, sondern als Aspekte einer Gesellschaft". **NAUWERCK (1963)** fand für den mäßig eutrophen See Erken, daß "eine sinnvolle Sukzession, d. h. Zooplanktonmaxima eventuell verursacht von voraus gegangenen Phytoplanktonmaxima, sich aus den Werten kaum herauslesen läßt".

Das im Bodensee regelmäßig auftretende Klarwasserstadium erregte schon Ende der fünfziger Jahre das Interesse der Limnologen (**LIMNOLOGISCHE MONATSBERICHTE-ÜBERLINGER SEE 1957, 1958, 1959, 1960, 1961, 1962**), jedoch kam man anfangs über deskriptive Erklärungsversuche nicht hinaus. Bei **UHLMANN**

(1961) gab es dann die ersten Hinweise auf die Reduzierung der Phytoplankton-dichte durch Zooplanktonfraß. Für den Bodensee findet sich die erste kausale Beschreibung des Klarwasserstadiums bei BÜRGI (1977). Von LAMPERT & SCHÖBER (1978) wurde diese These aufgegriffen und mit umfangreichen Freilandversuchen abgesichert. Hier konnte nun der Nachweis geführt werden, daß die Ursache des Klarwasser-Stadiums der starke grazing-Druck des Zooplanktons ist, wobei klimatische Beeinflussungen eine starke Rolle spielen.

Nähere Aufschlüsse über die Zusammenhänge SOMMER (1981a) zwischen Phyto- und Zooplankton lieferten die Untersuchungen von SOMMER (1981a, 1982 a, 1983), wo auch die ökologischen Zusammenhänge der Plankton-Sukzessionen diskutiert wurden. Da sich auch in anderen Seen eine vergleichbare Entwicklung der Phytoplankton-Biocönose zeigte (z. B. LAMPERT, FLECKNER, RAI & TAYLOR 1986), versuchte man die Erfahrungen, die an den verschiedensten Seen gemacht wurden, in einem theoretischen Modell zu vereinigen. Diese Hypothesen wurden als PEG-Modell publiziert (SOMMER, GLIWICZ, LAMPERT & DUNCAN 1986, siehe auch Abbildung 120....). Die einzelnen Thesen wurden anhand ausgewählter Jahresgänge im Überlinger See entwickelt.

Die sich auf das Phytoplankton beziehenden Aussagen sollen kurz erwähnt und im Vergleich mit den vorliegenden Daten diskutiert werden:

1. Gegen Ende des Winters begünstigen Verfügbarkeit der Nährstoffe und vermehrter Lichtgenuß eine unlimitierte Vermehrung vor allem von **Cryptophyceen** und kleinen **centrischen Kieselalgen**.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen den Schluß zu, daß auch der Schichtung des Wasserkörpers ein entscheidender Effekt für die Entwicklung einer Frühjahrspopulation zukommt. Im **Gnadensee** traten regelmäßig unter der Eiskecke bedeutende Maximas vor allem von Stephanodiscus hantzschii auf, die die Höhe der Sommermaximas um ein vielfaches übertreffen konnten. RODHE (1955) sowie PECHLANER (1970) fanden in skandinavischen Seen vergleichbare Entwicklungen. Im **Bodensee-Obersee** trat beim Vorliegen einer inversen Temperaturschichtung bereits im November/Dezember eine Population von Stephanodiscus astraea auf. Diese hielt sich in den meisten Jahren über die Frühjahrs-Vollzirkulation hinaus im Plankton und konnte

eine hohe Abundanz während der Frühjahrsblüte erreichen. In diesen Jahren war die Population von Stephanodiscus hantzschii entweder kleiner (1981) oder konnte fast ganz ausfallen (1971, 1984).

2. Das Frühjahrsmaximum wird von herbivoren Zooplanktern konsumiert, die aus Ruhestadien erwachen und, induziert durch das Futterangebot, eine hohe Vermehrungsrate aufweisen. Die Population wird bald so groß, daß die Dichte des Phytoplanktons wirksam reduziert wird.

EINSLE (1987b) weist darauf hin, daß die Metamorphose der Zooplankter aus Ruhestadien sowohl vom Nahrungsangebot als auch von der Schichtung des Wassers induziert wird. Im **Gnadensee** tritt die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons wesentlich früher auf als im **Obersee**; die darauf-folgende beschleunigte Entwicklung einer Zooplanktonpopulation startet unmittelbar auf den Beginn einer Schichtung des Wasserkörpers.

3. Als Konsequenz auf den grazing-Druck des Zooplanktons sinkt die Individuendichte des Phytoplanktons stark ab, was zum "Klarwasserstadium" führt. Am Ende dieser Phase treten nicht fressbare Formen in den Vordergrund.

Im **Bodensee-Obersee** wie im **-Untersee** hält sich auch während des Klarwasserstadiums eine biomassemäßig bedeutende Population von Rhodomonas minuta und R. lens, die dem grazing-Druck des Zooplanktons widerstehen, wobei hier die kurze Generationszeit dieser Arten eine wichtige Rolle spielen. Auch die Cryptomonas-Arten können sich während des Klarwasserstadiums halten, jedoch ist ihre Individuendichte wesentlich geringer als von Rhodomonas.

4. Am Ende des Klarwasserstadiums wurde die Zooplanktonpopulation größtenteils von der Fischpopulation dezimiert. Dadurch sinkt der grazing-Druck auf das Phytoplankton, so daß sich eine Sommerpopulation aufbauen kann. Diese besteht aus sperrigen Arten, die nur von Spezialisten konsumierbar sind und aus kleinen Formen, die von den Filtrierern unter dem Zooplankton genutzt werden.

Im Bodensee werden diese kleinen Formen hauptsächlich von folgenden Arten repräsentiert:

Chlorella vulgaris, C. ellipsoidea und C. pyrenoidosa; Choricystis, Synechococcus und Synechocystis. Diese Arten werden von den herbivoren Cladoceren und vor allem von den Rotatorien konsumiert, die einen großen Teil des Zooplanktons bilden.

5. Zuerst dominieren freßbare **Cryptophyceen** und nicht freßbare Grünalgen. Sie reduzieren das lösliche reaktive Phosphat bis auf ein nicht mehr nachweisbares Niveau.

Unter den **Cryptophyceen** gewinnen vor allem die Cryptomonas-Arten in der zweiten Jahreszeit die Oberhand. Unter dem zunehmenden Wettbewerb um die verfügbaren Nährstoffe sind diese Formen gegenüber den Rhodomonas-Arten konkurrenzkräftiger. Vergleiche mit oligotrophen Seen zeigen, daß Cryptomonas ovata und C. erosa offensichtlich auch unter geringeren Nährstoff-Konzentrationen, aber höherem Lichtgenuß, noch große Biomassen aufbauen kann, während Rhodomonas minuta höhere Konzentrationen, aber geringere Beleuchtungsstärken präferiert.

Die Thesen des PEG-Modells für das Sommerplankton postulieren das Wachstum von nicht konsumierbaren koloniebildenden **Grünalgen**. Neben Arten, die nur geringe Biomassen erreichen, kann unter den **Grünalgen** nur Pandorina morum sowohl im **Ober-** wie im **Untersee** kurzfristig eine hohe Populationsdichte aufbauen, während im Untersee auch die Pediastrum-Arten (vor allem P. boryanum und P. duplex) nennenswerte Biomassen erreichen können. Die Beschränkung ihres Vorkommens im **Obersee** auf die Jahre 1975 bis 1980 legen den Schluß nahe, daß Pediastrum unter eutropheren Bedingungen konkurrenzkräftiger ist. Daß Pandorina morum und die Pediastrum-Arten als "nicht freßbar" anzusehen sind, kann für die Copepoden nicht bestätigt werden.

6. Zunehmender Wettbewerb um das Phosphat führt zur Verdrängung der **Grünalgen** durch kettenbildende **Kieselalgen**, die nur teilweise für das Zooplankton nutzbar sind.

Sowohl im Ober- wie im Untersee ist hier Fragilaria crotonensis zu nennen, die vor allem im **Obersee** eine sehr beständige Periodik aufweist. Im Jahr 1976 fiel die Population in beiden Seeteilen fast vollständig aus, wobei in diesem Jahr vor allem die Niederschlagsmenge im Juli sehr hoch war, während die mittlere Sonnenscheindauer lediglich durchschnittlich hoch war. Stephanodiscus binderanus zeigt dagegen eine auffällige Steigerung in einzelnen Jahren, die vor allem im **Obersee** in die Zeit mit der höchsten Phosphor-Konzentration fällt.

7. Silikat-Verarmung führt zu einer Verdrängung der großen **Kieselalgen** durch große **Dinoflagellaten** und durch **Blaualgen**.

Im Bodensee ist hier Ceratium hirundinella zu erwähnen. Das Erscheinen dieser Alge wird stark von der internen Rhythmik bestimmt, wobei in Laborversuchen vor allem die Tageslänge auslösend ist. Es läßt sich deshalb noch nicht abschließend klären, ob im Bodensee die Si-Verarmung, die Steuerung durch Tageslänge oder eine Kombination beider Faktoren wirksam ist.

8. Nitrat-Verarmung führt zu einer Verschiebung zu stickstofffixierenden oder fädigen **Blaualgen**-Arten. Die großen Zooplankton-Arten werden durch kleinere Formen ersetzt, vor allem durch Rotatorien.

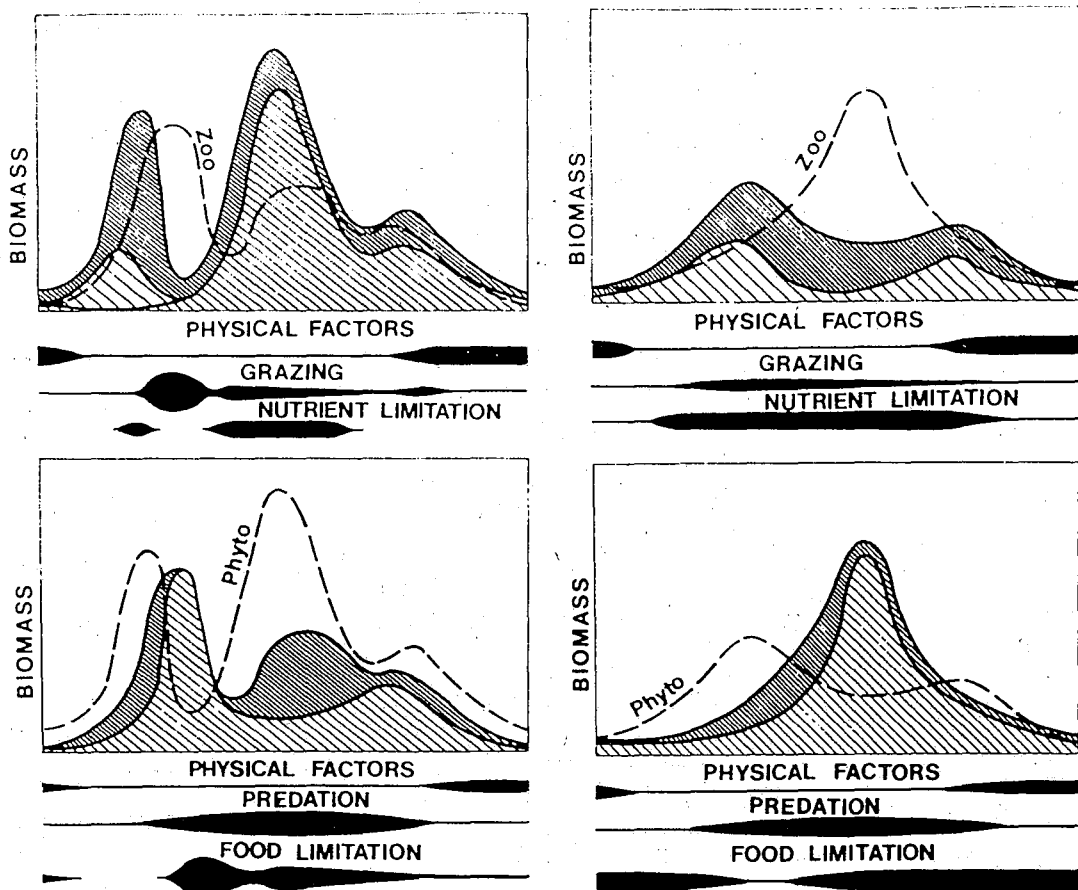
Schlüsse aus neueren Unterlagen (STEINBERG & HARTMANN 1988) im Vergleich mit für den Bodensee vorliegenden langfristigen Wetterdaten erlauben es, die Thesen des PEG-Modells insofern zu modifizieren als zur Förderung des Wachstums von **Blaualgen** nicht unbedingt eine Stickstoff-Verarmung oder stark eutrophe Bedingungen vorliegen müssen, sondern stabile Schichtungsverhältnisse ohne große witterungsbedingte Störungen wichtig sind. Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen diese Theorie.

Im **Bodensee-Obersee** erscheinen vor allem im August/September folgende **Blaualgen**-Arten: Anabaena flos aquae, A. planctonica und Aphanizomenon flos aquae. Im **Gnadensee** kommt noch Microcystis aeruginosa hinzu. Vor allem Aphanizomenon flos aquae zeigt eine enge Bindung an die Jahre mit der höchsten Phosphor-Konzentration. Eine Nitrat-Verarmung kann jedoch

im **Obersee** mit Sicherheit ausgeschlossen werden, lediglich das Verhältnis von N/P ist verschoben (MOHAMMED & MÜLLER 1985).

9. Die Periode der autogenen Sukzession wird durch eine Phase der Steuerung durch physikalische Faktoren abgelöst. Vor allem die steigende Durchmischungstiefe des Wassers spielt hier eine Rolle. Große einzellige oder fädige Formen dominieren das Phytoplankton.

Im Bodensee-Obersee ist dies Mougeotia, die über den Berichtszeitraum eine sehr stabile Periodik zeigt und sich teilweise bis in den Dezember im Pelagial halten kann. Im **Untersee** erscheint sie dagegen nur in wenigen Jahren, da unter den dort vorliegenden Bedingungen andere Arten begünstigt werden. Die großen Closterium-Arten treten nur in wenigen Jahren im Planktonbild hervor, während die Gattung Staurastrum sowohl im Obersee wie im **Untersee** ziemlich regelmäßig, jedoch in unterschiedlichen Biomassen erscheint.



Biomassenentwicklung von Phyto- und Zooplankton sowie kontrollierende Faktoren in eutrophen und oligotrophen Seen (entnommen aus SOMMER et al. 1986).

Linke Spalte: Jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons (oben) und des Zooplanktons (unten) in einem idealisierten geschichteten eutrophen See. Rechte Spalte: Jahreszeitliche Entwicklung des Phytoplanktons (oben) und des Zooplanktons (unten) in einem idealisierten geschichteten oligotrophen See.

Zeichenerklärung obere Reihe: Kleine Algen: dunkel. Große Algen: hell. Große Kieselalgen (nur in kleinen Seen): weit schraffiert. Zooplanktonbiomasse: gestrichelte Linie. Zeichenerklärung untere Reihe: Kleine herbivore (=algenfressende) Zooplankter: dunkel. Große herbivore Zooplankter: hell. Phytoplanktonbiomasse: gestrichelte Linie.

Die horizontalen Diagramme zeigen Zeitpunkt, Art und Intensität wichtiger äußerer Einflüsse an (Grazing = Zooplanktonfraß; Nutrient Limitation = Nährstofflimitierung (mineralische Pflanzennährstoffe); Predation = Fraß durch räuberische (= carnivore) Zooplankter; Food Limitation = Nahrungslimitierung (Algen als Futter für das Zooplankton)).

6.4 Die Bedeutung seltener Arten für die Beurteilung der Gesamtsituation

Die Dynamik der selteneren Arten ist für die Beurteilung der Entwicklung sehr aufschlußreich. Formen, die lange in geringen Individuendichten vorhanden sind, können beim Vorliegen zusagender Umweltbedingungen in höheren Konzentrationen erscheinen. Wenn eine Massenentwicklung eintritt, dann wird eine solche Art regelmäßig mehrere Jahre vorher beobachtet. Auch die umgekehrte Entwicklung ist möglich, nämlich daß früher häufige Arten bei einer Änderung der Umweltfaktoren selten werden oder ganz verschwinden. Folgende Beispiele können für den Bodensee angeführt werden:

1. Verschiedene Cyclotella-Arten (C. kützingiana, C. comta), die vor der Eutrophierung des Bodensees sehr häufig waren (GRIM 1939), tauchen seit 1984 sowohl im **Bodensee-Obersee** wie im **-Untersee** mit steigenden Individuendichten auf.
2. Tabellaria fenestrata wurde seit den sechziger Jahren (LEHN 1969) nicht mehr festgestellt. Im Jahr 1986 wurde sie wieder vereinzelt im Bodensee nachgewiesen; 1987 hatte ihre Häufigkeit bereits deutlich zugenommen. Im August 1988 ist in beiden Seeteilen eine Massenentwicklung von Tabellaria fenestrata festzustellen.
3. Cryptaulax vulgaris wurde noch von ELSTER & MOTSCH (1966) im Bodensee erwähnt und konnte dann nicht mehr nachgewiesen werden. Seit September 1987 ist sie in sehr geringen Individuendichten wieder im **Ober-** wie **Untersee** vorhanden.
4. Melosira italica erreichte Ende der siebziger Jahre im **Untersee** unter der Eisdecke beträchtliche Biomassen. Seit einigen Jahren wird sie nur noch selten angetroffen.

Diese Arten erlauben somit eine differentialdiagnostische Beurteilung der trophischen Situation in einem Gewässer, die mit einer pauschalen Erfassung, z. B. des Chlorophyll-Gehalts oder des Trockengewichts, nicht möglich ist.

Im Sinne der unter Abschnitt 4.2 vermittelten Grundlagen der Algenentwicklung gilt es nun zu prüfen, ob im Laufe der Langzeituntersuchungen stabile Phasen in der Zusammensetzung der Biozönose bzw. deren zeitliche Sukzession auftraten. Bei der Betrachtung der Jahresmittelwerte fällt die Geschlossenheit der Algenbiomassen in der Zeit der höchsten Phosphorkonzentrationen (1976-1981) auf. Unterschiedliche Wetterbedingungen sorgen zwar auch hier für Verschiebungen im Artengefüge, z.B. begünstigte der lange trockene Frühsommer im Jahre 1983 verschiedene Algengruppen (**Dinophyceen, Grünalgen, Blaualgen**) auf Kosten der Diatomeen. Auch die Mai-Entwicklung im Jahre 1978 mit extrem hohen Biomassen der **Cryptophyceen** fällt aus dem Rahmen. Dennoch kommt diese Phase am ehesten der Definition einer planktischen Klimax nahe, indem nicht nur die Artenzusammensetzung, sondern auch die zeitliche Abfolge während Jahren sehr ähnlich war. Dies kommt unter anderem in den stets hohen Sommer- und Herbstmaxima der **Grünalgen, Jochalgen und Kieselalgen** zum Ausdruck.

Eine ähnlich stabile Zusammensetzung der Jahresbiomassen ist in den Jahren 1965-1968 zu verzeichnen. Der P-Gehalt variierte zu dieser Zeit rel. wenig um 35 µg/l. Diese Phase mit Klima zu umschreiben wäre übertrieben, wenn zur gleichen Zeit zeichnen sich beim Zooplankton große Fluktuationen ab (**EINLE 1987a**). In Zeiten mit starker Zu- bzw. Abnahme des Phosphors (1969-1975; bzw. nach 1982) sind auch die Schwankungen der Biomasse viel heftiger und weisen keine sicheren Tendenzen auf. Während dieser Zeit herrschen sicher keine Klimax-ähnlichen Zustände. Wie die oben erwähnten Artenverschiebungen dokumentieren, erscheinen im Laufe des Besserungsprozesses wieder Arten, welche schon während der Eutrophierungsphase für Aufsehen sorgten, dann aber in der Zeit mit sehr guter Nährstoffversorgung durch schneller wachsende Arten in ihrem Lebensraum eingeengt oder gänzlich verdrängt wurden. Für *Tabellaria* etwa geht die Bilanz aus Produktion und Verlusten nur auf, wenn die euphotische Zone tief genug und somit die produzierende Population weit in die Tiefe reicht. Um die großen Sedimentationsverluste auszugleichen, sind indessen wiederum höhere Nährstoffgehalte notwendig und gute Nährstoffversorgung läßt die kleinen r-Selektionisten dominieren, welche den großen **Kieselalgen** durch Beschattung den Lebensraum eingrenzen. Da das Zooplankton durch die Vorliebe für kleine Algen diese in ihrem Bestand regulieren kann, verändert sich über Umlagerungen beim Zooplankton auch die Situation für die Konkurrenz dieser schnellwüchsigen Formen.

Aus diesem - nur skizzenhaft aufgezeigten - Zusammenhang wird verständlich, daß eine Form, die bei guter Nährstoffversorgung besser gedeiht, bei Erfüllung ihrer Nährstoffbedürfnisse wieder aus dem Plankton verschwinden kann. Die seit 1981 beobachteten Veränderungen in der Algenbiozönose tendieren eindeutig auf frühere Zustände hin. Die Algengesellschaft am Ende der Untersuchungsperiode trägt die Züge jener Artengemeinschaft, welche sich unter dem Einfluß zunehmender Eutrophierung am Ende der fünfziger Jahre ausbreiten konnte. Sie bewegt sich somit auf eine stabilere Gesellschaft zu und dürfte nach Erreichen tiefer und langfristig stabiler Nährstoffgehalte zu einer Klimax führen.

6.5 Beziehungen zwischen Phyto- und Zooplankton

Die trophischen Beziehungen innerhalb der planktischen Lebensgemeinschaft sind sehr komplex. Bei EINSLE (1987) findet sich dazu eine ausführliche Darstellung; so spielen beim Crustaceenplankton des Bodensees Neueinwanderungen, die Bildung von Hybrid-Formen und die Räuber-Beute-Beziehung eine große Rolle.

Nahe verwandte Arten haben unterschiedliche Nahrungsansprüche bzw. präferieren ein bestimmtes Futterangebot. Aus der umfangreichen Literatur seien INFANTE (1972), GLIWICZ & SIEDLAR (1980) oder KNISELY & GELLER (1986) erwähnt. Zudem können die einzelnen Larvenstadien unterschiedliche Nahrungsansprüche haben und auf diese Weise verschiedene Fraktionen des Phytoplanktons nutzen. In-Laborexperimenten konnten entsprechende Unterschiede gefunden werden (BOGDAN & MC NAUGHT 1975).

Die starken Frühjahrsmaxima des Phytoplanktons, die sich nach Aufbau einer stabilen Wasserschichtung entwickeln, werden vor allem von den Juvenilformen des Cyclops vicinus und später von den Daphnien-Arten genutzt. Da bei den filtrierenden Daphnien sowohl die juvenilen als auch die adulten Tiere herbivor sind, werden wegen der unterschiedlichen Struktur des Filtrierapparats verschiedene Fraktionen des Phytoplanktons genutzt (GELLER & MÜLLER 1981, BRENDLBERGER 1985).

Diese direkte Beziehung zwischen Phytoplanktonentwicklung und Aufbau der Daphnienpopulation wird durch die phasenverschobene Ausbildung der Maxima deutlich. Das Klarwasserstadium, das dem Frühjahrsmaximum der Algen folgt,

wird vor allem durch die Filtriertätigkeit der Daphnia-Arten verursacht. Sie entziehen sich damit die Nahrungsgrundlage und bilden ihrerseits eine Futterbasis für die Fische, vor allem die Felchen.

Die unterschiedliche Selektion der Phytoplankter (K- und r-Strategen) zeigt sich hier besonders deutlich. Dem schnellen Wachstum der r-Strategen folgt ein vergleichbar schneller Aufbau der Daphnien-Population, was zum Zusammenbruch des Algen-Frühjahrsmaximums führt.

Die nachfolgenden, mehr sperrigen K-Strategen werden zwar auch durch das Zooplankton genutzt, jedoch eine totale Abweichung dieser Arten findet nicht statt.

Ein anschauliches Beispiel dafür sind die kettenbildenden **Blualgen**, die nach Erreichen einer bestimmten Kettenlänge den Filtrierapparat der Cladoceren verstopfen und deshalb kaum gefressen werden. Lediglich Spezialisten unter den Rotatorien können diese Algen nutzen, indem sie sie stückweise ingestieren. Sie können deshalb trotz langsamen Wachstums im Laufe des Sommers beträchtliche Biomassen erreichen. Auch die großen **Desmidiaceen** des Spätsommer-Planktons sind für die Filtrierer nicht mehr nutzbar und sind nur noch für Spezialisten unter den Zooplanktern freßbar. Spezielle Formen der Anpassung sind häufig. So kann Cyclops abyssorum, der sich tagsüber vor allem im Profundal aufhält, absinkende Phytoplankter konsumieren. Als "Greifer" verwertet er hauptsächlich große Formen, z. B. Stephanodiscus astraea.

Die **Picoplankter** haben trotz geringer Biomassen eine große Bedeutung, denn aufgrund kurzer Generationszeiten und hohen Individuendichten können sie einen beträchtlichen Anteil am Umsatz der Nahrungskette erreichen. Synechococcus, Synechocystis und vor allem Chlorella erreichen zwar nie hohe Biomassen, jedoch bauen sie aufgrund ihrer kurzen Generationszeit schnell Populationen mit hohen Individuendichten auf, die ebenso schnell wieder verschwinden. Infolge ihrer geringen Größe ist nicht anzunehmen, daß das Absinken dieser Algen der Grund für ihr Verschwinden ist, sondern das Abweiden durch das Zooplankton.

Die Rotatorien und die größeren Protozoen spielen eine große Rolle für den Umsatz des Nanno- und vor allem des Picoplanktons, denn sie sind wieder Nahrung für größere räuberische Zooplankter; außerdem werden durch ihre Stoffwechsellätigkeit wieder Nährstoffe für das Phytoplankton frei, was Arten das Überleben ermöglicht, die auf eine Nährstoffaufnahme bei geringen Konzentrationen adaptiert sind. In diesem Zusammenhang wird auf die Wichtigkeit der Untersuchungen auch der kleineren Zooplankter hingewiesen, die für die Erkenntnisse der Zusammenhänge im See von großer Wichtigkeit sind.

Im Gegensatz zu den Cladoceren, die erst mit dem Erscheinen des Fröhjahrs-Maximums des Phytoplanktons im See mit größeren Individuenzahlen vertreten sind, erreicht der "herbivore" Copepode Eudiaptomus bereits in den Wintermonaten eine gewisse Individuendichte (EINSLE 1987a) und kann somit das Winterplankton nutzen, das vor allem aus den Rhodomonas- und Cryptomonas-Arten sowie aus Stephanodiscus hantzschii besteht. Die Entwicklung des Winter-Phytoplanktons hängt deshalb nicht allein von physikalischen Parametern wie Lichtmenge und Schichtungsverhältnissen ab, sondern auch von Fraß, vor allem durch Eudiaptomus. Die Eudiaptomus-Arten werden ihrerseits von Cyclops vicinus kontrolliert, der bereits im November seine Diapause am Seeboden beendet und wieder im Januar/Februar in nennenswerten Individuendichten im See vorhanden ist (EINSLE 1987b).

Die verwickelten Beziehungen innerhalb der Primär- und Sekundärkonsumenten, die ihrerseits Auswirkungen auf Arten-Zusammensetzung und Populationsdichte des Phytoplanktons haben, machen die Schwierigkeiten einer Bewertung von Lebensvorgängen im See deutlich.

7. Zusammenfassung

Der Bericht enthält die Ergebnisse der Phytoplankton-Untersuchungen, die im Auftrag der IGKB im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1986 durchgeführt wurden. Der Sinn einer solch umfassenden Planktonanalyse ist darin begründet, daß das Phytoplankton die Basis aller anderen Lebensvorgänge im See ist, denn es baut aus den mineralischen Pflanzennährstoffen und dem Sonnenlicht seine Körpersubstanz auf. Diese ist die Grundlage aller anderen Glieder des Nahrungsnetzes; somit ist eine grundlegende Beurteilung der Lebensvorgänge in einem Gewässer ohne umfassende Kenntnis der Populationsdynamik und der Systematik des Phytoplanktons nicht möglich. Dazu wurden aus dem Pelagial des **Ober-** und **Untersees** in wöchentlichem bis monatlichem Abstand Proben entnommen und ausgezählt. Für den Berichtszeitraum erfolgte die Biomassen-Berechnung für eine Tiefenschichtung von 0 - 20 m Wassertiefe. Durch Zuordnung einer spezifischen Volumengröße für jede Art und weitere Rechenschritte konnte auf die Biomasse je Seefläche umgerechnet werden. Die Ergebnisse werden mit verschiedenen Verfahren graphisch dargestellt und einer Bewertung unterzogen. Zusätzlich werden wichtige und interessante Arten in Zeichnung, lichtmikroskopischem oder elektronenmikroskopischem Bild dargestellt.

Zusammenfassend können die Ergebnisse folgendermaßen bewertet werden: Das Verteilungsmuster der Phytoplanktonentwicklung hat sich vor allem im **Bodensee-Obersee** stark geändert. Die in den zwanziger Jahren noch vorwiegend ein- bis zweigipflige Verteilungskurve entwickelte sich über eine zweigipflige Kurve zu Beginn des Berichtszeitraums in eine meistens dreigipflige Ganglinie. In den meisten Jahren kann ein Frühjahrs-, ein Sommer- und ein Herbstmaximum unterschieden werden.

Zu Beginn des Berichtszeitraums bestand noch eine enge Verknüpfung des Anstiegs der Jahresdurchschnitts-Biomasse mit dem Anstieg der Phosphorkonzentration. Die größere Verfügbarkeit dieses Nährstoffes für das Phytoplankton bei zunehmender Eutrophierung bedeutete auch eine weniger strenge Limitierung des Algenwachstums, so daß andere Faktoren größeren Einfluß auf die Planktonentwicklung bekamen. Dies sind z. B. die Kontrolle durch das Zooplankton oder die Witterung. Die Wirkung des Zooplanktons wird am besten bei der Ausbildung des Klarwasserstadiums deutlich. Anfang der sechziger Jahre war die

Phytoplanktonverteilung im **Obersee** zwar zweigipflig, jedoch gelang es dem Zooplankton nicht, die Planktonalgen bis auf geringe Restbestände aus dem See herauszufiltrieren. Dieser Zustand änderte sich ab 1966, denn in diesem Jahr wurde zum ersten Mal das Klarwasserstadium festgestellt. Bei **SOMMER et al. (1986)** wird ein solches Ereignis als Übergang vom oligotrophen zum eutrophen See definiert.

Die Witterung wirkte sich besonders bei der Frühjahrsblüte aus, die bei zunehmender Eutrophierung immer größere Schwankungen zeigte. Besonders deutlich wird dies im **Obersee** in den Jahren mit der höchsten Phosphorkonzentration und im anschließenden Zeitraum, in dem die Phosphor-Werte wieder absanken. So fiel die Frühjahrsblüte in den Jahren 1982 und 1983 witterungsbedingt fast vollständig aus, was sich in einer stark zurückgegangenen Jahresdurchschnitts-Biomasse äußerte. In den Jahren 1984 bis 1986 wurden wieder höhere Biomassen ermittelt. Von der Gesamtbiomasse im Durchschnitt eines Jahres kann deshalb nicht kurzfristig auf direkte Sanierungserfolge geschlossen werden.

Prinzipiell vergleichbares ist über den **Gnadensee** auszusagen, wo die höchsten Jahresdurchschnitts-Biomassen in den Jahren 1969 bis 1972 erreicht wurden. Seither schwankt die Durchschnitts-Biomasse um einen Wert von ca. 38 g/m^2 . Größere Abweichungen von diesem Durchschnittswert entstanden durch Entwicklung von starken Frühjahrs- oder Sommermaximas. Erst in mehrjährigem Vergleich ist ein leichtes Absinken der Biomasse sichtbar.

Der **Gnadensee** ist bereits von seinen hydrologischen Voraussetzungen eutropher als der **Obersee**; zudem kommt es durch regelmäßig eintretende Phosphor-Rücklösungen aus dem Sediment zu internen Nährstoff-Kreisläufen, was die Plankton-Entwicklung von der äußeren Nährstoffzufuhr entkoppelt. Starke Plankton-Maxima treten meistens bereits im Spätwinter unter der Eisbedeckung ein. Ihre Erfassung wäre zwar für eine genaue Bestimmung von Artenzusammensetzung und Biomasse notwendig, ist aber nicht immer möglich.

Aussagekräftiger ist die Entwicklung der einzelnen Algenklassen und von Arten, die unter bestimmten ökologischen Voraussetzungen hohe Biomassen erreichen können oder auf andere Weise eine Indikatorfunktion haben. So ist im **Bodensee-Obersee** seit ca. 1984 ein leichter Anstieg der **Chrysophyceen** festzustellen,

während die **Diatomeen** leicht zurücktreten. Dies ist besonders bei den Massentwicklungen des Sommers und Frühherbstes deutlich, wo große, das Ökosystem belastende Biomassen zurückgehen. Auch bei den **Cyanophyceen** ist ein leichter Rückgang sichtbar, während bei **Dinophyceen** und **Conjugatophyceen** noch keine eindeutige Tendenz erkennbar ist. Bei den **Chlorophyceen** ist gegenüber der Zeit vor 1972 noch ein deutlich erhöhtes Niveau festzustellen, ein ebenso eindeutiger Rückgang in den letzten Jahren konnte noch nicht beobachtet werden.

Bei den Algenarten, die im **Bodensee-Obersee** hohe Biomassen erreichen können, traten einige wichtige Veränderungen ein: Die **Blualge** Aphanizomenon flos-aquae, die bei hohen Individuen-Dichten Algenblüten an der Wasseroberfläche erzeugt, trat nur 1980 deutlich in den Vordergrund, als auch die Phosphorkonzentration im See ihren höchsten Stand erreicht hatte. Seitdem trat diese Alge nur noch in niedrigeren Individuenzahlen auf. Ein ähnliches Verhaltensmuster zeigte Stephanodiscus binderanus, der in den Jahren 1978 bis 1981 hohe Biomassen von Sommer bis Herbst erreichen konnte. Hier trat noch ein Wechsel im jahreszeitlichen Auftreten ein, denn diese erscheint seit 1981 wieder im April und Mai, was zuletzt 1965 erfolgte. Auch Asterionella formosa zeigt diesen Wechsel im jahreszeitlichen Auftreten. In der Frühzeit der Bodensee-Untersuchungen (**SCHRÖTER & KIRCHNER 1896, AUERBACH, MAERKER & SCHMALZ 1924, 1926**) war Asterionella eine Kaltwasserform, die in der ersten Jahreshälfte auftrat. Seit 1984 taucht diese Alge wieder vermehrt in den Frühjahrsmonaten auf, was seit 1973 nicht mehr der Fall war. Die wichtigen **Cryptophyceen**-Gattungen Rhodomonas und Cryptomonas treten während des gesamten Berichtszeitraums mit großer Periodizität auf und zeigen keine Tendenz einer Änderung.

Im **Gnadensee** ist besonders auffällig, daß sich die großen Massentwicklungen der Jahre 1969 bis 1973 nicht mehr wiederholt haben, die dominiert von **Cyanophyceen** (Microcystis aeruginosa und Aphanizomenon flos-aquae) und **Kieselalgen** (Stephanodiscus astraea und St. binderanus; Asterionella formosa sowie Fragilaria crotonensis) gebildet wurden. Die **Chlorophyceen** konnten beim Vorliegen für sie günstigere Bedingungen noch Individuendichten erreichen wie 1979 und 1982, während später ein leichter Rückgang festgestellt werden kann. Die anderen Algenklassen zeigen im Gegensatz zum Obersee noch keine eindeutige Tendenz, lediglich die **Kieselalgen** sind etwas rückläufig. Wie im **Obersee**, zeigen die **Cryptophyceen** eine sehr stabile Periodizität.

Sehr aufschlußreich sind die Veränderungen bei selteneren Arten oder solchen Algen, die im Laufe der zunehmenden Eutrophierung des Bodensees verschwunden sind. Hier zeigen sich auch Vorteile und Wichtigkeit einer detaillierten Erfassung des Phytoplanktons. Nur auf diese Weise können sowohl Auftauchen als auch Verschwinden einzelner Arten festgestellt werden, was bei einer Bestimmung der Biomasse über biochemische Parameter nicht möglich ist.

Abschließend kann folgendes gesagt werden: Ein Absinken der Biomasse wird nur langsam stattfinden; ebenso werden sich die Veränderungen bei den Algenklassen und den einzelnen Arten auf ein früheres Niveau nur allmählich einstellen, wobei der Endpunkt dieser Entwicklung noch nicht abgeschätzt werden kann.

8. Glossar

Die Erläuterungen der Fachbegriffe sind zum Teil nach LAWA (1985, 1989) und DIN 4049 (1989), Teil 2 (Hydrologie, Begriffe der Gewässerbeschaffenheit) zusammengestellt und ergänzt.

Abiotische Faktoren: Faktoren, die der unbelebten Natur entstammen, z.B. Wind, Temperatur, Sonnenstrahlung.

Accessorische Flora: Begleitflora mit geringer Individuenzahl, jedoch teilweise hoher Artenvielfalt.

Aerob: Das Vorhandensein von molekularem Sauerstoff bezeichnend.

Anerob: Das Fehlen von molekularem Sauerstoff bezeichnend, z.B. im Faulschlamm.

Anthropogen: Durch menschliche Aktivitäten verursacht, vom Menschen stammend.

Assimilation: Aufbau von körpereigenen Substanzen aus Nährstoffen.

Aufwuchs: (= Periphyton); an eine feste Unterlage gebundene Mikroorganismen. Hierzu zählen festsitzende (sessile) und auch bewegliche (vagile) Formen, die zwischen den festsitzenden Organismen leben.

Autotroph: Die Ernährungsweise derjenigen pflanzlichen Organismen bezeichnend, die ausschließlich aus anorganischen Stoffen Körpersubstanz mit Hilfe von Fremdenergie durch Photosynthese oder Chemosynthese selbst erzeugen.

Benthal: Lebensraum im Bereich des Gewässergrundes, bei tiefen Gewässern in Litoral und Profundal unterteilt.

Benthon: (= Benthos) Lebensgemeinschaft des Benthals.

Biogen: Durch lebende Organismen verursacht und entstanden.

Biotische Faktoren: Faktoren, die der belebten Natur entstammen, z.B. Konkurrenz um Nährstoffe, Fraßdruck.

Biomasse: Gesamtheit der zu einem Zeitpunkt in einem Gewässer unter einer Flächeneinheit oder in einer Volumeneinheit vorhandenen Organismen, angegeben als Frisch- oder Trockengewicht.

Biotop: Lebensraum einer Biozönose.

Biozönose: Lebensgemeinschaft verschiedener Pflanzen und Tiere in einem Biotop.

Chemosynthese: Aufbau von Kohlenstoffhydraten aus Kohlenstoffdioxid bei autotrophen Organismen mit Hilfe der aus chemischen Umsetzungen stammenden Energie. Zur Chemosynthese sind einige Bakterien trotz des Fehlens von Farbstoffen befähigt.

Destruent: "Abbauer, Mineralisierer"; Organismus, der tote organische Substanz (gelöst oder ungelöst) aufnimmt, teils für den Aufbau körpereigener Substanz verwertet und teils zu den anorganischen Endprodukten (CO_2 , Wasser u.a.) verarbeitet; die meisten Bakterien und Pilze sind Destruenten.

Diakritisch: Eigenschaft, die die Unterscheidung zwischen zwei Zuständen erlaubt.

Dimiktisch: Siehe Zirkulation.

Epilimnion: Wasserschicht stehender Gewässer oberhalb des Metalimnions.

Euphotisch: Die von photosynthetisch wirksamem Licht durchdrungende Schicht bezeichnend.

Euryök: Eigenschaft, die die Existenz in einem weiten Bereich von Umweltbedingungen möglich macht.

Eutroph: Nährstoffreich und hoch produktiv; vgl. Trophiegrad.

Eutrophierung: Prozeß zunehmender Nährstoffanreicherung und entsprechend steigender Trophie in einem Gewässer; natürlicherweise in Seen im Laufe von Jahrtausenden ablaufend, anthropogen stark beschleunigt.

Funktionelle Gruppen: Organismen mit einer gemeinsamen Eigenschaft, z.B. begeißelte Formen, die nicht oder nur entfernt verwandten systematischen Gruppen entstammen.

Herbivor: (= phytophag); Bezeichnung für Tiere, die sich von lebender Pflanzensubstanz ernähren.

Heterotroph: Die Ernährungsweise von Organismen bezeichnend, die vorwiegend zum Aufbau der Körpersubstanz und zur Deckung des Energiebedarfs auf organische Stoffe angewiesen sind. vgl. autotroph.

Holomiktisch: Wasserschicht tiefer stehender Gewässer unterhalb des Metalimnions.

Inverse Schichtung: siehe Stagnation.

Konsumenten: Heterotrophe Organismen, die andere Organismen oder Teile davon als Nahrung aufnehmen. Alle Tiere sind Konsumenten.

Meromiktisch: Niemals vollständig bis zum Gewässergrund zirkulierend; siehe Zirkulation, Monimolimnion.

Mesotroph: Mäßig produktiv; siehe Trophiegrad.

Metalimnion: Auch Temperaturschicht genannt; Wasserschicht in einem stehenden Gewässer zwischen Epilimnion und Hypolimnion mit großem Temperaturgradienten in vertikaler Richtung.

Mineralisierung: Abbau organischer Stoffe, vorwiegend durch Mikroorganismen zu anorganischen Produkten (anstelle des Wortes "Mineralisierung" wird im deutschsprachigen Raum oft das Wort "Remineralisierung" verwendet).

Minimumfaktor: Der den Ertrag begrenzende Wachstumsfaktor. Die Produktion an pflanzlicher Biomasse wird z.B. durch das Angebot an Nährstoffen und Licht begrenzt (Nährstofflimitierung, Lichtlimitierung).

Mischungsverhalten: Siehe dimiktisch, holomiktisch, meromiktisch, monomiktisch, polymiktisch.

Monomiktisch: Einmal jährlich vollständig zirkulierend; siehe Zirkulation.

Nährstofflimitierung: Siehe Minimumfaktor.

Nahrungskette: Modellvorstellung über die Beziehung von Organismen verschiedener trophischer Ebenen, wobei eine heterotrophe Art zugleich als Konsument und als Nahrungsgrundlage anderer Arten auftritt. Eine einfache Nahrungskette ist z.B. Alge - Wasserfloh - Fisch.

Nahrungsnetz: Modellvorstellung über mehrdimensional verknüpfte Nahrungsketten.

Nanoplankton: Planktonorganismen, die kleiner als 30 μm sind. Siehe auch Netzplankton, Picoplankton.

Netzplankton: Planktonorganismen, die größer als 30 μm sind. Siehe auch Nanoplankton, Picoplankton.

Ökosystem: Funktionelle Einheit aus Biozänose und Biotop, gekennzeichnet durch stoffliche, energetische und informatorische Wechselbeziehungen zwischen den Organismen untereinander und mit ihrer Umwelt.

Oligomiktisch: Siehe Zirkulation.

Oligotroph: Nährstoffarm und daher gering produktiv; siehe Trophiegrad.

Pelagial: Lebensraum des Freiwasserbereichs stehender Gewässer.

Photosynthese: Aufbau von Kohlenstoffhydraten aus Kohlendioxid bei autotrophen chlorophyllhaltigen Pflanzen mit Hilfe des Lichts.

Phytoplankton: Pflanzliches Plankton, überwiegend bestehend aus mikroskopisch kleinen Algen.

Picoplankton: Planktonorganismen, die kleiner als 5 μm sind. Siehe auch Nanoplankton, Netzplankton.

Plankton: Die im Pelagial schwebenden Pflanzen (Phytoplankton), Tiere (Zooplankton) und Bakterien (Bakterioplankton) mit fehlender oder nur geringer Eigenbewegung.

Polymiktisch: Häufig während eines Jahres zirkulierend; siehe Zirkulation.

Polytroph: (= hypertroph); übermäßig nährstoffreich und daher sehr hoch produktiv; siehe Trophiegrad.

Primärproduktion: Erzeugung von organischer Substanz durch autotrophe Organismen. Die weitaus wichtigsten Primärproduzenten sind die grünen Pflanzen, die mit Hilfe des Chlorophylls die Lichtenergie ausnutzen; vgl. Photosynthese.

Produktionsbegrenzender Faktor: Siehe Minimumfaktor.

Produzenten: Autotrophe Organismen.

Remobilisierung: Freisetzung von zuvor im Gewässer immobilisierten Stoffen.

Restaurierung: Maßnahmen, die im Gewässer selbst durchgeführt werden, um die ursprüngliche, vom Menschen nicht oder nur unwesentlich beeinflusste Wasserbeschaffenheit wiederherzustellen.

Sanierung: Maßnahmen im Einzugsgebiet eines Gewässers zur Verminderung des Eintrags von Schad- und Pflanzennährstoffen; z.B. Ringleitungen, Kläranlagen mit Phosphorfällung; vgl. Restaurierung.

Sekundärproduktion: Erzeugung von organischer Substanz durch heterotrophe Organismen; vgl. Primärproduktion.

Sprungschicht: siehe Metalimnion.

Stagnation: Zustand stabiler Schichtung bei stehenden Gewässern. Während der Sommerstagnation lassen sich bei einem tiefen holomiktischen See drei Wasserkörper unterscheiden: (Epilimnion, Metalimnion und Hypolimnion). Nur das Epilimnion wird umgewälzt. Im Winter unter Eis findet keine Umwälzung statt und es stellt sich eine "inverse Schichtung" ein (das Oberflächenwasser ist kälter als das Tiefenwasser).

Stenök: Eigenschaft, die die Existenz nur in einem engen Bereich von Umweltbedingungen möglich macht.

Stickstoffixierung: Aufnahme von molekularem Stickstoff durch bestimmte Organismen, z.B. Cyanobakterien (Blaualgen) zum Aufbau körpereigener Substanz.

Systematische Gruppen: Organismen, die einer gemeinsamen systematischen Einheit angehören, z.B. Blaualgen.

Trophie: Intensität der Primärproduktion.

Trophiegrad: Zustandsbereich im Trophiesystem. Unterschieden werden: - oligotroph (nährstoffarm und gering produktiv) - mesotroph (mäßig produktiv) - eutroph (nährstoffreich und hoch produktiv) - polytroph (mäßig nährstoffreich und sehr hoch produktiv).

Trophiesystem: Empirische Einteilung der Trophie entsprechend der Nährstoffversorgung und der Intensität der Primärproduktion.

Trophogene Schicht: Durchlichteter Oberflächenbereich eines Gewässers. Im Gegensatz zur tropholytischen Schicht ist hier Pflanzenproduktion möglich.

Tropholytische Schicht: Tiefenbereich eines Gewässers. Hier überwiegt wegen Lichtmangel der Abbau der in der trophogenen Schicht produzierten organischen Substanz.

Ultraplankton: Siehe Picoplankton.

Vollzirkulation: Siehe Zirkulation.

Wasserblüte: Populäre Bezeichnung für starke Vegetationsfärbung bei massenhafter Entwicklung von Planktonalgen, meist mit dem Auftreiben der Algen an die Wasseroberfläche verbunden.

Zirkulation: Großräumige Umwälzung des Wassers eines stehenden Gewässers. Perioden der Zirkulation und der Stagnation wechseln im Laufe des Jahres ab. Je nach Ausmaß der Umwälzung unterscheidet man Gewässer mit vollständiger Umwälzung (Vollzirkulation, holomiktisch) und mit partieller Umwälzung (meromiktisch). Nach der Häufigkeit der jährlichen Umwälzungen unterscheidet man Gewässer mit einmaliger Vollzirkulation (monomiktisch), zweimaliger Vollzirkulation (dimiktisch), vielmaliger Vollzirkulation (polymiktisch) und nur im Abstand von Jahren auftretender Vollzirkulation (oligomiktisch).

Zönose: Gemeinschaft von in einem Lebensraum vorkommenden Organismen; häufig gebraucht in der Zusammensetzung Biozönose (Gemeinschaft aller Organismen), Phytozönose (Gemeinschaft der Pflanzen), Zoozönose (Gemeinschaft der Tiere).

Zoobenthon: Tierisches Benthon; die mengenmäßig wichtigsten Organismengruppen im Zoobenthon sind Würmer, Muscheln, Schnecken, Insektenlarven, Kleinkrebse.

Zooplankton: Tierisches Plankton; im Süßwasser vor allem einzellige Urtiere, Rädertiere und Kleinkrebse.

9. Literaturverzeichnis

- AUERBACH, M., MAERKER, W. & SCHMAL, J. (1924): Hydrographisch-biologische Bodenseeuntersuchungen I.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 3: 597-738.
- AUERBACH, M., MAERKER, W. & SCHMALZ, J. (1926): Hydrographisch-biologische Bodenseeuntersuchungen II.- Verh. Naturwiss. Ver. Karlsruhe 30: 1-128.
- BEHRE, K. (1966): Zur Algensoziologie des Süßwassers.- Arch. Hydrobiol. 62: 125-164.
- BLUM, J. (1956): The Application of the Climax Concept to Algal Communities of Streams.- Ecology 37: 603-604.
- BOGDAN, K. & MC NAUGHT, D. (1975): Selective feeding by Diaptomus and Daphnia.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 19: 2935-2942.
- BOURELLY, P. (1970): Les algues d'eau douce. Tome III: Les algues bleues et rouges.- Edition Boubée, Paris: 1-512.
- BOURELLY, P. (1972): Les algues d'eau douce. Tome I: Les algues vertes.- Edition Boubée, Paris: 1-572.
- BOURELLY, P. (1981): Les algues d'eau douce. Tome II: Les algues jaunes et brunes.- Edition Boubée, Paris: 1-517.
- BRENDELBERGER, H. (1985): Filter mesh size and retention efficiency for small particles: Comparative studies with Cladocera.- Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol. 21: 135-146.
- BÜRGI, H.-R. (1976): Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961-1963.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 18: 1-87.
- BÜRGI, H.-R. & LEHN, H. (1979): Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975); Teil 2 - Obersee.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 23: 1-86.
- CLEVE-EULER, A. (1951): Die Diatomeen von Schweden und Finnland, Teil 1 - Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 2 (1): 1-163.
- CLEVE-EULER, A. (1952): Die Diatomeen von Schweden und Finnland, Teil 5 - Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 3 (3): 1-153.
- CLEVE-EULER, A. (1953a): Die Diatomeen von Schweden und Finnland, Teil 2 - Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 4 (1): 1-158.
- CLEVE-EULER, A. (1953b): Die Diatomeen von Schweden und Finnland, Teil 3 - Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 4 (5): 1-255.

- CLEVE-EULER, A. (1955): Die Diatomeen von Schweden und Finnland, Teil 4.- Kungl. Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar 5 (4): 1-232.
- DIN (1989): Deutsches Institut für Normung: Hydrologie - Begriffe der Gewässerbeschaffenheit. DIN 4049, Teil 2, Berlin.
- EICHENBERGER, E., SCHLATTER, F., WEILENMANN, H. & WUHRMANN, K. (1981): Toxic and eutrophicating Effects of Co, Cu and Zn on algal benthic Communities in Rivers.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 21: 1131-1134.
- EINSLE, U. (1964): Die Gattung Cyclops im Bodensee.- Arch. Hydrobiol. 60: 133-199.
- EINSLE, U. (1977): Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee; Obersee (1962-1974) und Rheinsee (1963-1973).- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 20: 1-63.
- EINSLE, U. (1987a): Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972-1975) und Untersee-Gnadensee und Rheinsee (1974-1985).- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 37: 1-103.
- EINSLE, U. (1987b): Zur Vertikalwanderung planktischer Copepoden im Bodensee-Obersee.- Schweiz. Z. Hydrol. 49: 303-315.
- ELSTER, H.- J. & MOTSCH, B. (1966): Untersuchungen über das Phytoplankton und die organische Urproduktion in einigen Seen des Hochschwarzwaldes, im Schleinsee und Bodensee.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 28: 291-376.
- ETTL, H. (1978): Xanthophyceae, 1. Teil.- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. ETTL, GERLOFF & HEYNIG), Band 3, Fischer Verlag, Stuttgart.
- ETTL, H. (1983): Chlorophyta I (Phytomonadina).- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. ETTL, GERLOFF, HEYNIG & MOLLENHAUER), Band 9, Fischer Verlag, Stuttgart.
- ETTL, H. & GÄRTNER, G. (1988): Chlorophyta II (Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales).- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. ETTL, GERLOFF, HEYNIG & MOLLENHAUER), Band 10, Fischer Verlag, Stuttgart.
- FINDENEKG, I. (1943): Untersuchungen über die Ökologie und die Produktionsverhältnisse des Planktons im Kärntner Seengebiet.- Int. Revue ges. Hydrobiol. 43: 366-429.
- FINDENEKG, I. (1965): Limnologische Unterschiede zwischen den österreichischen und ostschweizerischen Alpenseen und ihre Auswirkung auf das Phytoplankton.- Vjschr. Naturf. Ges. Zürich 110: 289-300.
- FÖRSTER, K. (1982): Das Phytoplankton des Süßwassers. 8. Teil, 1. Hälfte (Conjugatophyceae: Zygnematales und Desmidiaceae).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. ELSTER & OHLE), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.

- FOTT, B. (1972): Das Phytoplankton des Süßwassers. 6. Teil (Chlorophyceen, Ordnung Tetrasporales).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. ELSTER & OHLE), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.
- GEITLER, L. & PASCHER, A. (1925): Cyanophyceae.- In: Die Süßwasserflora Mitteleuropas (ed. PASCHER), Heft 12, Fischer Verlag, Jena.
- GELLER, W. & MÜLLER, H. (1981): Filtration apparatus of Cladocera: Filter mesh sizes and their implications on food selectivity.- *Oecologia* **49**: 316-321.
- GLIWICZ, M. & SIEDLAR, E. (1980): Food size limitation and algae interfering with food collection in *Daphnia*.- *Arch. Hydrobiol.* **88**: 155-177.
- GRIM, J. (1939): Beobachtungen am Phytoplankton des Bodensees (Obersee) sowie deren rechnerische Auswertung.- *Int. Rev. ges. Hydrobiol. u. Hydrogr.* **39**: 193-315.
- GRIM, J. (1951): Vergleich der Produktionsleistung des Bodensee-Untersees, des Obersees und des Schleinsees.- *Abh. Fisch. u. Hilfswiss.* **4**: 787-841.
- GRIM, J. (1952): Vermehrungsleistungen planktischer Algenpopulationen in Gleichgewichtsperioden.- *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **20**: 238-260.
- GRIM, J. (1955): Die chemischen und planktologischen Veränderungen des Bodensees-Obersees in den letzten 30 Jahren.- *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **22**: 310-322.
- GRIM, J. (1967): Der Phosphor und die pflanzliche Produktion im Bodensee.- *GWF* **108**: 1261-1271.
- HAKANSSON, H. (1986): A taxonomic reappraisal of some *Stephanodiscus* (Bacillariophyceae).- *Br. Phycol. J.* **21**: 25-37.
- HAKANSSON, H. & HICKEL, B. (1986): The morphology and taxonomy of the diatom *Stephanodiscus neoastraea* sp. nov..- *Br. Phycol. J.* **21**: 39-43.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1938): Das Phytoplankton des Süßwassers. 1. Teil (Blualgen, Bakterien, Pilze).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. THIENEMANN), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1941): Das Phytoplankton des Süßwassers. 2. Teil, 1. Hälfte (Chrysophyceen, Farblose Flagellaten, Heterokonten).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. THIENEMANN), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1950): Das Phytoplankton des Süßwassers. 3. Teil (Cryptophyceen, Chloromonaden, Peridineen).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. THIENEMANN), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.
- HUBER-PESTALOZZI, G. (1955): Das Phytoplankton des Süßwassers. 4. Teil (Euglenophyceen).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. THIENEMANN), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.

- HUBER-PESTALOZZI, G. (1961): Das Phytoplankton des Süßwassers. 5. Teil (Chlorophyceen, Ordnung Volvocales).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. THIENEMANN), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.
- HUSTEDT, F. (1930): Bacillariophyta.- In: Die Süßwasserflora Mitteleuropas (ed. PASCHER), Heft 19, Fischer Verlag, Jena.
- HUTCHINSON, G. (1967): A Treatise on limnology. Vol. 2. Introduction to lake biology and the limnoplankton.- Wiley, New York.
- INFANTE, A. (1973): Untersuchungen über die Ausnutzbarkeit verschiedener Algen durch das Zooplankton.- Arch. Hydrobiol. Supp. 42: 340-405.
- JÄRNEFELT, H. (1952): Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen.- Ann. Acad. Scient. Fennicae Series A. IV. 18: 1-27.
- KIEFER, F. (1972): Naturkunde des Bodensees.- Thorbecke Verlag, Sigmaringen: 1-209.
- KLEE, R. & SCHMIDT, R. (1987): Eutrophication of Mondsee as indicated by the diatom stratigraphie of a sediment core.- Diatom Research 2: 55-76.
- KNISELY, K. & GELLER, W. (1986): Selective feeding of four zooplankton species on natural lake phytoplankton.- Oecologia 69: 86-94.
- KOLKWITZ, R. (1912): Das Plankton des Rheinstroms, von seinen Quellen bis zur Mündung.- Ber. D. bot. Ges. 30: 205-226.
- KOMAREK, J. & FOTT, B. (1983): Das Phytoplankton des Süßwassers. 7. Teil, 1. Hälfte (Chlorophyceae, Ordnung Chlorococcales).- In: Die Binnengewässer 16 (ed. ELSTER & OHLE), Schweizerbart Verlag, Stuttgart.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1986): Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae.- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. ETTL, GERLOFF, HEYNIG & MOLLENHAUER), Band 2/1, Fischer Verlag, Stuttgart.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. (1988): Bacillariophyceae, 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae.- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. ETTL, GERLOFF, HEYNIG & MOLLENHAUER), Band 2/2, Fischer Verlag, Stuttgart.
- LAMPERT, W., FLECKNER, F., RAI, H. & TAYLOR, B. (1986): Phytoplankton-control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase.- Limnol. Oceanogr. 31: 478-490.
- LAMPERT, W. & SCHÖBER, U. (1978): Das regelmäßige Auftreten von Frühjahrs-Algenmaximum und "Klarwasserstadium" im Bodensee als Folge von klimatischen Bedingungen und Wechselwirkungen zwischen Phyto- und Zooplankton.- Arch. Hydrobiol. 82: 364-386.
- LAUTERBORN, R. (1925): Zur Kenntnis des Planktons des Bodensees und der benachbarten Kleinseen.- Mitt. bad. Landesv. Naturkunde N.F. 1: 421-430.

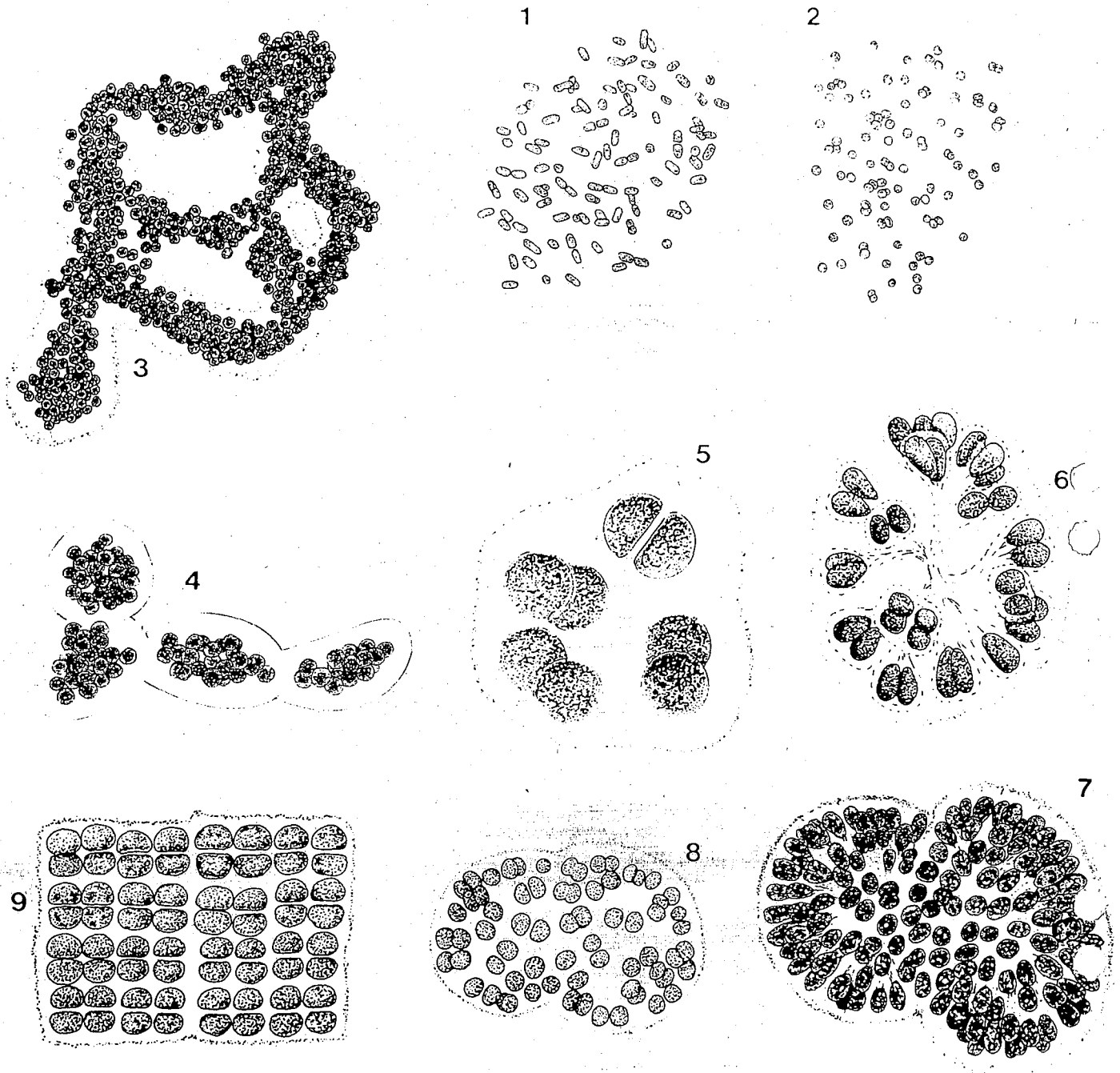
- LAWA (1985): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Seen in der Bundesrepublik Deutschland.- Woeste Verlag, Essen.
- LAWA (1989, im Druck): Länderarbeitsgemeinschaft Wasser: Seen in der Bundesrepublik Deutschland II- Stauseen.- Woeste Verlag, Essen.
- LEHN, H. (1960): Biologische Voraussetzungen für die Bodenseewasserversorgung in der Versuchsfilterstation Sipplingen.- Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 19: 17-55.
- LEHN, H. (1962): Zur Sichttiefen-Minderung im Bodensee seit 1920.- Int. Rev. ges. Hydrobiol. 47: 523-532.
- LEHN, H. (1965): Isothermenschwankungen im Bodensee.- Umschau 65: 644-648.
- LEHN, H. (1969): Die Veränderungen des Phytoplanktonbestandes im Bodensee: 1. Fluktuationen von *Tabellaria fenestrata* 1890-1967.- Int. Rev. ges. Hydrobiol. 54: 367-411.
- LEHN, H. (1972): Zur Beziehung Phytoplankton-Phosphat im Bodensee.- Arch. Hydrobiol. 70: 556-559.
- LEHN, H. (1973): Phytoplanktonänderungen im Bodensee und einige Folgeprobleme.- Ver. Ges. Ökol. 2: 225-235.
- LEHN, H. (1975): Entwicklung des Bodensee-Pelagials seit 1920.- GWF-Wasser/Abwasser 116: 170-175.
- LEHN, H. (1980): Das Phytoplankton während der Eutrophierungs-Phase des Bodensees.- Ver. Ges. Ökol. 8: 363-372.
- LHOTSKY, O. (1985): The Time Factor in the Evaluation of Algal Communities.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2885-2887.
- LIMNOLOGISCHER MONATSBERICHT-ÜBERLINGER SEE (1957, 1958, 1959, 1960, 1961, 1962) der Anstalt für Bodensee-Forschung der Stadt Konstanz, Konstanz-Staad.
- MÄCKLE, H., ZIMMERMANN, U. & STABEL, H.-H. (1987): Phytoplanktonentwicklungen in tiefen Voralpenseen. Biologische Indikatoren der Gewässergüte.- Wasser, Abwasser 128: 544-550.
- MOHAMMED, A. & MÜLLER, H. (1981): Zur Nährstofflimitierung des Phytoplanktons im Bodensee.- I. Der Zustand im Seeteil "Überlinger See" 1974-1975.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 59: 151-191.
- MÜLLER, H. (1967): Eine neue qualitative Bestandsaufnahme des Phytoplanktons des Bodensee-Obersees mit besonderer Berücksichtigung der tychoplanktischen Diatomeen.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 33: 206-236.
- MÜLLER, H. (1985): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresbericht Januar 1982 bis März 1983.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, 10.

- MÜLLER, H. (1986): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresbericht Januar 1983 bis März 1984.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 11.
- MÜLLER, H. (1986): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresbericht Januar 1984 bis März 1985.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 12.
- MÜLLER, H. (1987): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresbericht Januar 1985 bis März 1986.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 13.
- MÜLLER, H. (1988): Limnologischer Zustand des Bodensees. Jahresbericht Januar 1986 bis März 1987.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 14.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken.- Symb. Bot. Upsal. 17: 1-163.
- ODUM, E. (1980): Grundlagen der Ökologie.- Thieme Verlag, Stuttgart; Band 1: 1-496.
- PECHLANER, R. (1970): The phytoplankton spring outburst and its conditions in lake Erken.- Limnol. Oceanogr. 15: 113-130.
- REYNOLDS, C. (1987): Cyanobacterial Water-Blooms.- Advances in Botanical Research 13: 67-143.
- RODHE, W. (1955): Can plankton production proceed during winter darkness in subarctic lakes.- Verh. Int. Ver. Limnol. 12: 117-122.
- RUZICKA, J. (1977): Die Desmidiaceen Mitteleuropas.- Schweizerbart Verlag, Stuttgart; Band 1, 1. Lieferung: 1-292.
- RUZICKA, J. (1981): Die Desmidiaceen Mitteleuropas.- Schweizerbart Verlag, Stuttgart; Band 1, 2. Lieferung: 293-736.
- SCHMITZ, W. (1976): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1974 bis März 1975.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 1: 1-50.
- SCHMITZ, W. (1977): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1975 bis März 1976.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 2: 1-49.
- SCHMITZ, W. (1978): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1976 bis März 1977.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 3: 1-52.
- SCHMITZ, W. (1979): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1977 bis März 1978.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 4: 1-33.
- SCHMITZ, W. (1981): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1978 bis März 1979.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 5: 1-34.
- SCHMITZ, W. (1982): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1979 bis März 1989.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 6: 1-34.

- SCHMITZ, W. (1983): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1980 bis März 1981.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 7: 1-34.
- SCHMITZ, W. & MÜLLER, H. (1985): Der limnologische Zustand des Freiwassers von Januar 1981 bis März 1982.- Jber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 8: 1-34.
- SCHRÖDER, R. (1969): Ein summierender Wassers schöpfer.- Arch. Hydrobiol. 66: 241-243.
- SCHRÖDER, R. (1974): Strömungsverhältnisse im Bodensee-Untersee und der Wasseraustausch zwischen den einzelnen Seebecken.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee 15: 1-24.
- SCHRÖDER, R. (1987): Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen.- Arch. Hydrobiol. Supp. 76: 53-99.
- SCRHÖTER, C. & KIRCHNER, O. (1896): Die Vegetation des Bodensees.- Schr. d. Ver. f. d. Gesch. d. Bodensees 25: 1-122.
- SIEBURTH, J., SMETACEK, V. & LENZ, J. (1978): Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions.- Limnol. Oceanogr. 23: 1256-1263.
- SKUJA, H. (1948): Taxonomie des Phytoplanktons einiger Seen in Uppland, Schweden.- Symb. Bot. Upsaliensis 9: 1-399.
- SKUJA, H. (1956): Taxonomische und biologische Studien über das Phytoplankton schwedischer Binnengewässer.- Nova Acta Reg. Soc. Upsaliensis, ser. IV, 16: 1-404.
- SKUJA, H. (1965): Grundzüge der Algenflora und Algenvegetation der Fjeld-gegenden um Abisko in Schwedisch-Lappland.- Nova Acta Reg. Soc. Upsaliensis, ser. IV, 18: 1-465.
- SOMMER, U. (1981a): Phytoplanktonbiocöenosen und -sukzessionen im Bodensee/Überlinger See.- Verh. Ges. Ökol. 10: 33-42.
- SOMMER, U. (1981b): The Role of r- and K-Selection in the Succession of Phytoplankton in Lake Constance.- Acta Oecologica/Oecologia Generalis 2: 327-342.
- SOMMER, U. (1982a): Die Periodizität des Phytoplanktons im Bodensee - ein Beispiel für Succession.- Praxis der Naturwissenschaften 31: 323-329.
- SOMMER, U. (1982b): Vertical niche separation between two closely related planktonic flagellate species (*Rhodomonas lens* and *Rhodomonas minuta* v. *nannoplanctica*).- Journal of Plankton Research 4: 137-142.
- SOMMER, U. (1983): Light, stratification and Zooplankton as controlling factors for the spring development of phytoplankton in Lake Constance.- Schweiz. Z. Hydrol. 45: 394-404.

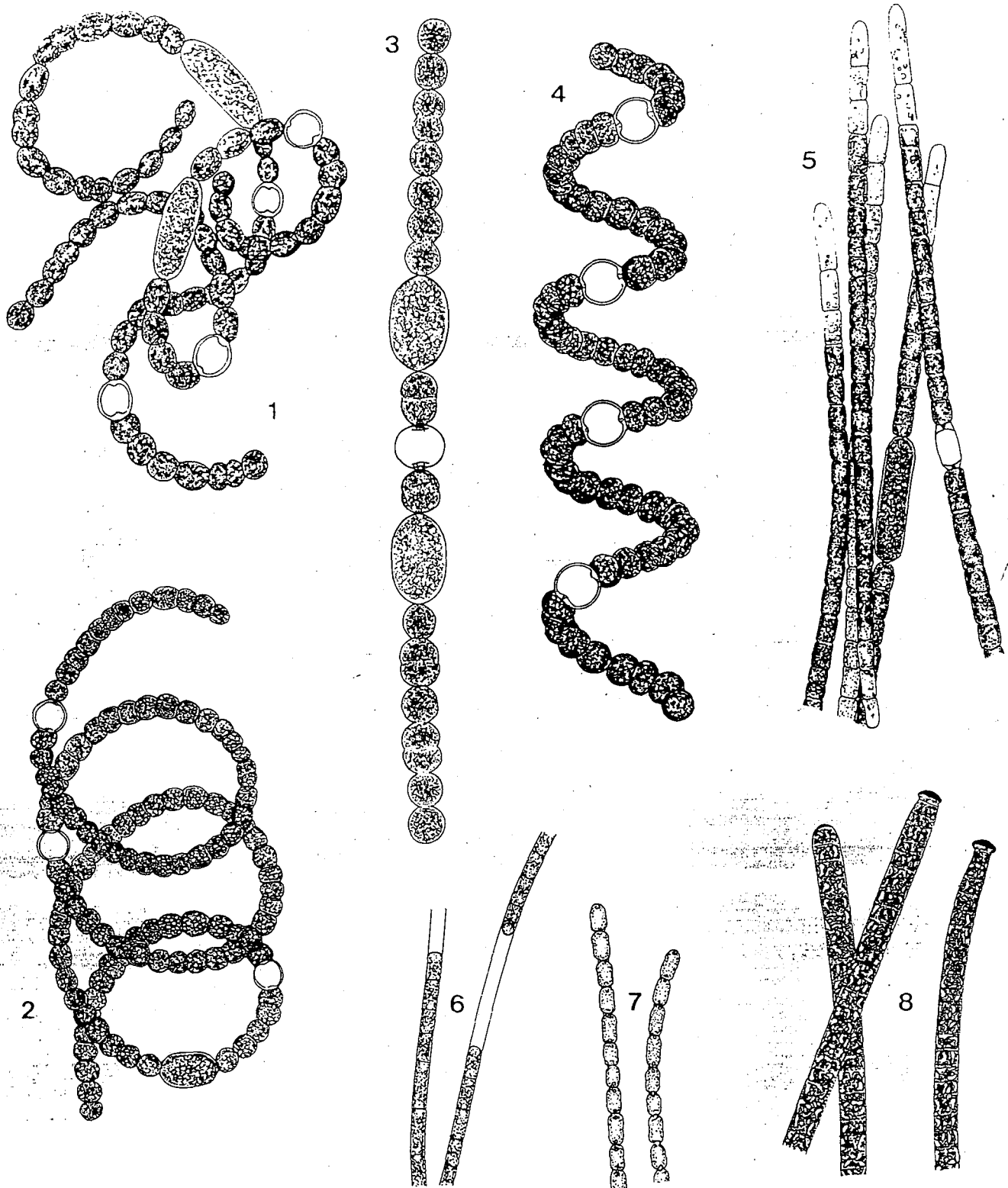
- SOMMER, U., GLIWICZ, M., LAMPERT, W. & DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal successions of planctonic events in fresh waters.- Arch. Hydrobiol. **106**: 433-471.
- STARMACH, K. (1985): Chrysophyceae und Haptophyceae.- In: Süßwasserflora von Mitteleuropa (ed. Ettl, Gerloff, Heynig & Mollenhauer), Band 1, Fischer Verlag, Stuttgart.
- STEINBERG, C. & HARTMANN, H. (1988): Planktische blütenbildende Cyanobakterien (Blaualgen) und die Eutrophierung von Seen und Flüssen.- Vom Wasser **70**: 1-10.
- TESSENOW, U. (1966): Untersuchungen über den Kieselsäurehaushalt der Binnengewässer.- Arch. Hydrobiol. Suppl. **32**: 1-136.
- UEHLINGER, V. (1964): Etude statistique des méthodes de dénombrement planctonique.- These Nr. 1363 Université de Genève, p. 1-223.
- UHLMANN, D. (1961): Über den Einfluß von Planktonorganismen auf ihr Milieu.- Int. Revue ges. Hydrobiol. **46**: 115-129.
- UTERMÖHL, H. (1936): Quantitative Methoden zur Untersuchung des Nanoplanktons.- Abderhaldens Handb. biol. Arbeitsmeth. Ab. IX. **2/II**: 1879-1937.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommen der quantitativen Phytoplankton-Methodik.- Mitt. d. Internat. Vereinig. f. Limnologie **9**: 1-38.
- WHITTAKER, R. (1953): A Consideration of Climax Theory: The Climax as a Population and Pattern.- Ecological Monogr. **23**: 41-78.
- ZÜLLIG, H. (1982): Untersuchungen über die Stratigraphie von Carotinoiden im geschichteten Sediment von 10 schweizer Seen zur Erkundung früherer Phytoplankton-Entfaltungen.- Schweiz. Z. Hydrol. **44**: 1-98.

Planktonalgen des Bodensees



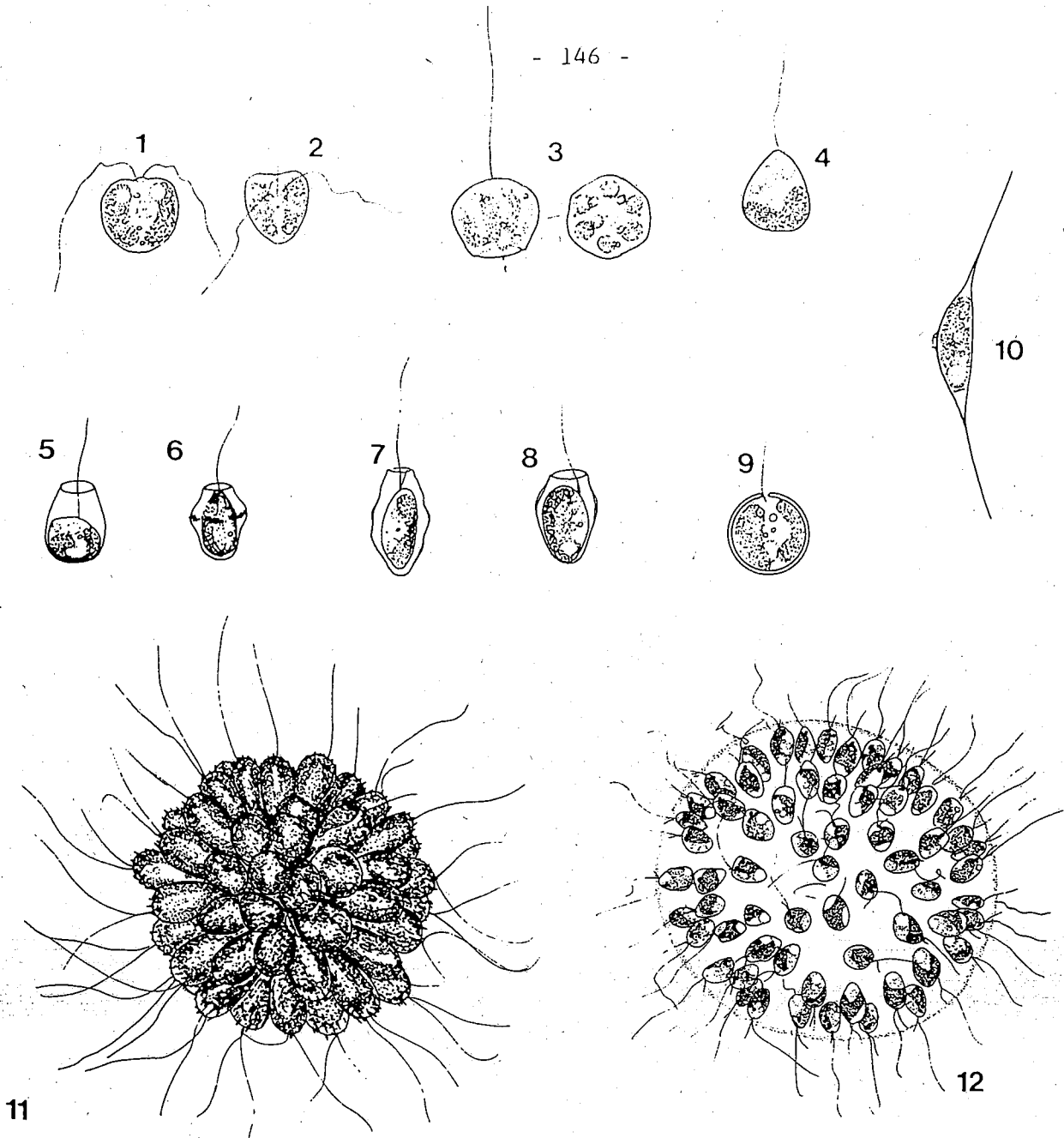
CYANOPHYCEAE I Chroococcales

	Dimensionen in μm	
	Zelle	Kolonie - ϕ
1 <i>Aphanothece clathrata</i>	0,6 - 1 x 1,5 - 3,5	bis 400
2 <i>Microcystis</i> (Syn. <i>Aphanocapsa</i>) <i>elachista</i> Var. <i>planctonica</i>	1,5 - 1,8 ϕ	26 - 38
3 <i>Microcystis aeruginosa</i>	3 - 4 (- 7) ϕ	unregelmässig durchbrochen
4 <i>Microcystis wesenbergii</i>	4 - 7 (- 10)	unregelmässig lappig
5 <i>Chroococcus limneticus</i>	6 - 12	ca. 100
6 <i>Gomphosphaeria aponina</i>	4 - 7,5 x 8 - 15	50 - 90
7 <i>Gomphosphaeria naegelianum</i>	3,5 - 5 x 5 - 7	50 - 180
8 <i>Coelosphaerium kützingianum</i>	2,25 - 4 ϕ	20 - 90
9 <i>Merismopedia glauca</i>	3 - 6 breit	ca. 70



CYANOPHYCEAE II Hormogonales.

	Dimensionen in μm		
	Trichombreite	Heterocysten	Dauersporen
1 <i>Anabaena flos-aquae</i>	4 - 8	4 - 9 x 6 - 10	6 - 13 x 20 - 35
2 <i>Anabaena circinalis</i>	8 - 14	8 - 10 ϕ	16 - 18 x 34
3 <i>Anabaena solitaria</i> f. <i>planctonica</i>	8 - 14	9 - 15 ϕ	15 - 21 x 20 - 35
4 <i>Anabaena spiroides</i>	6 - 14	6,5 - 14 ϕ	10 - 22 x 18 - 35
5 <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	5 - 6,2	5,5 - 8,5 x 8 - 18	6,7 - 8,5 x 40 - 150
6 <i>Lyngbya limnetica</i>	1 - 2		
7 <i>Pseudoanabaena catenata</i>	1 - 2		
8 <i>Oscillatoria rubescens</i>	6 - 8		



CHRYSOPHYCEAE I Chrysomonadales / Rhizochrysidales (Nr. 10)

HAPTOPHYCEAE (Nr. 2)

- 1 *Erkenia subaequiciliata*
- 2 *Chrysochromulina parva*
- 3 *Pseudopedinella erkensis*
- 4 *Chromulina grassa*
- 5 *Kephyrium ovum*
- 6 *Kephyrion moniliferum*
- 7 *Pseudokephyrion undulatum*
- 8 *Pseudokephyrion entzii*
- 9 *Chrysococcus rufescens*
- 10 *Bitrichia chodatii*
- 11 *Synura uvella*
- 12 *Uroglana americana*

Dimensionen in μm

Zelle

Gehäuse

Kolonie

5 - 9 x 5 - 8

3 - 7 x 2,5 - 5

7 - 10 x 8 - 12

18 x 15

7 x 4 - 5

8 - 10 x 6 - 7

18 - 25 x 7 - 12

9 - 13 x 7 - 8

8 - 12 ϕ

10 - 15 x 4 - 7,5

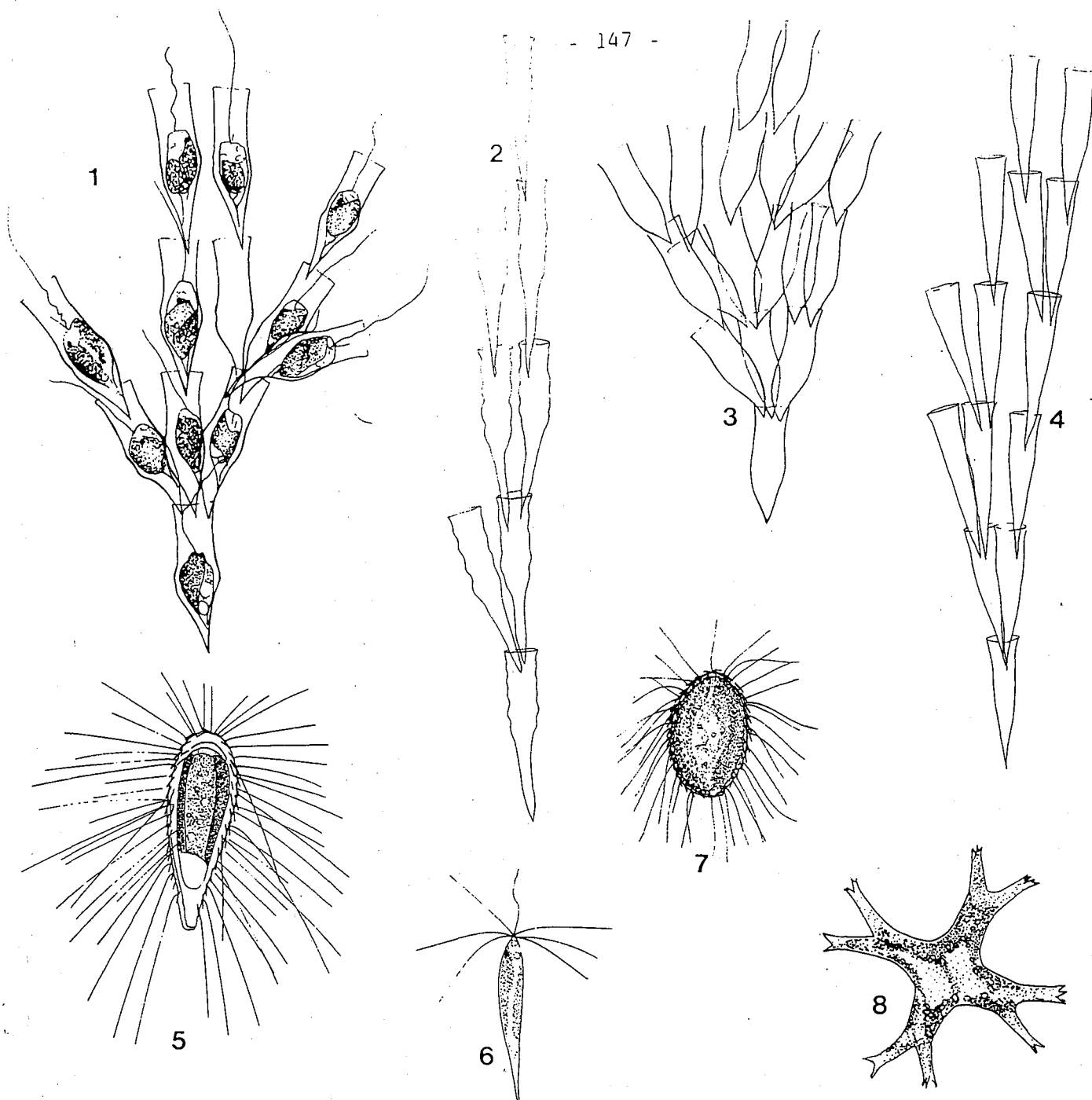
20 - 40 x 8 - 17

5 - 8 - 12 x 3 - 7

(ohne Stachel

100 - 400

bis 700



CHRYSTOPHYCEAE II Chrysomonadales

- 1 *Dinobryon divergens*
- 2 *Dinobryon bavaricum*
- 3 *Dinobryon sertularia*
- 4 *Dinobryon sociale* Var. *stipitatum*
- 5 *Mallomonas caudata*
- 6 *Mallomonas akrokomos*
- 7 *Mallomonas acaroides*

Dimensionen in μm
Zelle

Gehäuse

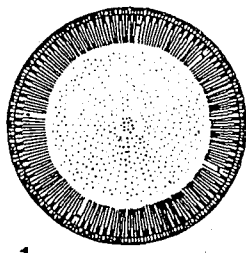
40 - 100 x 20 - 30
23 - 62 x 4,5 - 15
18 - 45 x 7 - 23

30 - 65 x 8 - 11
50 - 120 x 6 - 10
30 - 40 x 10 - 14
35 - 70 x 7 - 9

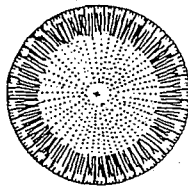
XANTHOPHYCEAE Mischococcales

- 8 *Isthmochloron lobulatum*

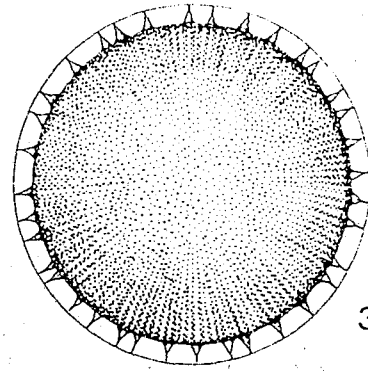
33 - 45 x 27 - 40



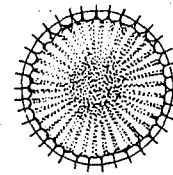
1



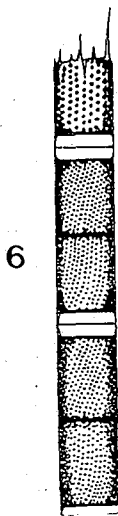
2



3



4



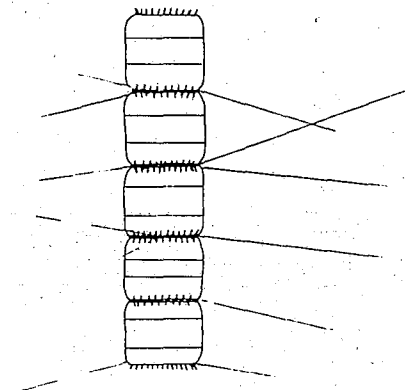
6



7

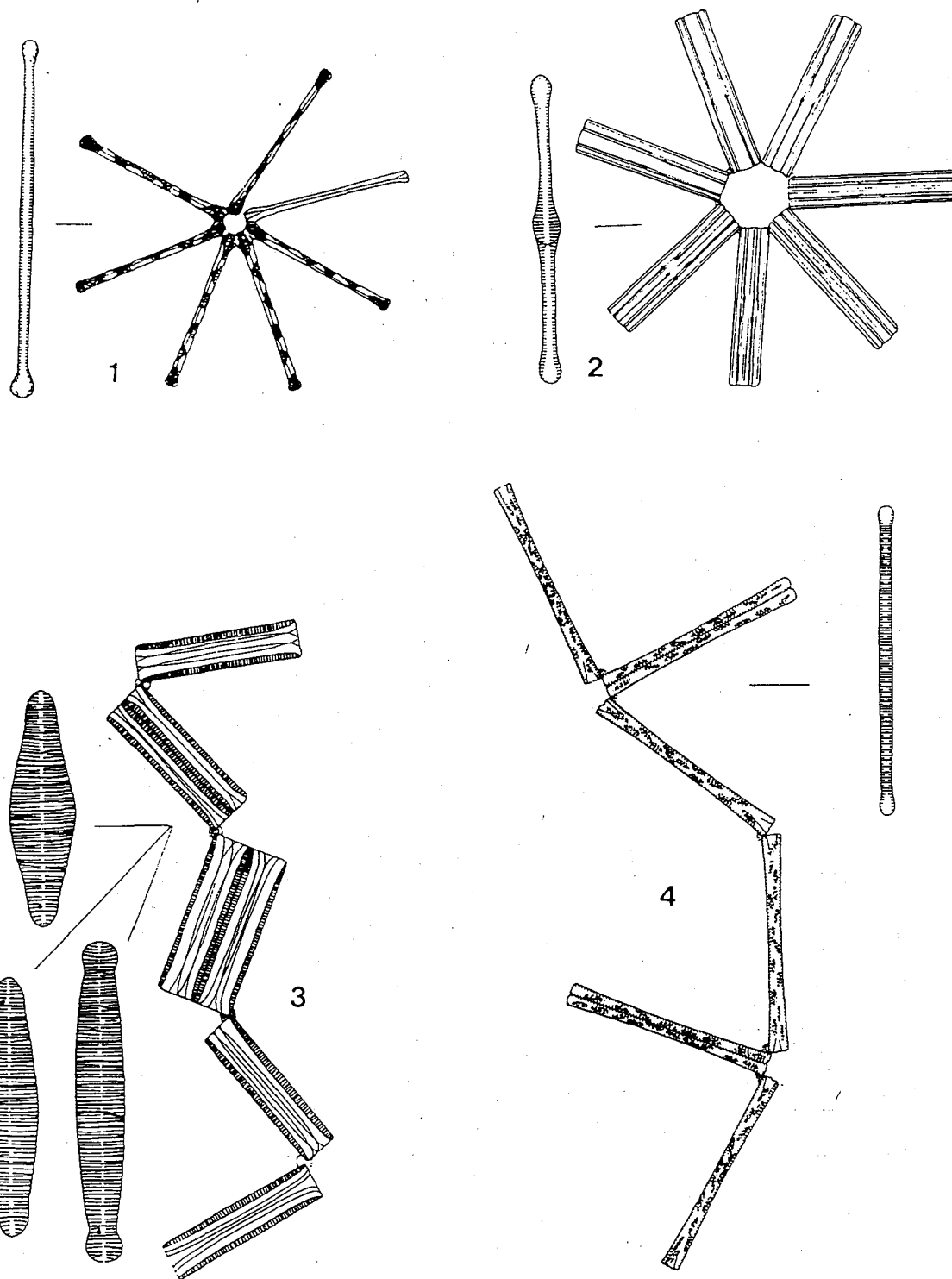


5



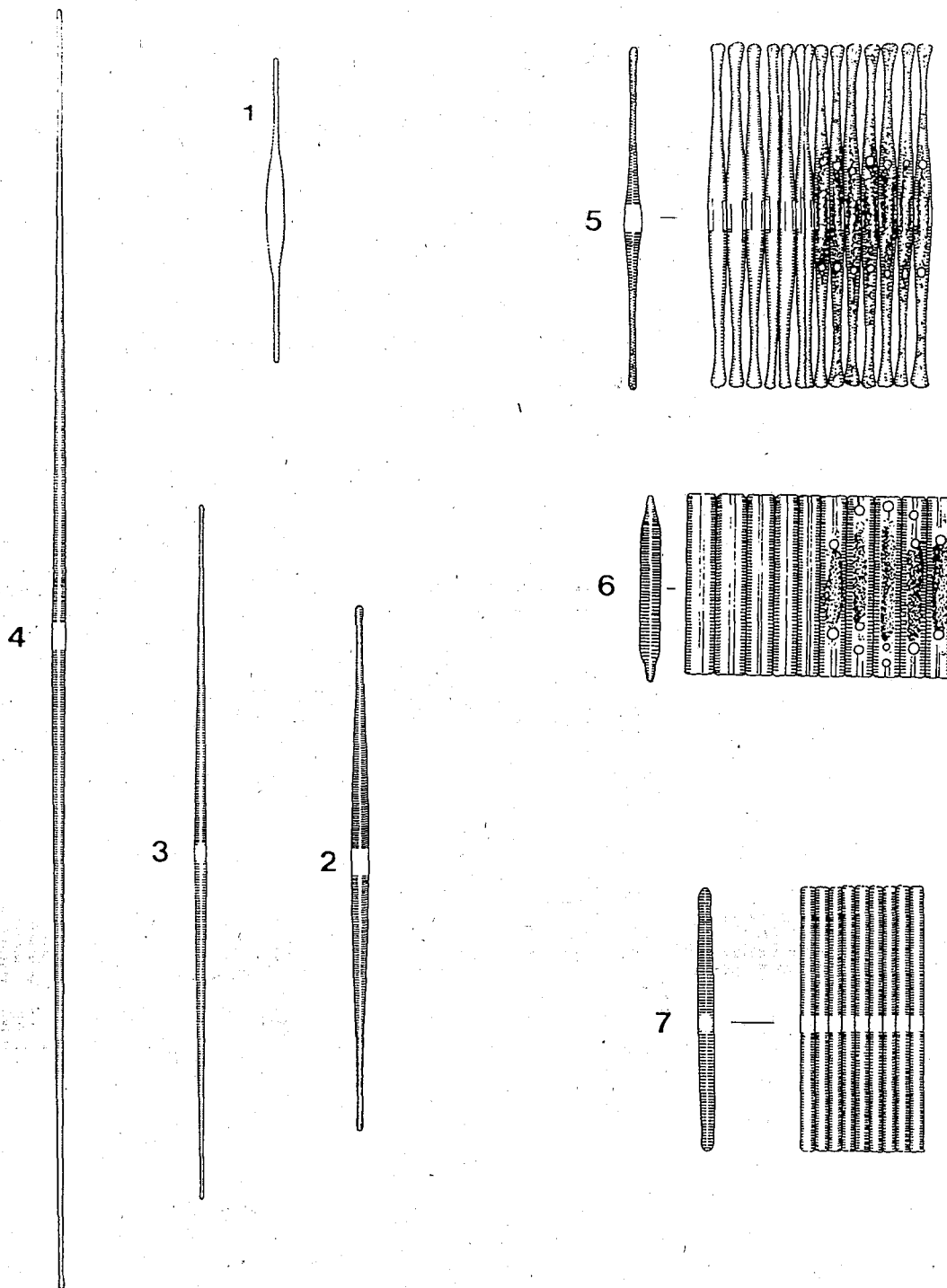
BACILLARIOPHYCEAE I Centrales

	Dimensionen in μm		Poren in 10 μm	Porenreihen Streifen in 10 μm
	Zell- ϕ	Zellhöhe		
1 <i>Cyclotella bodanica</i>	20 - 80	$3/4 \phi$		13
2 <i>Cyclotella comta</i>	15 - 20	$1/3 \phi$		13 - 15
3 <i>Stephanodiscus neoastraea</i>	30 - 70	$1/3 \phi$	12	9
4 <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	8 - 20	$3/4 \phi$	nur mit Immersion sichtbar	8 - 10
5 <i>Stephanodiscus binderanus</i>	4 - 25	$6/5 \phi$	äußerst zart	
6 <i>Melosira granulata</i>	5 - 21	10 - 36	2 Typen	8 - 9 10 - 12 10 - 15
7 <i>Melosira granulata</i> Var. <i>angustissima</i>	3 - 5	$20 \times \phi$	2 Typen	8 - 9 10 - 12 10 - 15



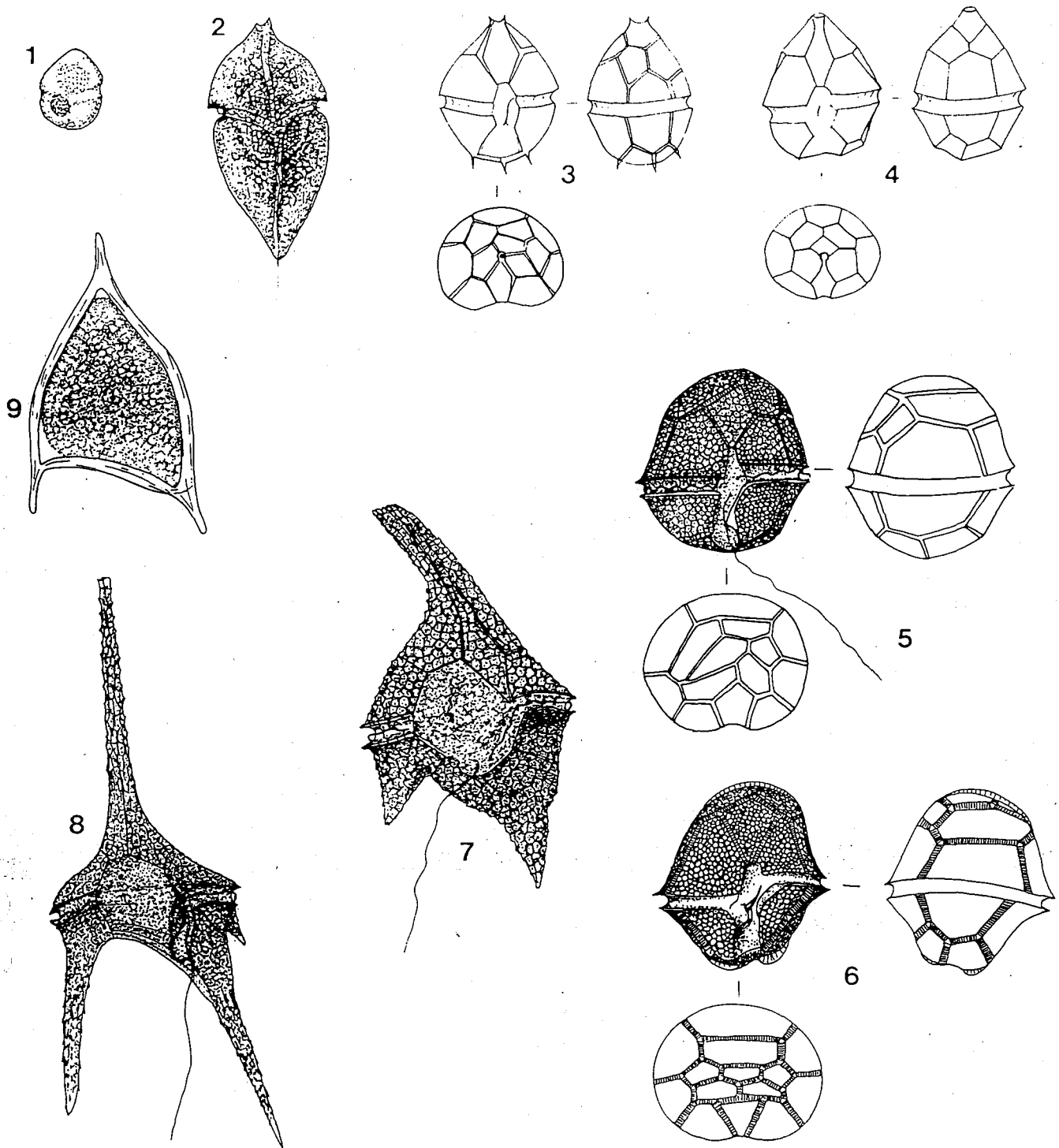
BACILLARIOPHYCEAE II Pennales

	Dimensionen in μm		Transapikalstreifen in 10 μm
	Länge	Schalenbreite	
1 <i>Asterionella formosa</i>	40 - 140	1 - 2	25 - 28
2 <i>Tabellaria fenestrata</i>	30 - 140	3 - 9	18 - 20
3 <i>Diatoma vulgare</i> (mit Varietäten)	30 - 60	10 - 13	Rippen: 6 - 8 Streifen: 16
4 <i>Diatoma elongatum</i>	40 - 120	2 - 4	Rippen: 6 - 10 Streifen: 16



BACILLARIOPHYCEAE III Pennales (Fortsetzung)

	Dimensionen in μm		
	Länge	Schalenbreite	Transapikalstreifen in 10 μm
1 <i>Nitzschia acicularis</i>	50 - 150	3 - 5	17 - 20 Kielpunkte
2 <i>Synedra acus</i>	100 - 300	5 - 6	12 - 14
3 <i>Synedra acus</i> Var. <i>radians</i>	100 - 300	2 - 4	
4 <i>Synedra acus</i> Var. <i>angustissima</i>	bis 500	3	13 - 18
5 <i>Fragilaria crotonensis</i>	40 - 170	2 - 3	15 - 18
6 <i>Fragilaria capucina</i>	25 - 100	2 - 5	ca. 15
7 <i>Fragilaria virescens</i>	12 - 120	5 - 10	12 - 19

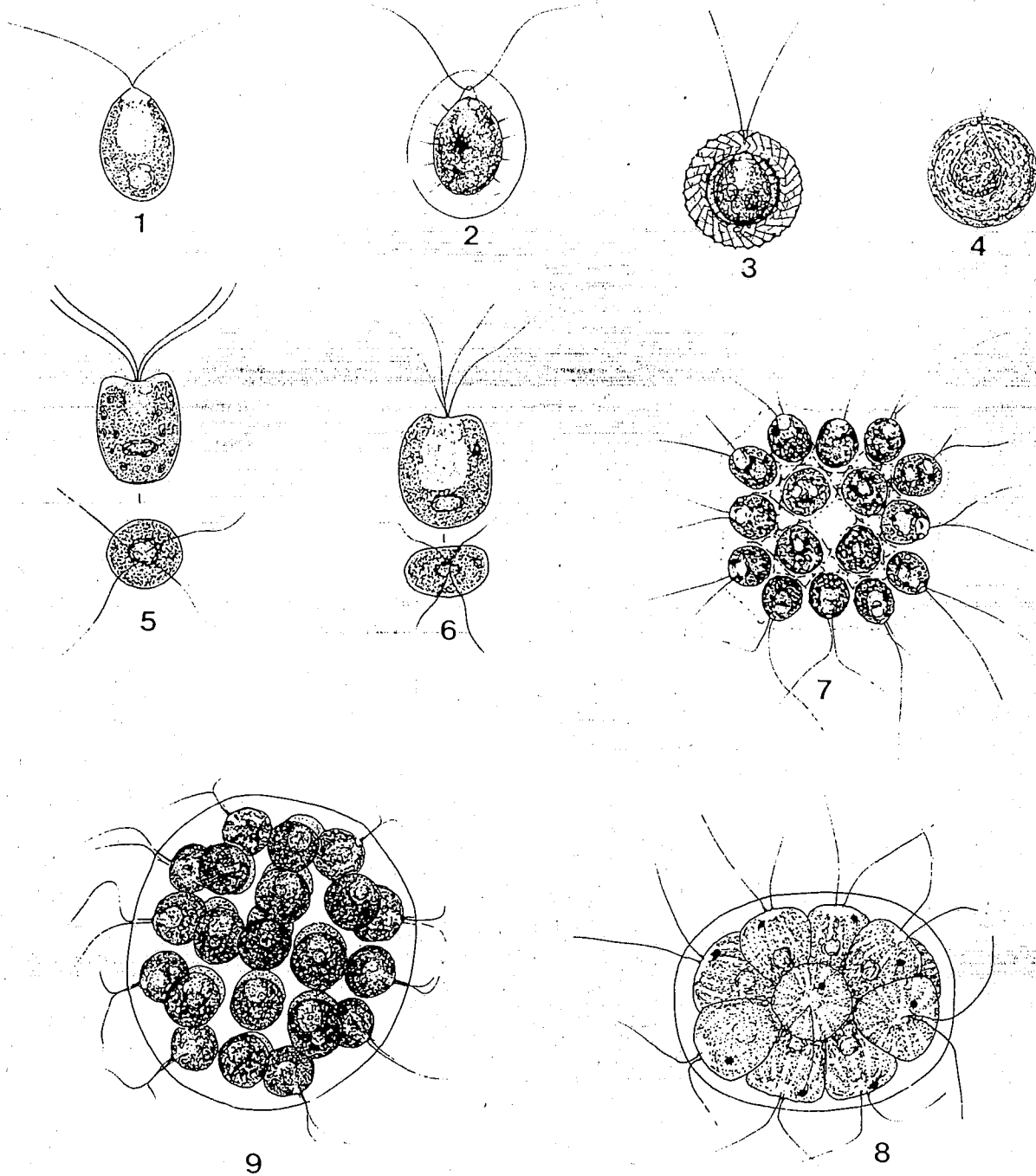


DINOPHYCEAE Peridinales

- 1 *Gymnodinium lantzschii*
- 2 *Gymnodinium helveticum*
- 3 *Peridinium aciculiferum*
- 4 *Peridinium inconspicuum*
- 5 *Peridinium cinctum*
- 6 *Peridinium willei*
- 7 *Ceratium cornutum*
- 8 *Ceratium hirundinella*
- 9 *Ceratium*-Zyste

Dimensionen in μm

Länge	Breite
14	12
50	30
35 - 51	29 - 42
15 - 30	12 - 25
45 - 60	35 - 55
40 - 60	45 - 70
97 - 150	48 - 75
120 - 235	45 - 72

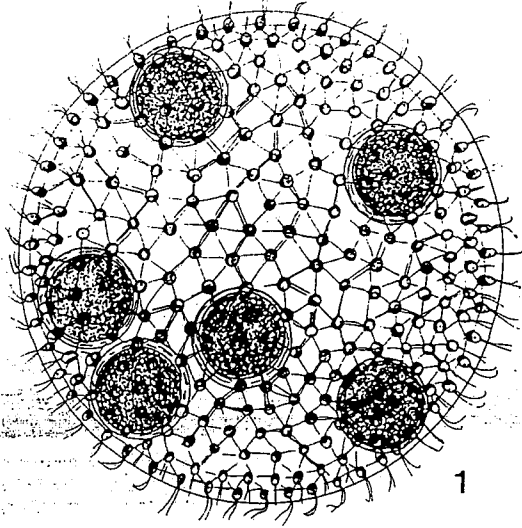


CHLOROPHYCEAE I Volvocales

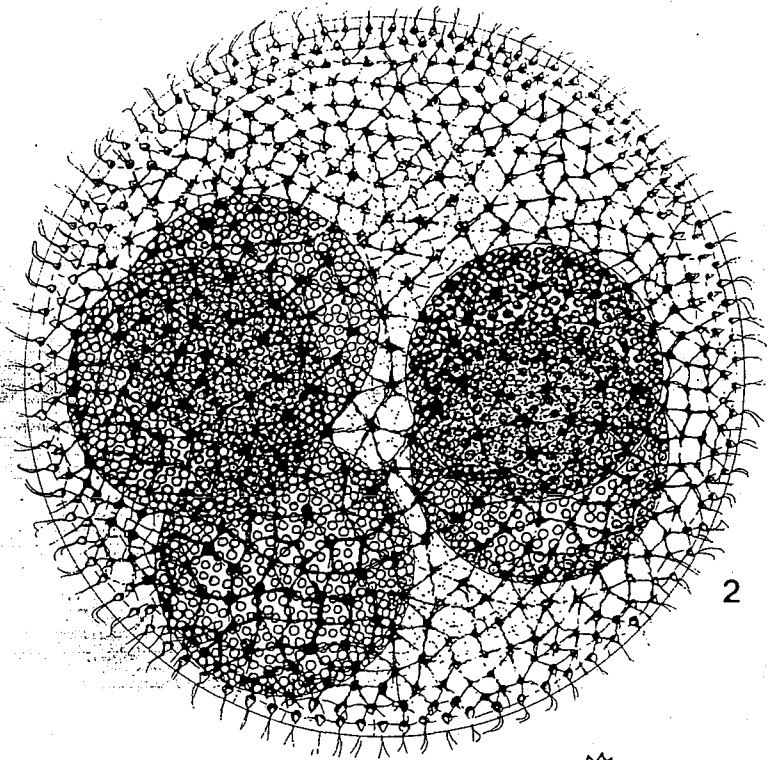
- 1 *Chlamydomonas reinhardtii*
- 2 *Haematococcus pluvialis*
- 3 *Phacotus lendneri*
- 4 *Phacotus lenticularis*
- 5 *Carteria cordiformis*
- 6 *Platymonas cordiformis*
- 7 *Gonium pectorale*
- 8 *Pandorina morum*
- 9 *Eudorina elegans*

Dimensionen in μm

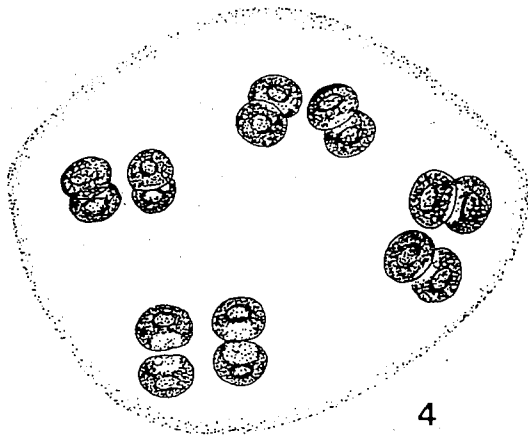
Zelle	Schale	Kolonie
14 - 22 ϕ		
63 x 51		
	15 - 16,5 ϕ	
	12 - 24 ϕ	
18 - 23 x 16 - 20		
17 - 21 x 15 - 19		
5 - 14 x 10		70 - 90 ϕ
9 - 17 ϕ		bis 250 ϕ
18 - 24 ϕ		60 - 200 ϕ



1



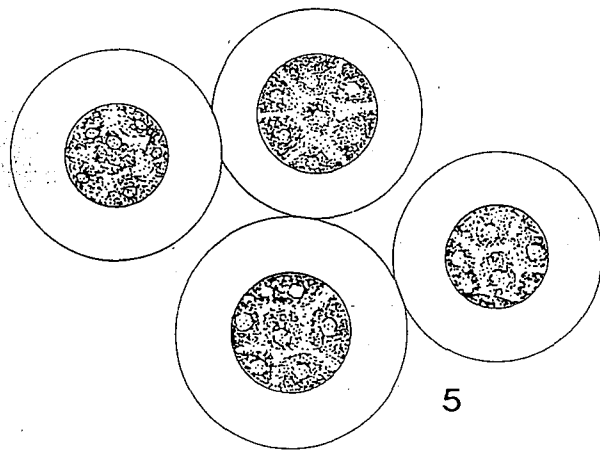
2



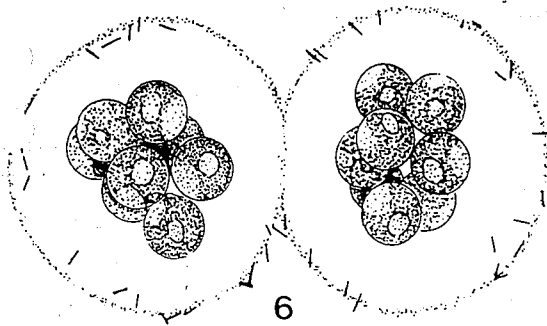
4



3



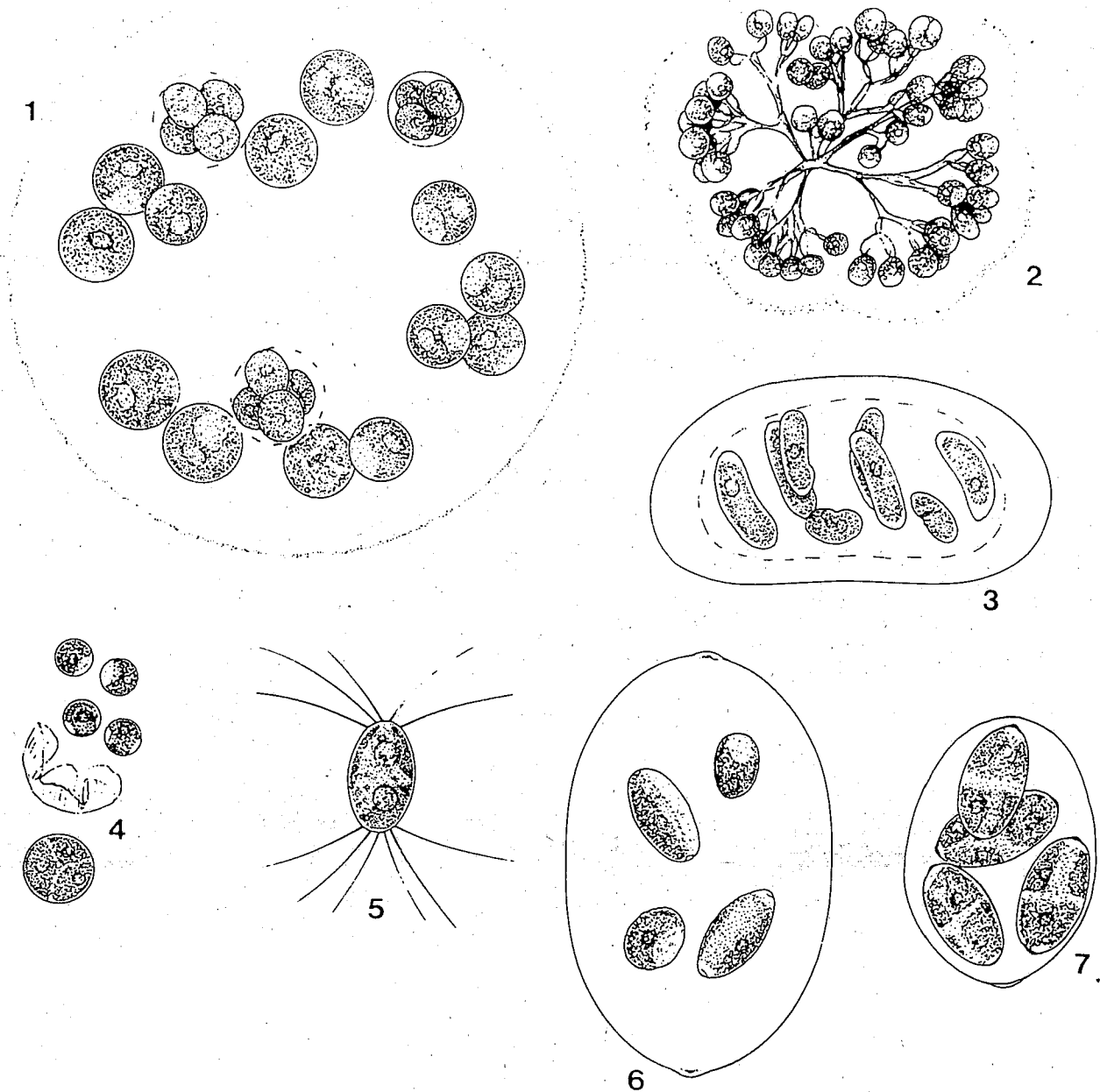
5



6

CHLOROPHYCEAE II Volvocales, Tetrasporales, Chlorococcales

	Dimensionen in μm		
	Zelle	Hülle	Kolonie
1 <i>Volvox aureus</i> (mit Zygoten)	5 - 9		500 - 800
2 <i>Volvox globator</i> (veg. Vermehrung)			bis 1000
3 Zygote von <i>V. globator</i>		44 - 56	
4 <i>Pseudosphaerocystis lacustris</i> (Syn. <i>Gemellcystis neglecta</i>)	7 - 8 x 8 - 11		30 - 90 x 20 - 60
5 <i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	4,5 - 25 ϕ		
6 <i>Eutetramorus fottii</i>	6 - 10		bis 100



CHLOROPHYCEAE III Chlorococcales

- 1 *Sphaerocystis schroeteri*
- 2 *Dictyosphaerium pulchellum*
- 3 *Nephrocystium agardhianum*
- 4 *Chlorella vulgaris*
- 5 *Lagerheimia ciliata*
(Syn. *Chodatella ciliata*)
- 6 *Oocystis lacustris*
- 7 *Oocystis marssonii*

Dimensionen in μm

Zelle

Kolonie

6 - 10

50 - 1200

5 - 10 ϕ

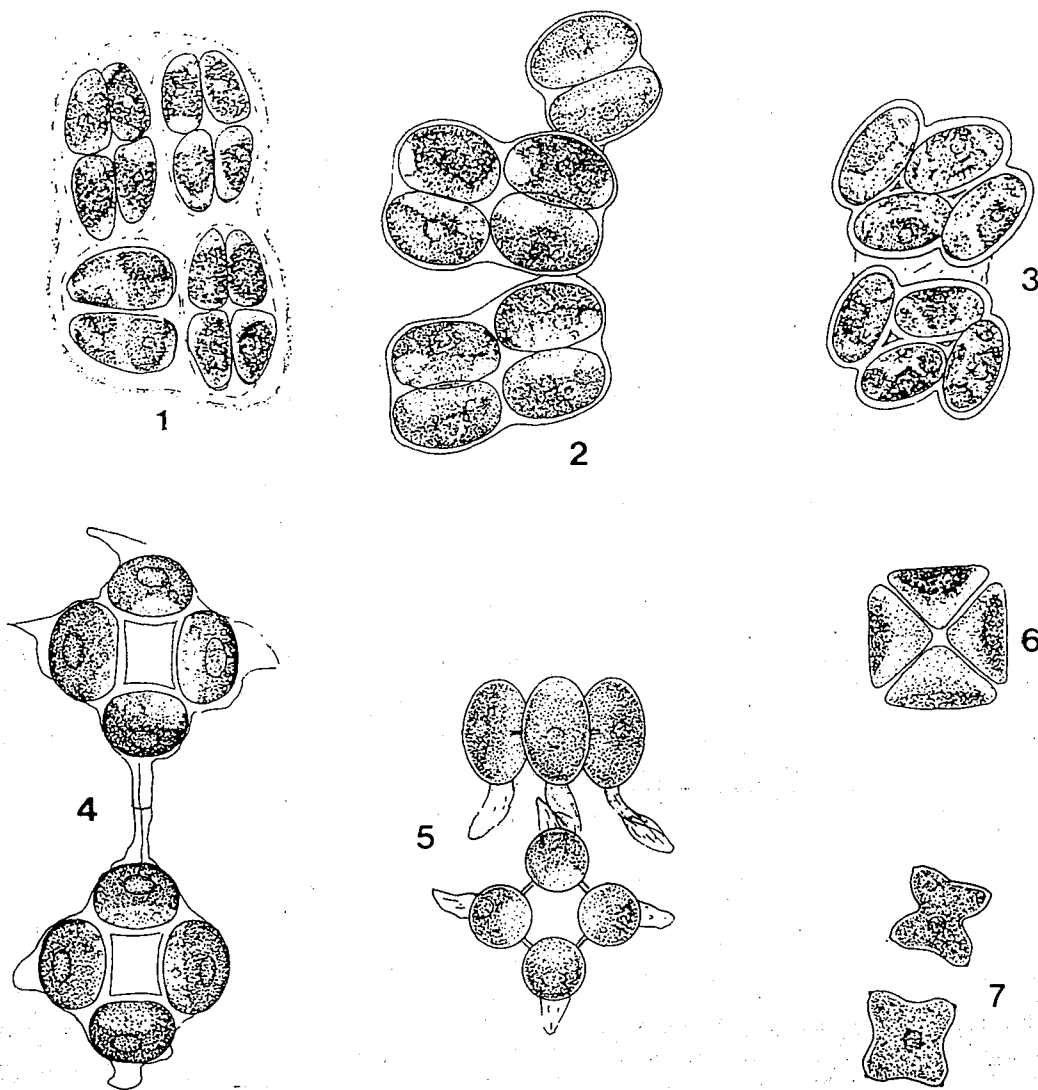
10 - 45 x 6 - 22

2 - 10 ϕ

8 - 21 x 6 - 18

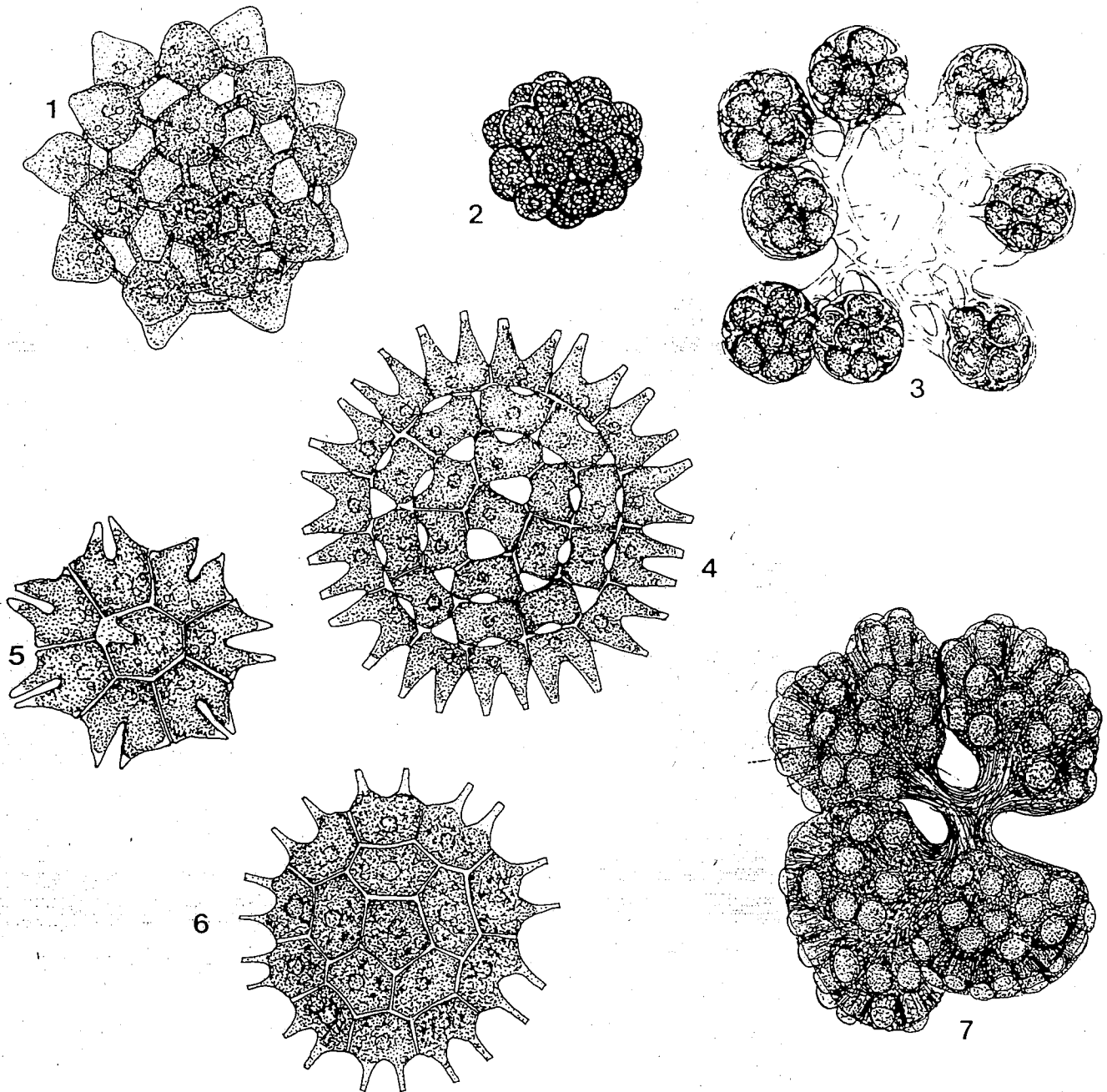
6,4 - 11,2 x 3,2 - 6,4

9,6 - 16 x 6,4 - 11,2



CHLOROPHYCEAE IV Chlorococcales

	Dimensionen in μm	
	Zelle	Kolonie
1 <i>Willea irregularis</i> (Syn. <i>Crucigenia rectangularis</i>)	6 - 14 x 4 - 9	
2 <i>Fotterella tetrachlorellioides</i>	12 - 16 x 8 - 10	75 - 80 (16 Zellen)
3 <i>Tetrachlorella alternans</i>	6,5 - 13 x 5 - 7,5	65 ϕ
4 <i>Crucigenia lauterbornii</i>	3 - 9 x 6 - 12	15 - 30,5
5 <i>Coronastrum ellipsoideum</i>	4 x 5,5	
6 <i>Crucigenia tetrapedia</i>		6 - 15
7 <i>Tetraedron minimum</i>	6 - 20 ϕ	



CHLOROPHYCEAE V Chlorococcales

- 1 *Coelastrum cambricum*
- 2 *Coelastrum microporum*
- 3 *Coelastrum reticulatum*
- 4 *Pediatrum duplex*
- 5 *Pediatrum tetras*
- 6 *Pediatrum boryanum*
- 7 *Botryococcus braunii*

Dimensionen in μm
Zelle

9 - 12 ϕ

10 - 18 ϕ

10 ϕ

stark variabel

stark variabel

stark variabel

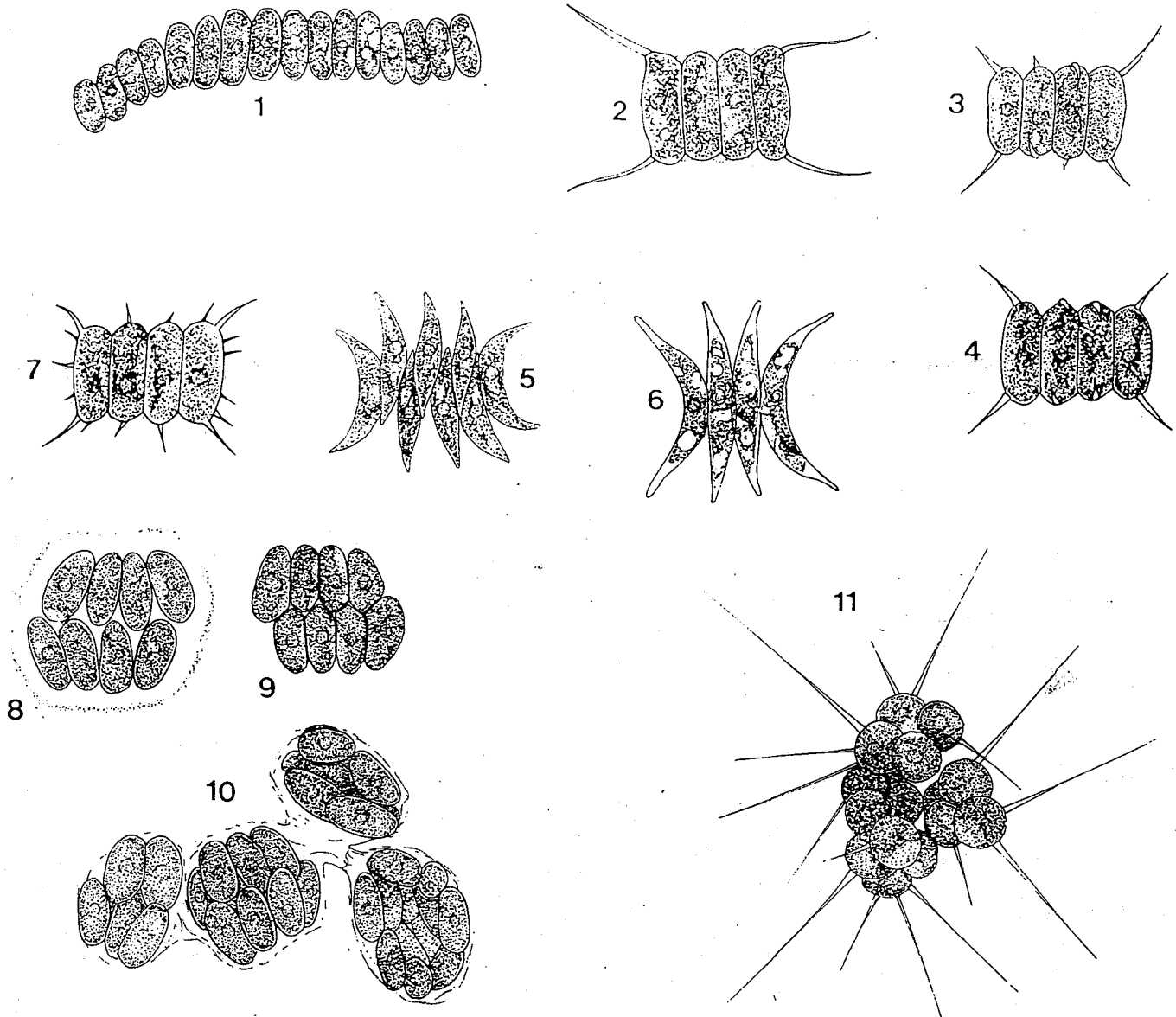
6 - 12

Kolonie

ca. 50 (16 Zellen)

ca. 35 (16 Zellen)

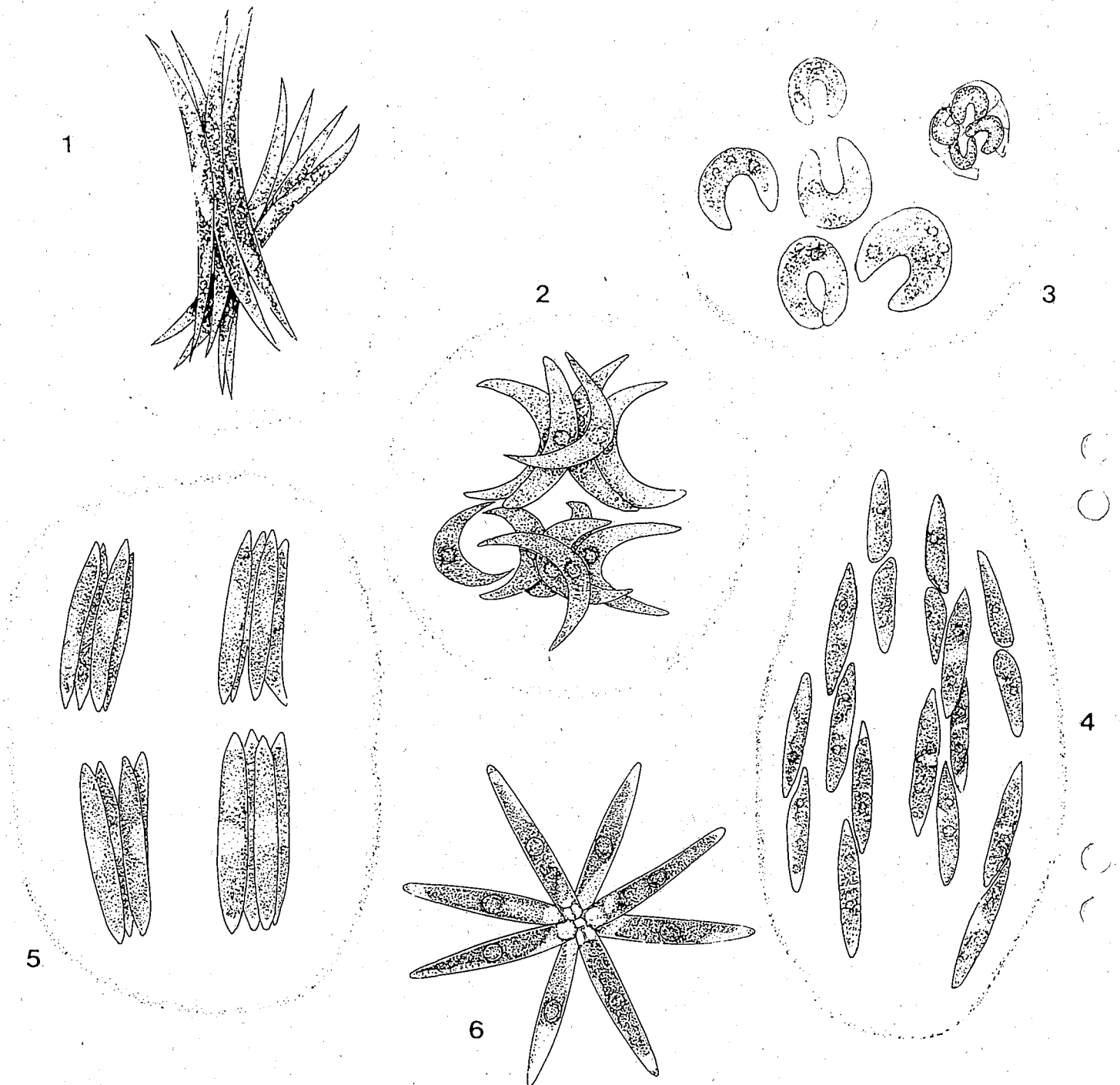
ca. 40 (16 Zellen)



CHLOROPHYCEAE VI Chlorococcales

Dimensionen in μm
Zelle

- | | | |
|------------|---|--------------------|
| 1 | <i>Scenedesmus ellipticus</i>
(Syn. <i>S. ecornis</i>) | 3 - 14 x 2 - 8 |
| 2 | <i>Scenedesmus communis</i>
(Syn. <i>S. quadricauda</i> Chod.) | 6 - 36 x 2,5 - 12 |
| 3 / 4 | <i>Scenedesmus armatus</i> | 7 - 17 x 2,5 - 8 |
| 5 / 6 | <i>Scenedesmus falcatus</i> Chod.
(Syn. <i>S. acuminatus</i>) | 10 - 32 x 2,5 - 7 |
| 7 | <i>Scenedesmus subspicatus</i> | 7,5 - 12 x 2,5 - 4 |
| 8 / 9 / 10 | <i>Scenedesmus obtusus</i> | 7 - 20 x 3 - 9 |
| 11 | <i>Micractinium pusillum</i> | ϕ : 4 - 10 |



CHLOROPHYCEAE VII Chlorococcales, Ulotrichales (Nr. 4)

Zell-Dimensionen in μm

- 1 *Ankistrodesmus falcatus*
- 2 *Ankistrodesmus bibraianus*
- 3 *Kirchneriella obesa*
- 4 *Elakatothrix gelatinosa*
- 5 *Quadrigula pfitzeri*
- 6 *Actinastrum hantzschii*

28 - 80 $\times$ 1,2 - 4,3
 18 - 43 $\times$ 2,5 - 8
 6 - 10 $\times$ 3 - 5
 13 - 18 $\times$ 3 - 6
 10 - 30 $\times$ 1,7 - 3
 10 - 35 $\times$ 3 - 6



CHLOROPHYCEAE VIII Chlorococcales, Ulotrichales (Nr. 8)

Zell-Dimensionen in μm

- | | |
|--|---------------------|
| 1 <i>Schroederia spiralis</i> | bis 50 |
| 2 <i>Schroederia setigera</i> | bis 80 |
| 3 <i>Ankyra ancora</i> | 40 - 114 x 6 - 14 |
| 4 <i>Paradoxia multiseta</i> | 22 - 36 x 4 - 7 |
| 5 <i>Monoraphidium griffithii</i>
(Syn. <i>Ankistrodesmus acicularis</i>) | 20 - 95 x 1,5 - 6 |
| 6 <i>Monoraphidium minutum</i>
(Syn. <i>Selenastrum minutum</i>) | 6,3 - 20 x 2 - 7,2 |
| 7 <i>Monoraphidium contortum</i>
(Syn. <i>Ankistrodesmus falcatus</i>
Var. <i>spirilliformis</i>) | 40 x 1 - 5,2 |
| 8 <i>Koliella planctonica</i> | 15 - 34 x 1,5 - 2,5 |
| 9 <i>Koliella planctonica</i> | 26 - 78 x 2,5 - 4 |

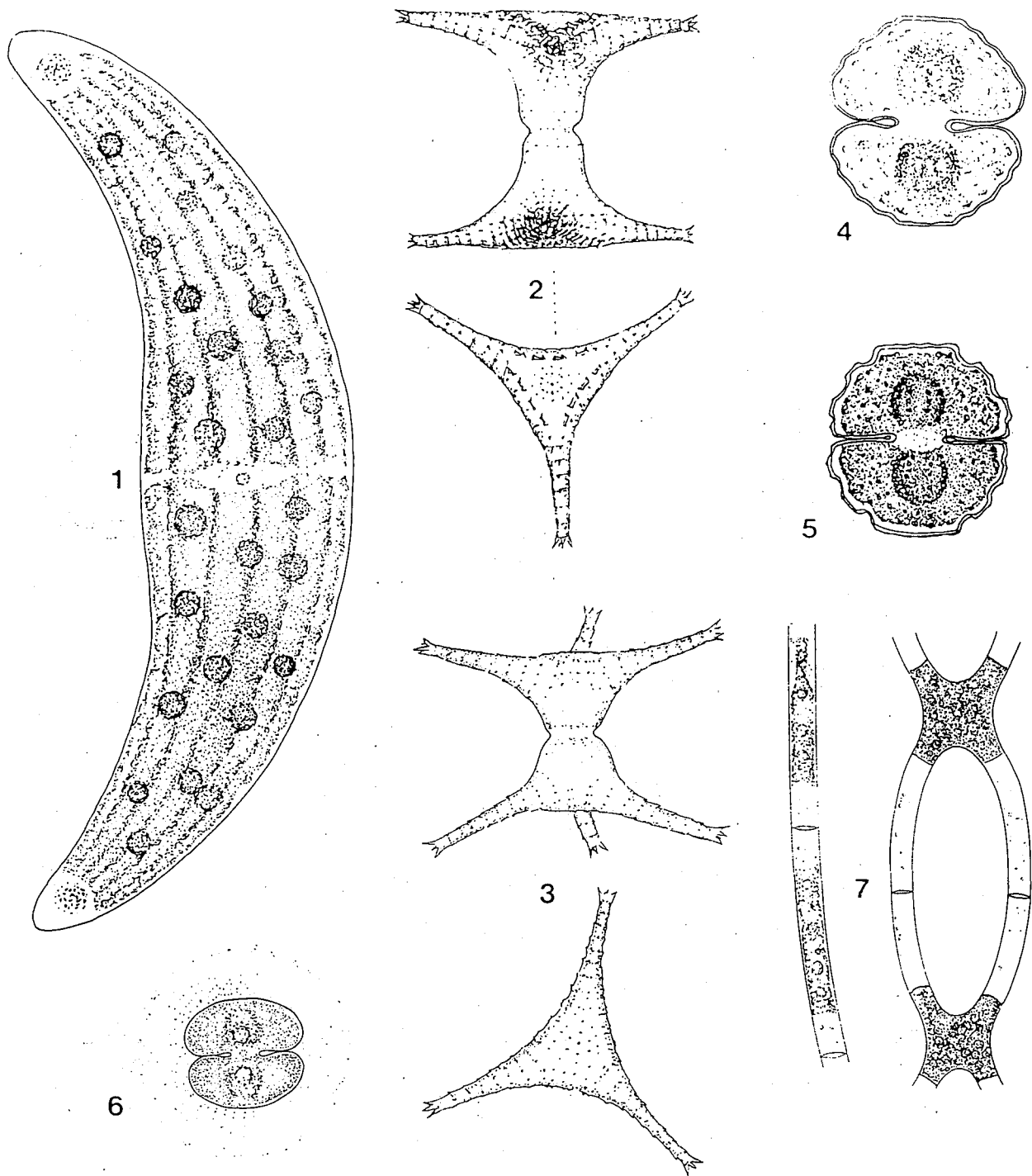


CONJUGATOPHYCEAE I Desmidiales

Zelldimensionen in μm

- 1 *Closterium acutum*
- 2 *Closterium acutum* Var. *variabile*
- 3 *Closterium pronum*
- 4 *Closterium limneticum*
- 5 *Closterium setaceum*
- 6 *Closterium aciculare*
- 7 *Closterium leibleinii*
- 8 *Closterium moniliferum*

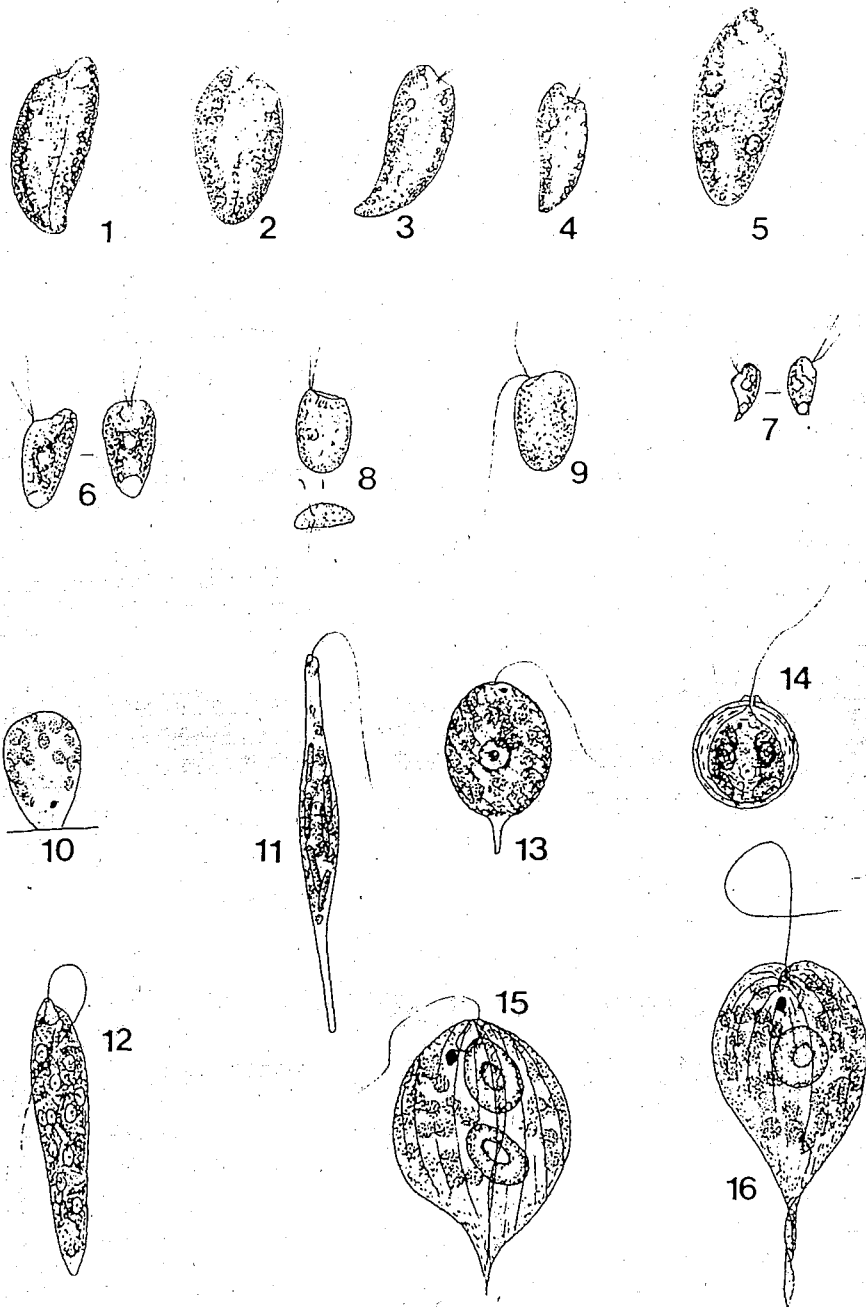
90 - 140 x 4 - 6
 100 - 150 x 3,5 - 5
 200 - 400 x 6 - 9
 140 - 250 x 5 - 7
 220 - 450 x 8 - 13
 350 - 650 x 5 - 8
 120 - 200 x 16 - 20
 200 - 350 x 35 - 55



CONJUGATOPHYCEAE II Desmidiales, Zygnematales

Zelldimensionen in μm

- | | |
|---|----------------------|
| 1 <i>Closterium ehrenbergii</i> | 250 - 550 x 60 - 100 |
| 2 <i>Staurostrum sebaldi</i> Var. <i>ornatum</i> | 50 - 85 lang |
| 3 <i>Staurostrum cingulum</i> | 35 - 45 lang |
| 4 <i>Cosmarium subcostatum</i> fo. <i>minor</i> | 19 - 24 x 18,5 - 21 |
| 5 <i>Cosmarium subprotumidum</i> Var. <i>gregori</i> | 23 - 29 x 21 - 27 |
| 6 <i>Cosmarium depressum</i> Var. <i>planctonicum</i> | 20 - 26 x 22 - 27 |
| 7 <i>Mougeotia viridis</i> | 5 - 8 breit |



CRYPTOPHYCEAE Cryptomonadales

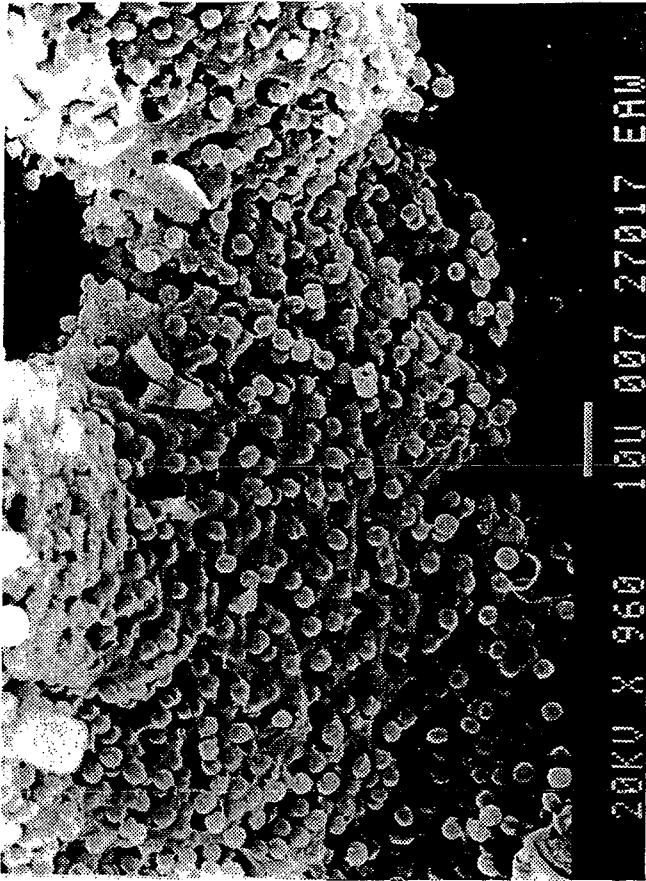
Zell-Dimensionen in μm

- | | | |
|---|--|-------------------|
| 1 | <i>Cryptomonas ovata</i> | 20 - 80 x 6 - 20 |
| 2 | <i>Cryptomonas erosa</i> | 15 - 32 x 8 - 16 |
| 3 | <i>Cryptomonas reflexa</i> | 30 - 46 x 14 - 19 |
| 4 | <i>Cryptomonas marssonii</i> | 16 - 32 x 8 - 14 |
| 5 | <i>Cryptomonas</i>
<i>tetrapyrenoidosa</i> | 20 - 49 x 20 - 27 |
| 6 | <i>Rhodomonas lacustris</i> | 10 - 13 x 5 - 8 |
| 7 | <i>Rhodomonas minuta</i>
Var. <i>nannoplanctica</i> | 8 - 9 x 5 - 6 |
| 8 | <i>Cyathomonas truncata</i> | 15 - 18 lang |
| 9 | <i>Katablepharis ovalis</i> | 8 - 14 x 3 - 8 |

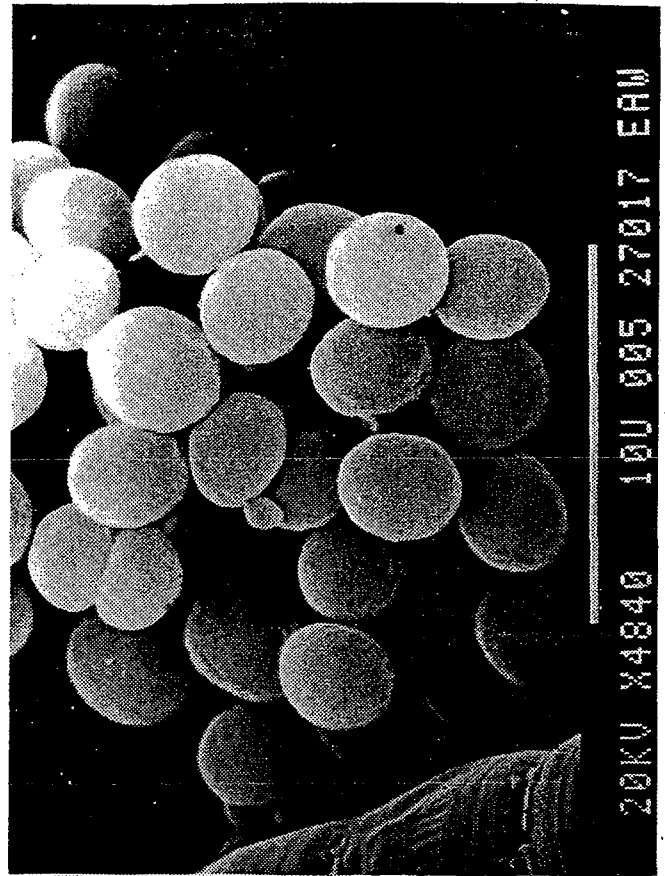
EUGLENOPHYCEAE Euglenales

Zell-Dimensionen in μm

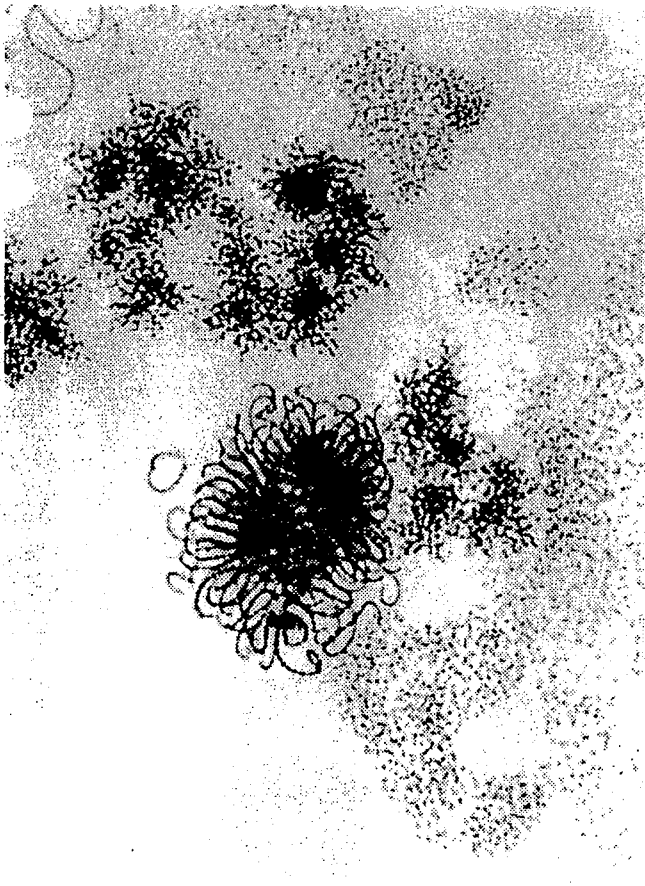
- | | | |
|----|--------------------------------|--------------------|
| 10 | <i>Colacium simplex</i> | 10 - 15 x 7 - 8 |
| 11 | <i>Euglena acus</i> | 60 - 310 x 6 - 29 |
| 12 | <i>Euglena gracilis</i> | 31 - 68 x 6 - 23 |
| 13 | <i>Lepocinclis ovum</i> | 18 - 44 x 10 - 30 |
| 14 | <i>Trachelomonas volvocina</i> | 5 - 32 ϕ |
| 15 | <i>Phacus triqueter</i> | 37 - 68 x 30 - 45 |
| 16 | <i>Phacus tortus</i> | 80 - 112 x 38 - 52 |



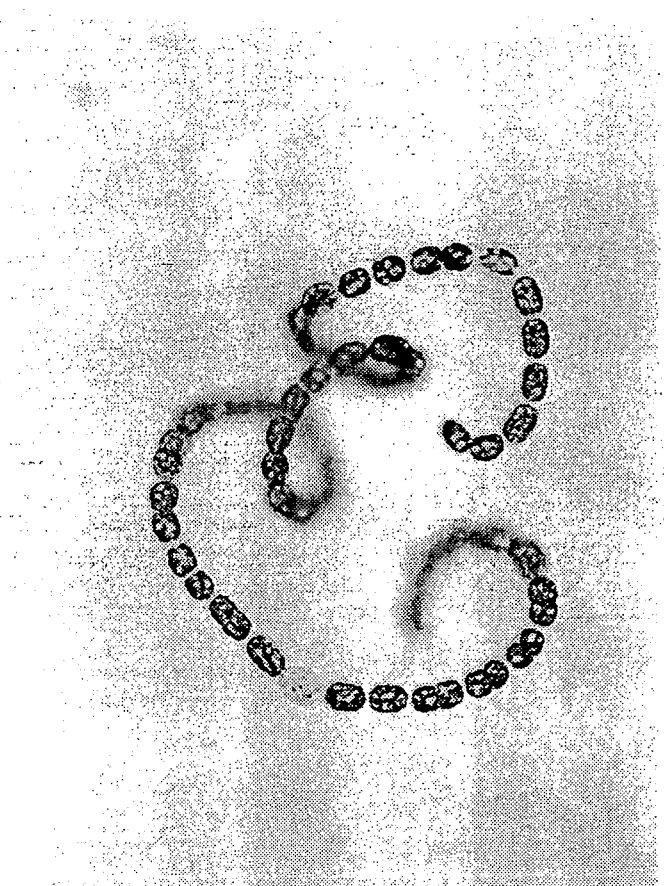
Microcystis aeruginosa



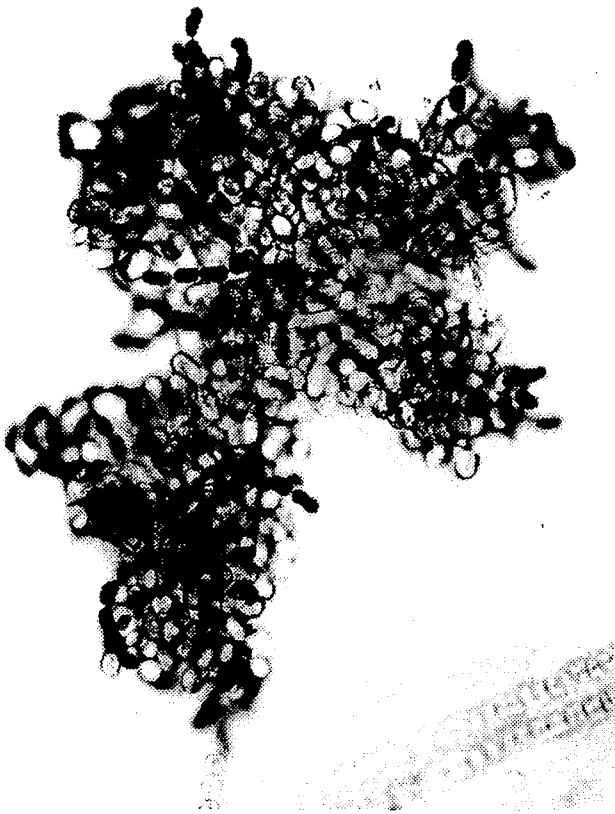
Microcystis aeruginosa



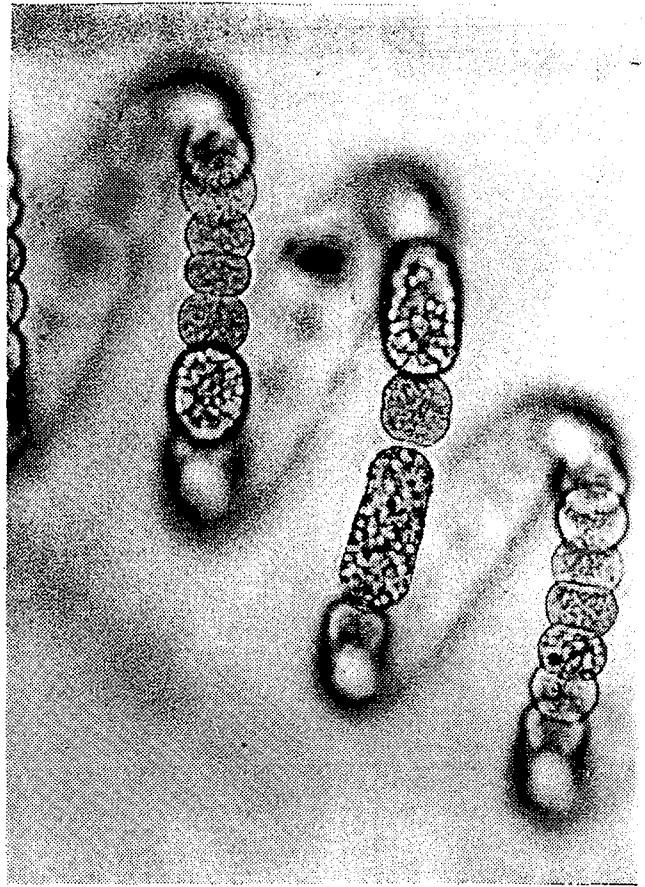
Anabaena flos-aquae + Microcystis aeruginosa



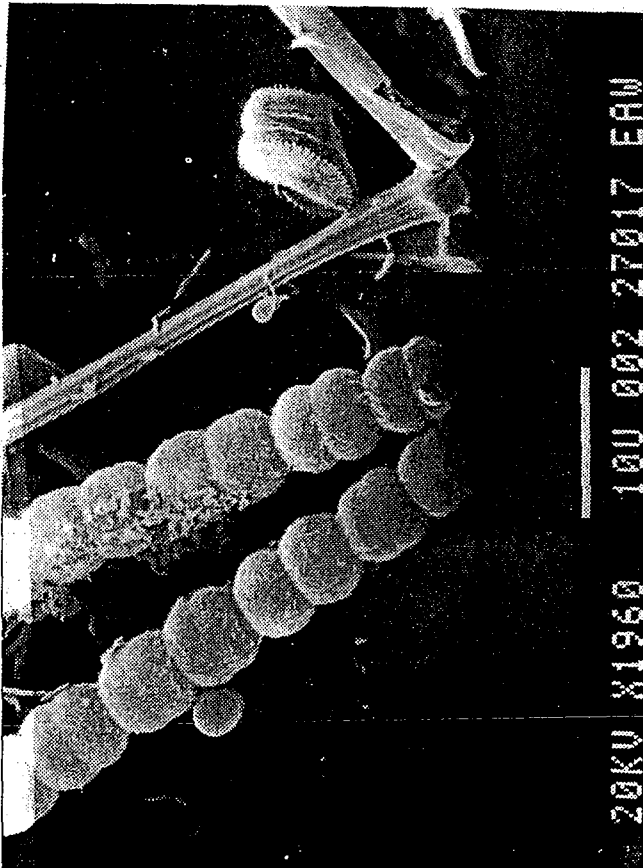
Anabaena flos-aquae



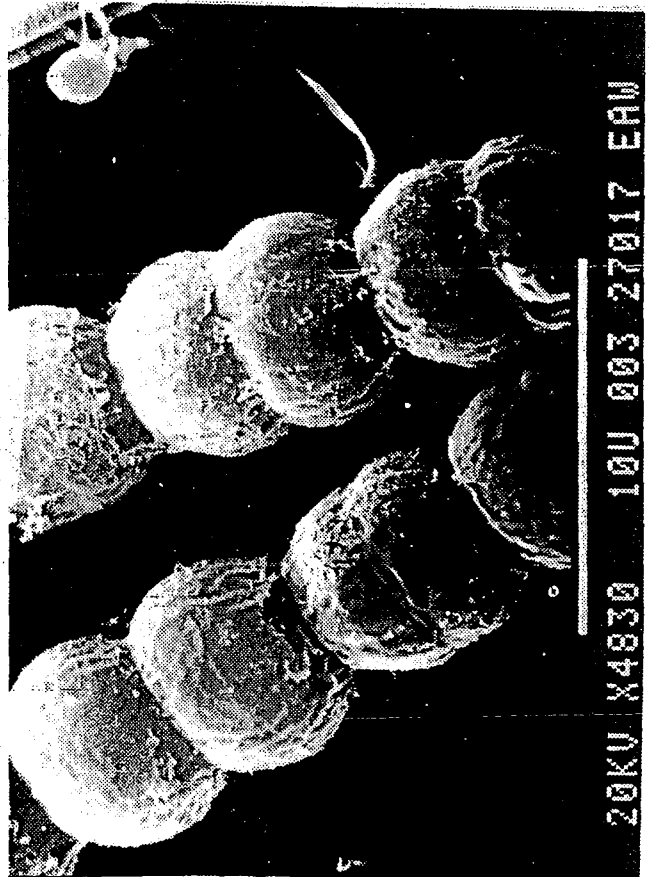
Anabaena flos-aquae, Dauërzellen



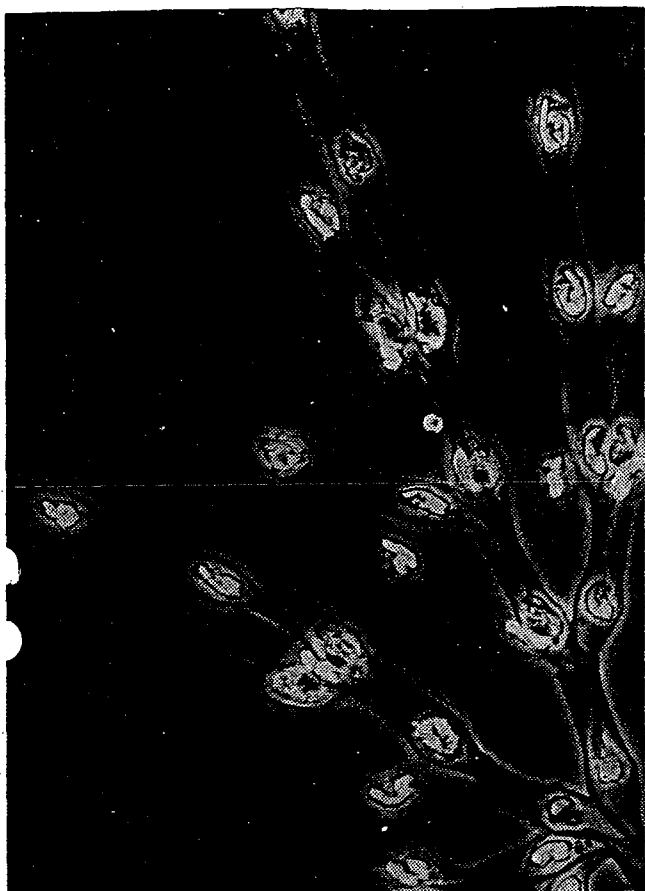
Anabaena spiroides



Anabaena planctonica



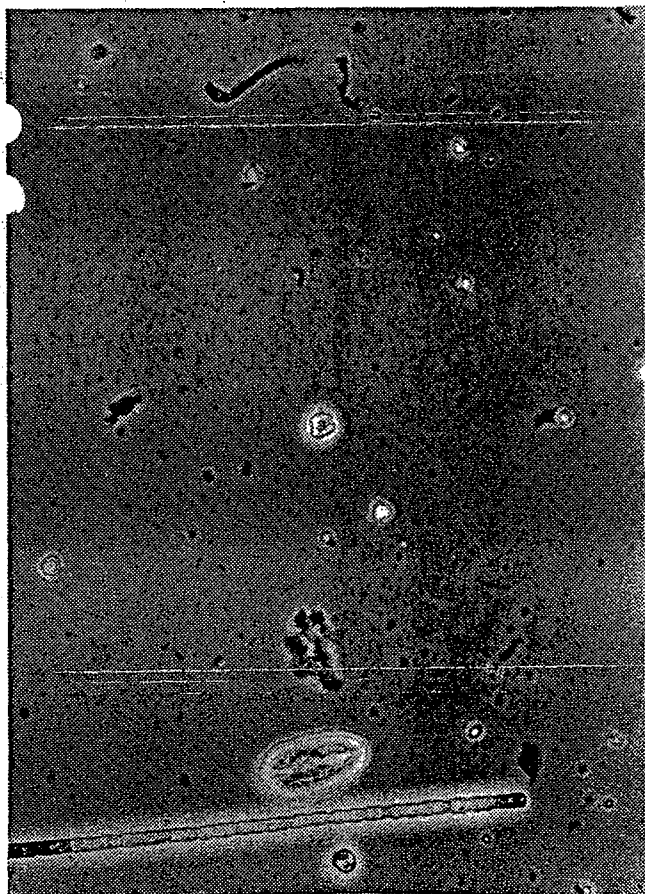
Anabaena planctonica



Dinobryon divergens



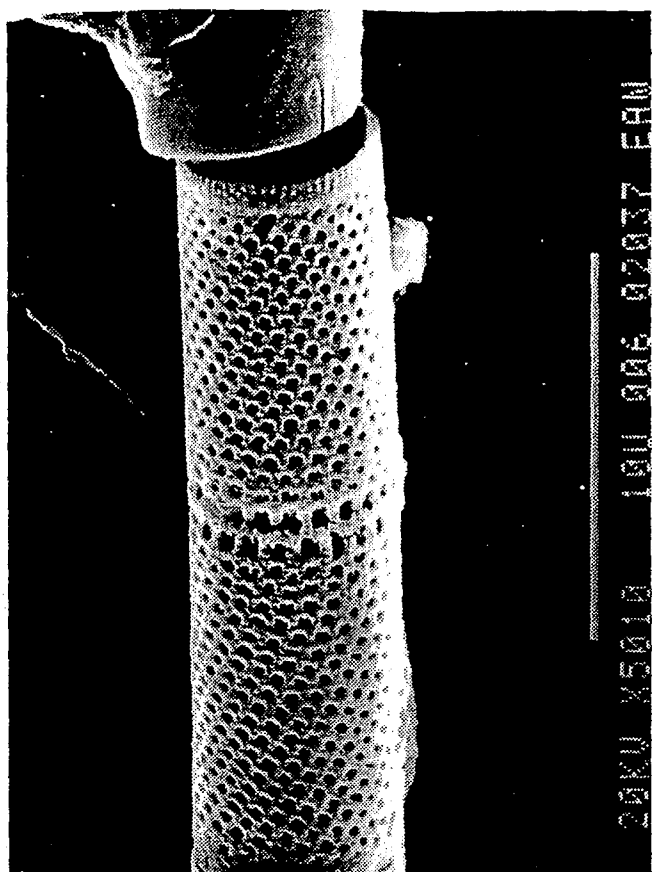
Dinobryon sociale



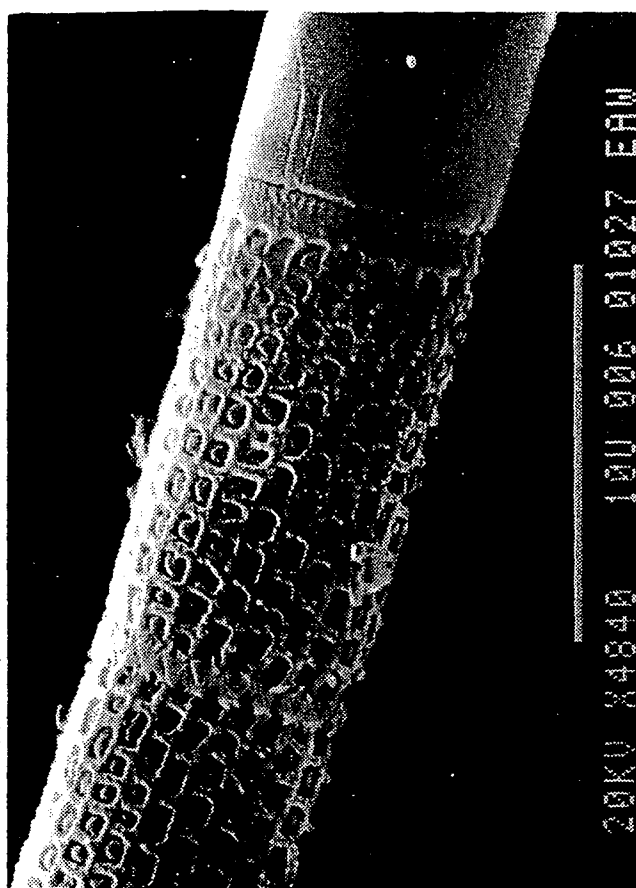
Erkenia subaequiciliata



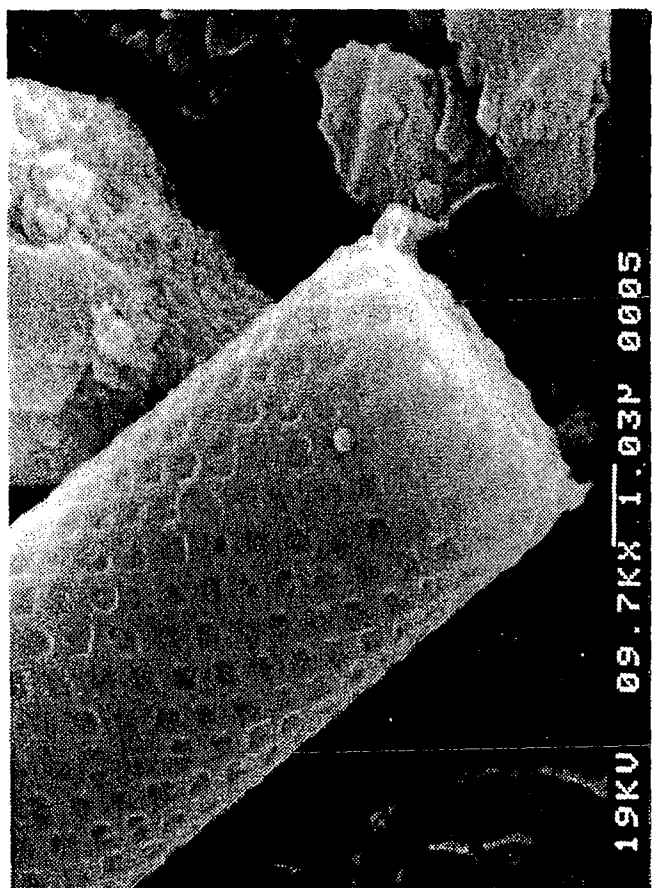
Chrysochromulina parva



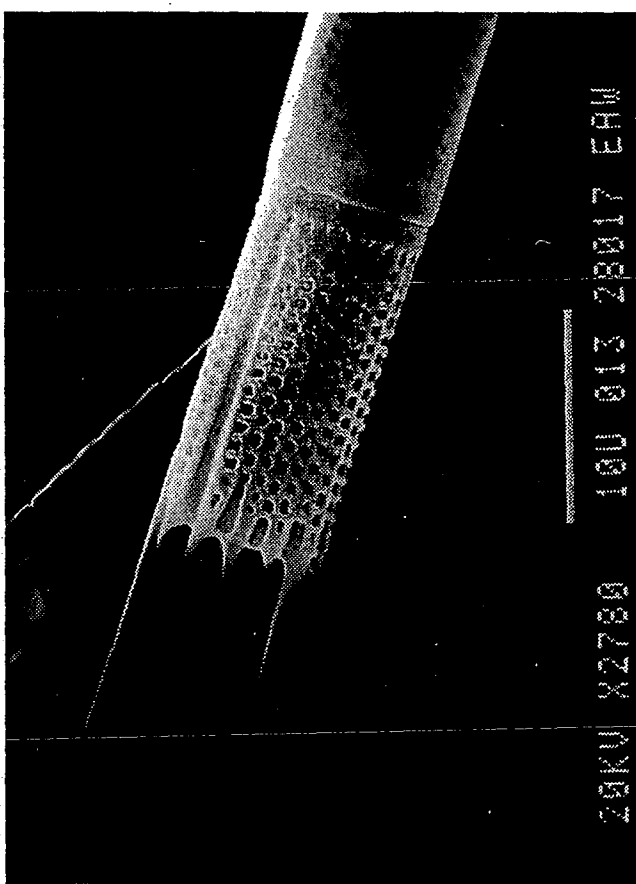
Melosira ambigua



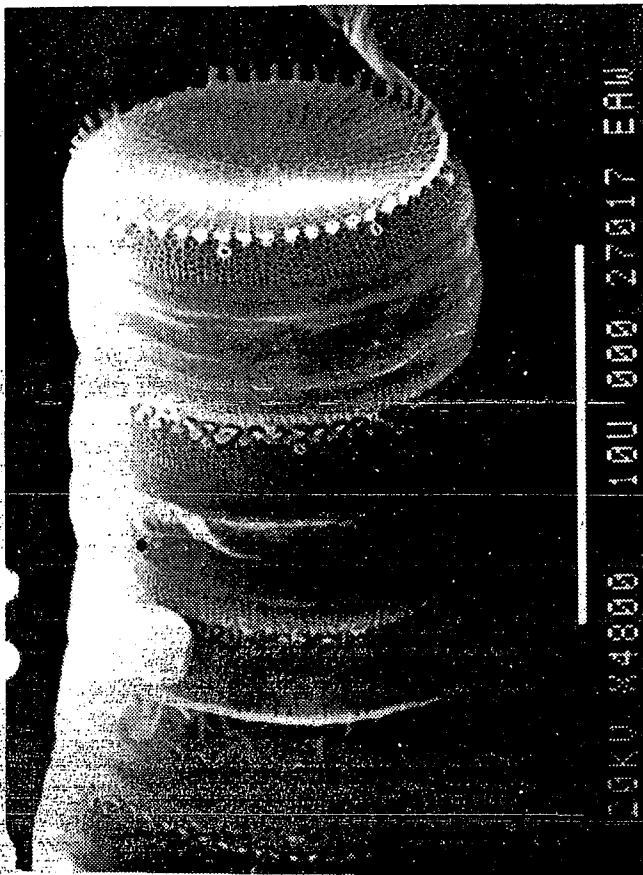
Melosira ambigua



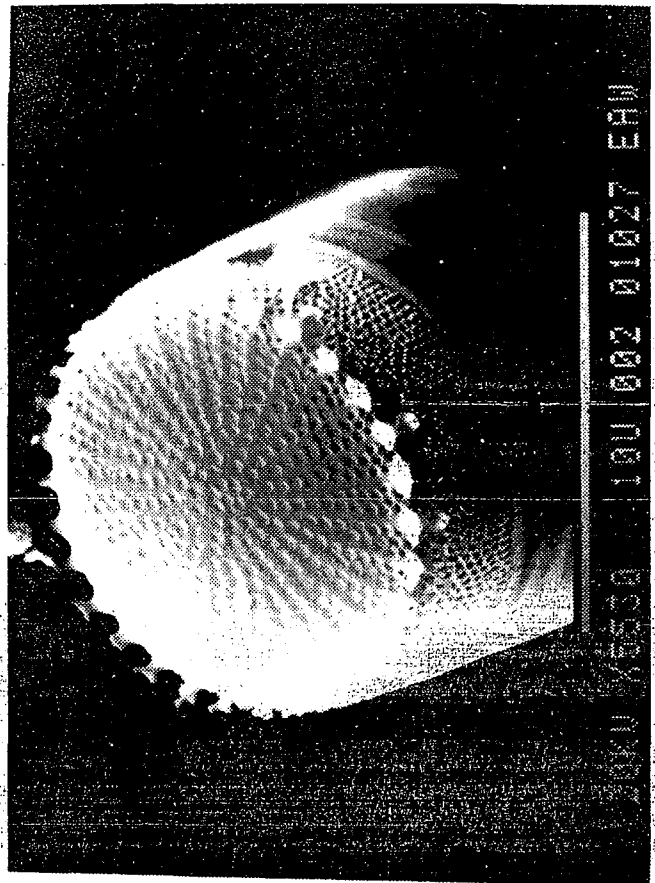
Melosira ambigua



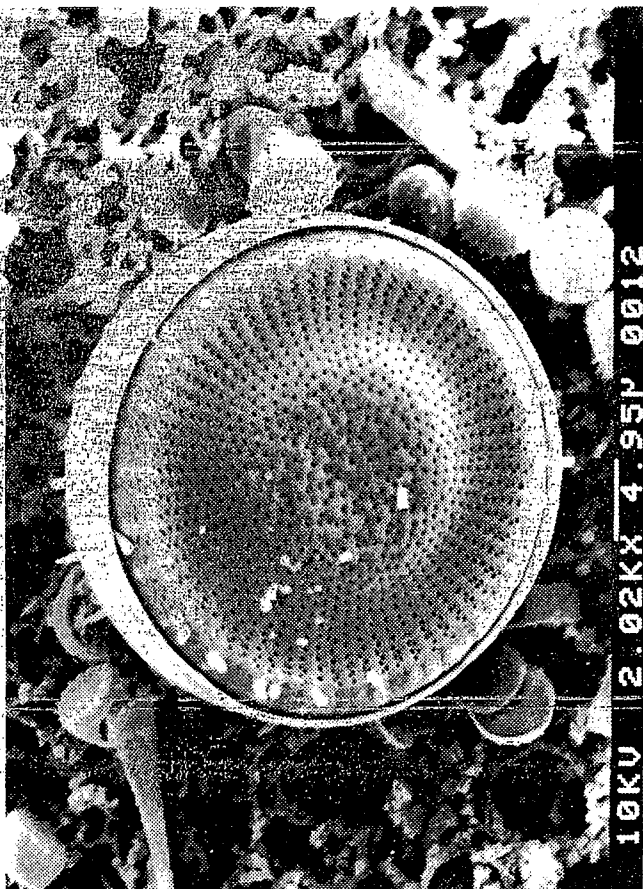
Melosira granulata



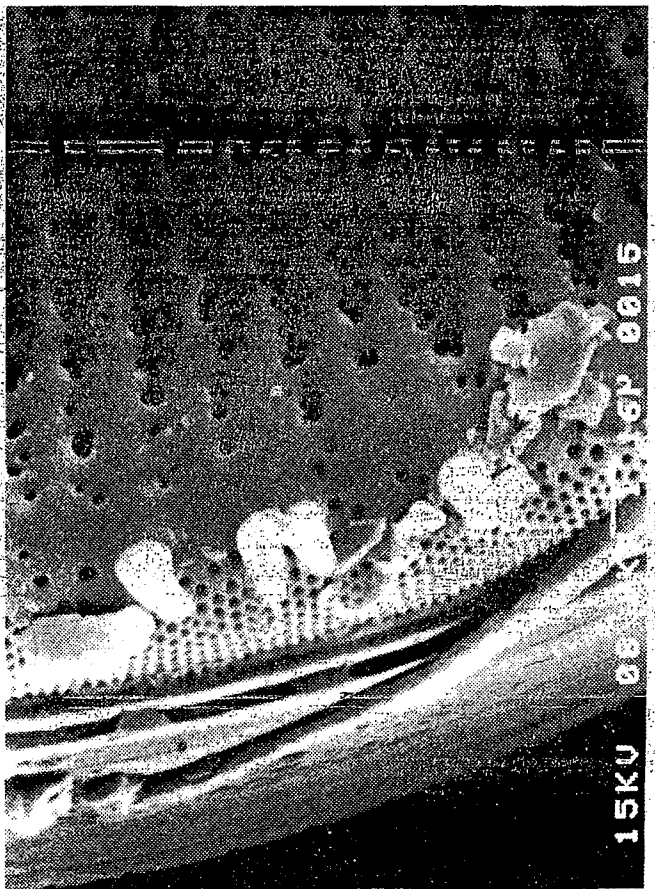
Stephanodiscus binderanus



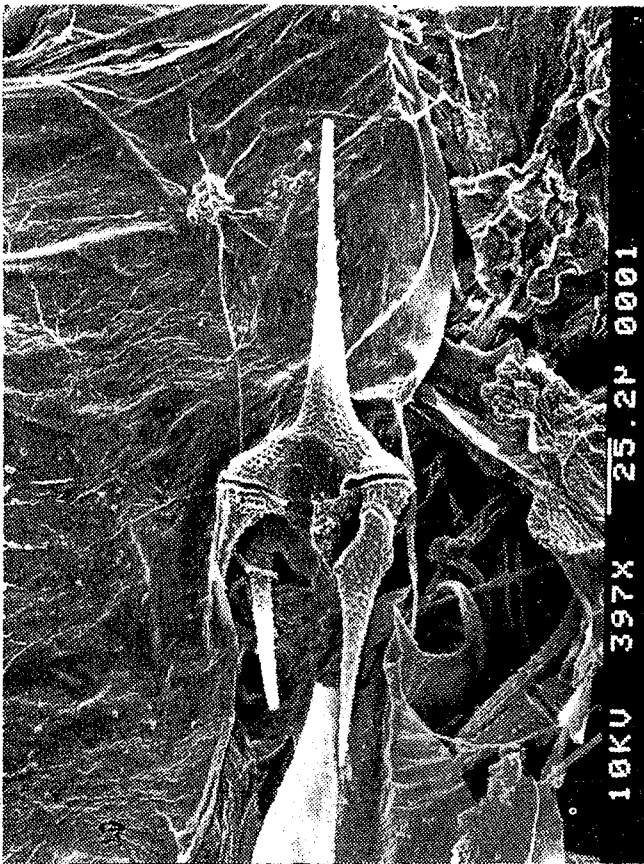
Stephanodiscus binderanus



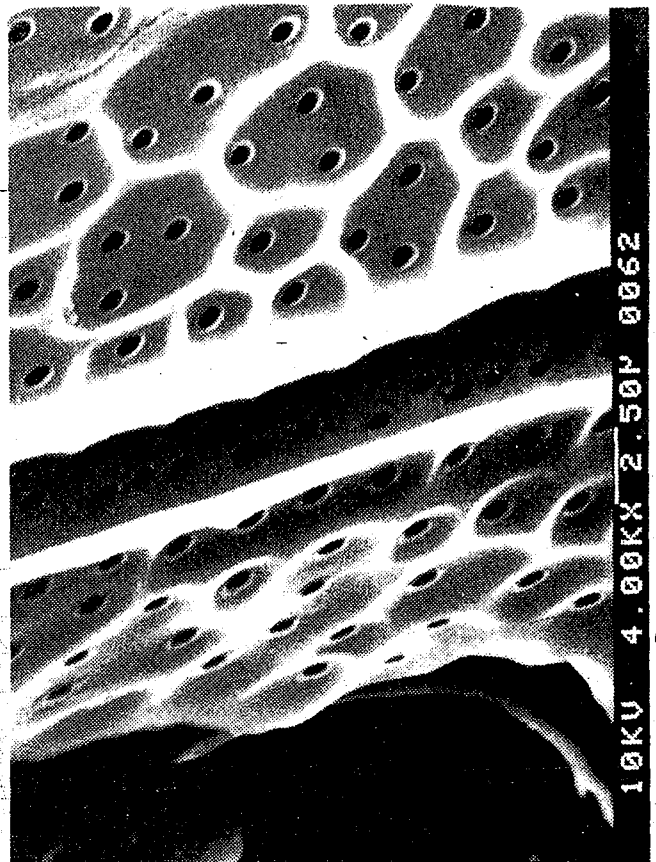
Stephanodiscus rotula (Syn. St. astraea)



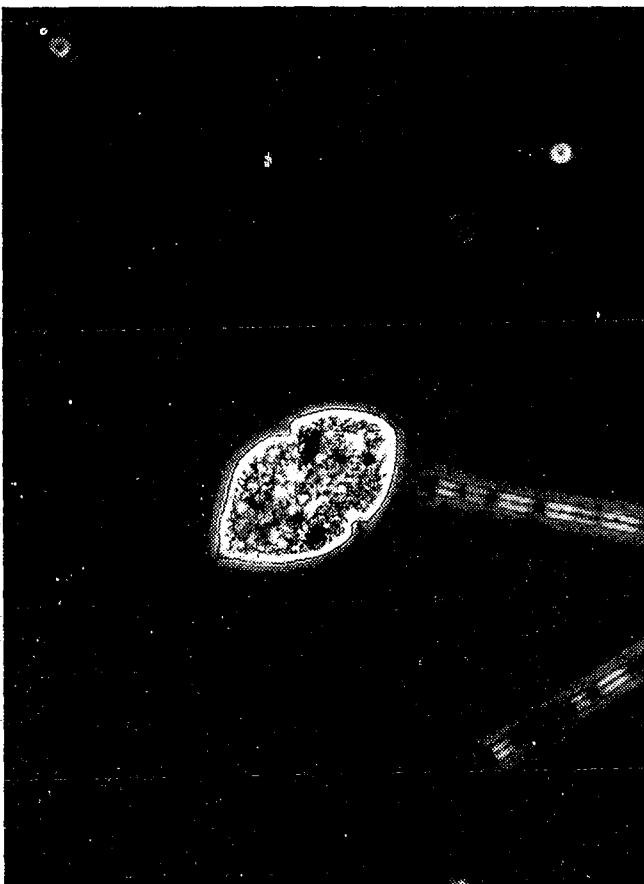
Stephanodiscus rotula (Syn. St. astraea)



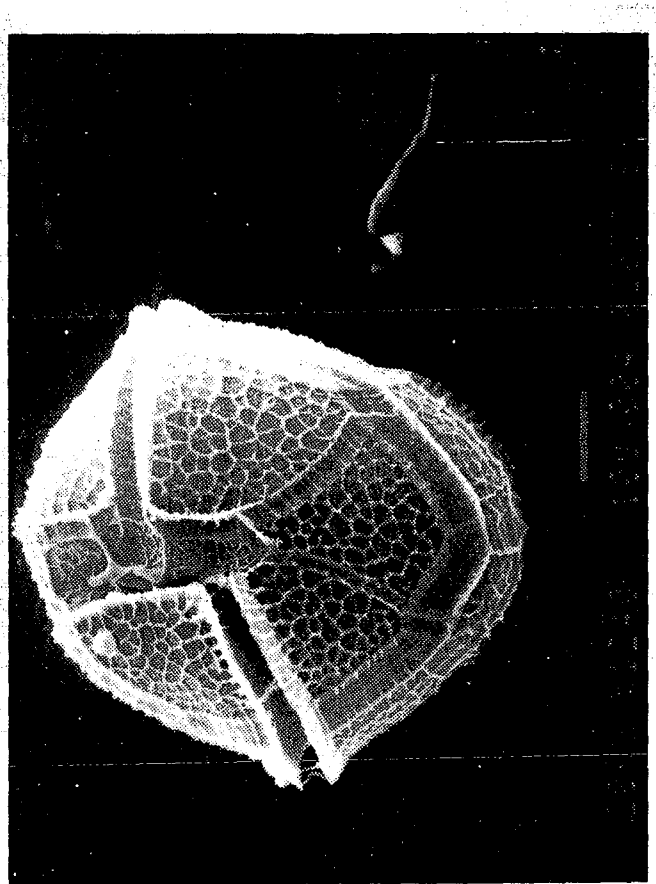
Ceratium hirundinella



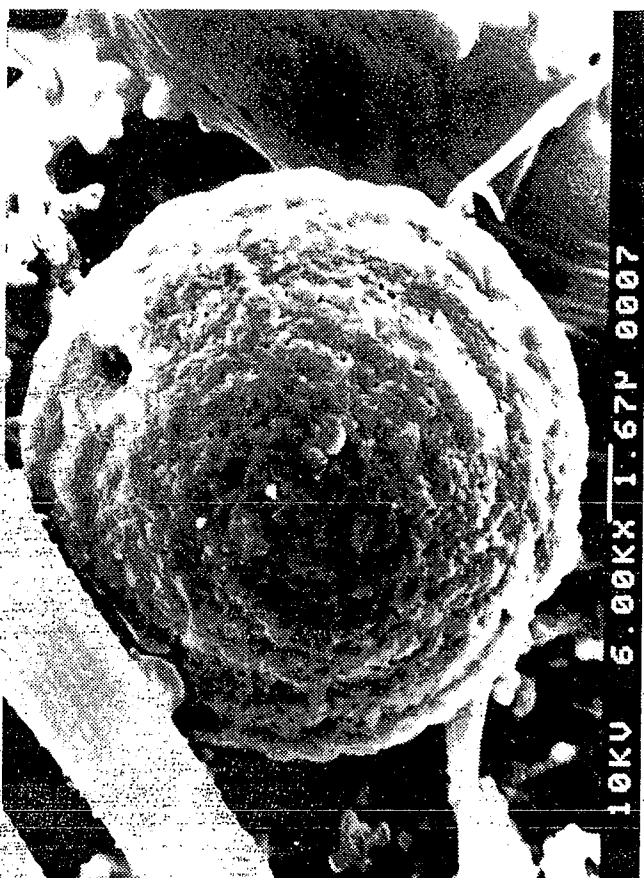
C. hirundinella, Geißelfurche



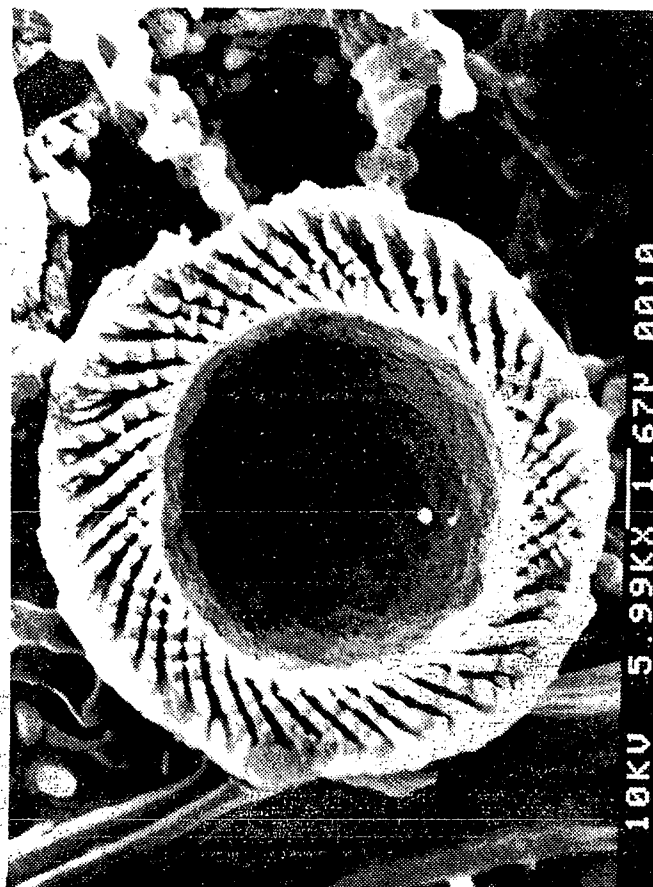
Gymnodinium helveticum



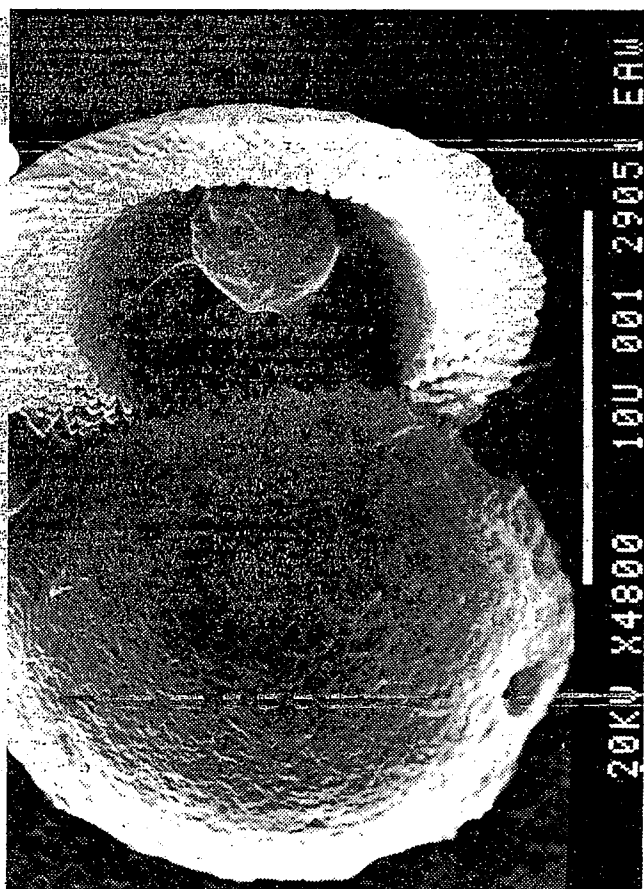
Peridinium cinctum



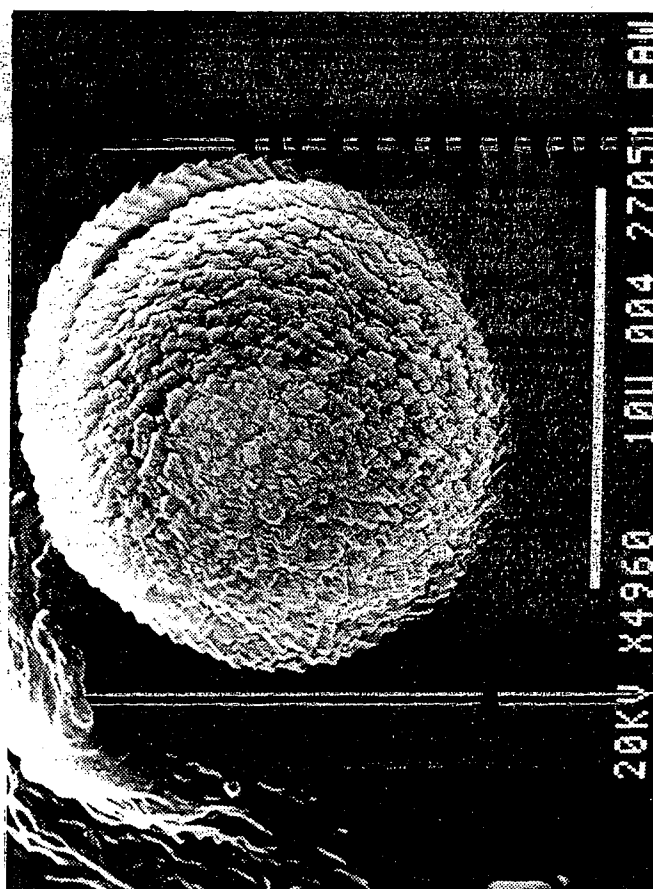
Phacotus lenticularis



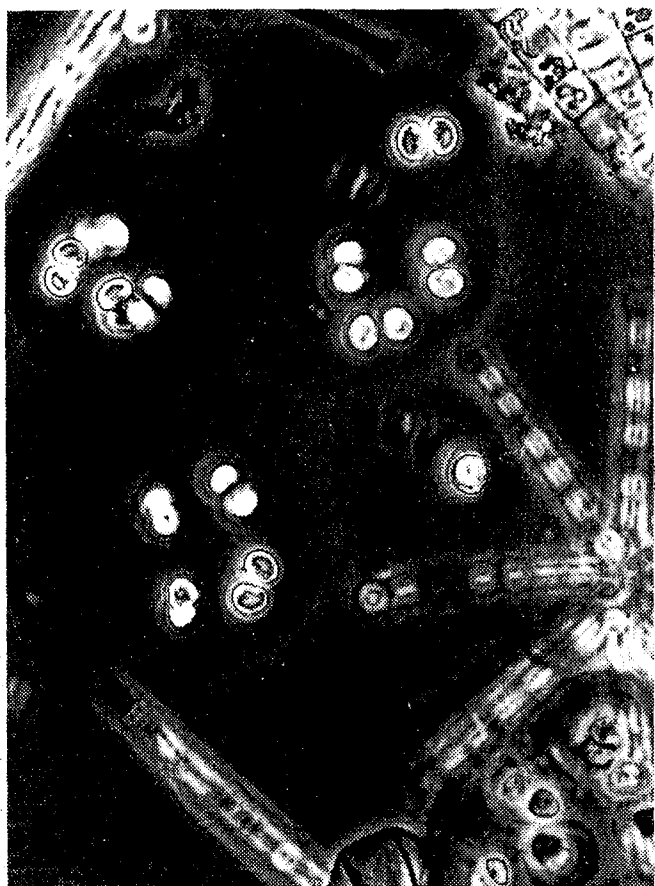
Phacotus lenticularis



Phacotus lenticularis



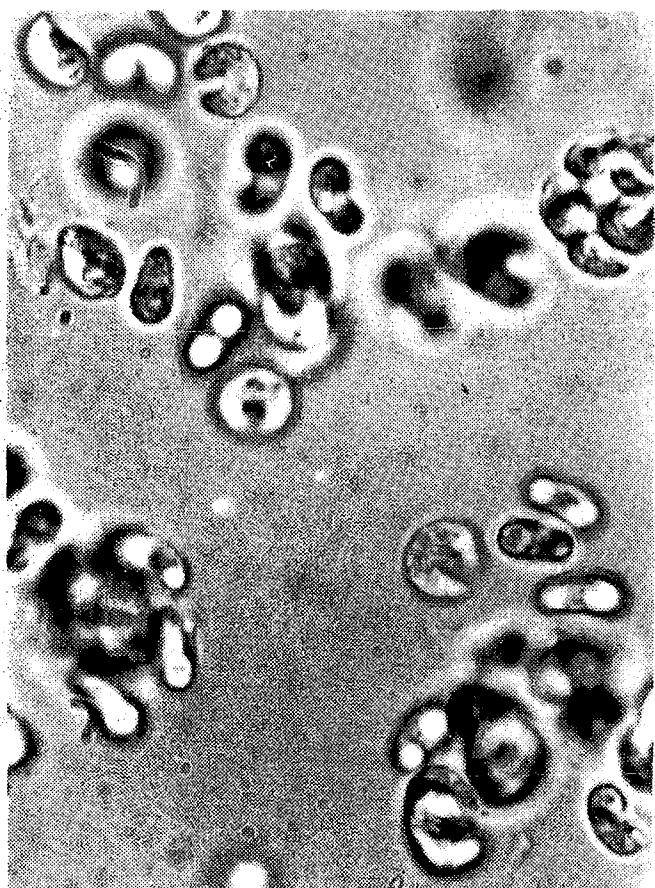
Phacotus lendneri



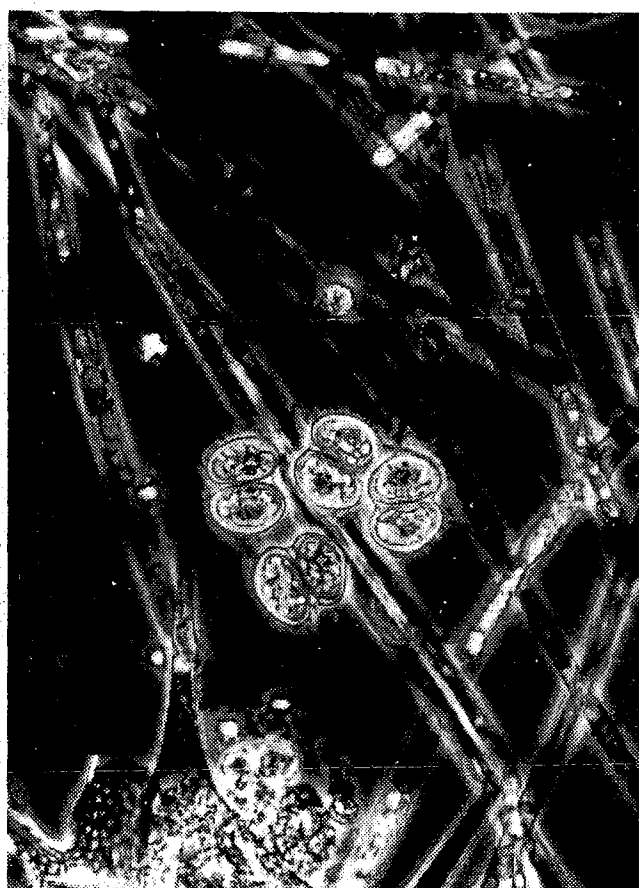
Pseudosphaerocystis lacustris



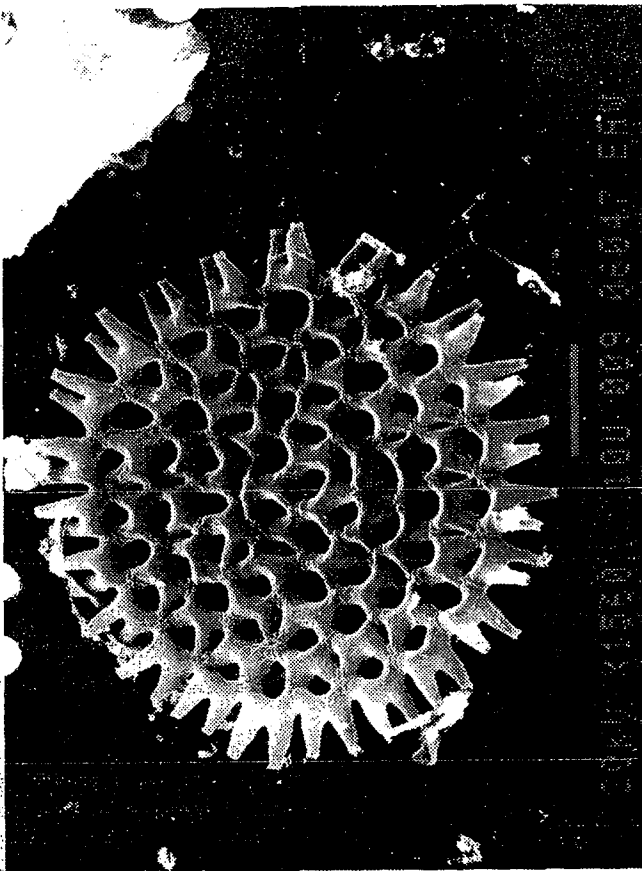
Crucigenia lauterbornii



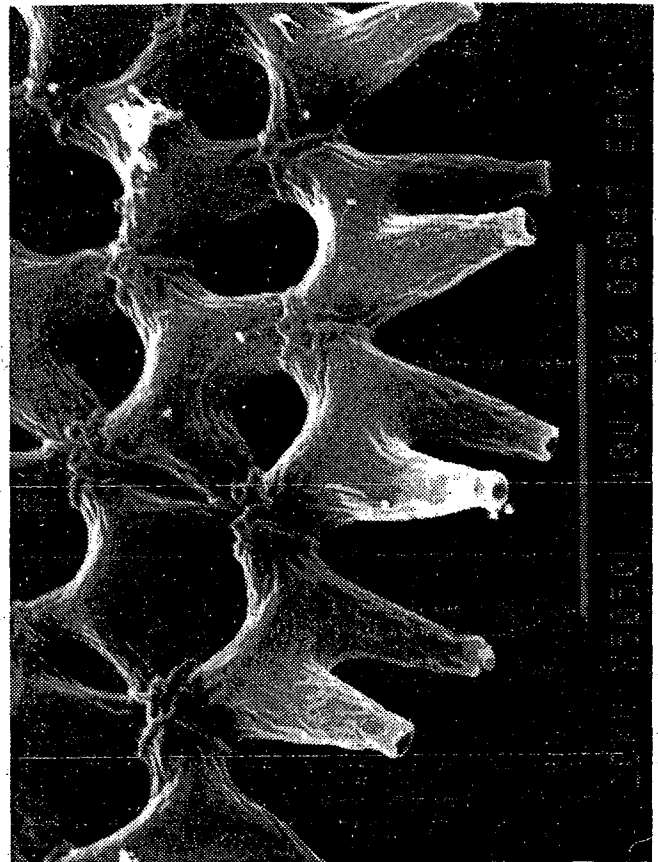
Kirchneriella lunaris



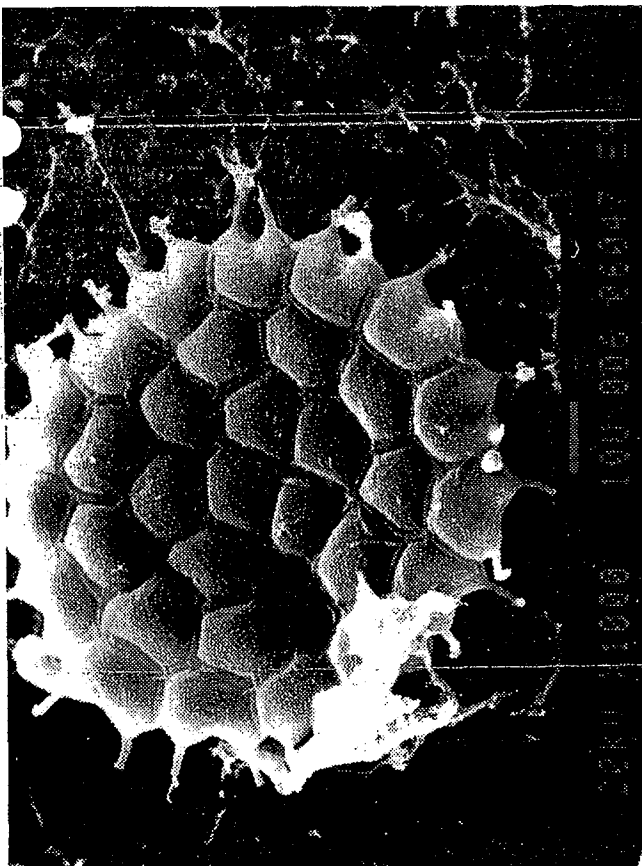
Tetrachlorella alternans



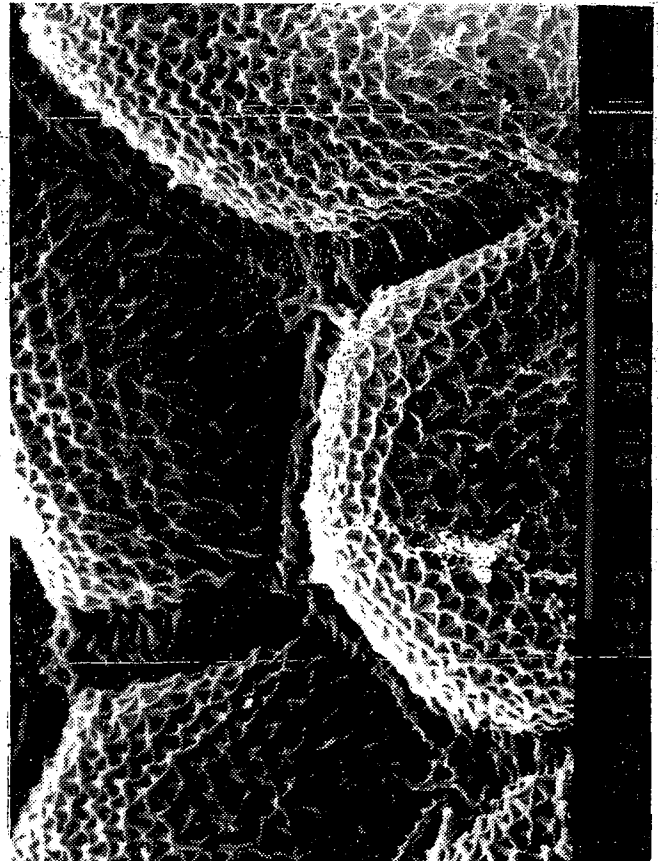
Pediastrum duplex



Pediastrum duplex



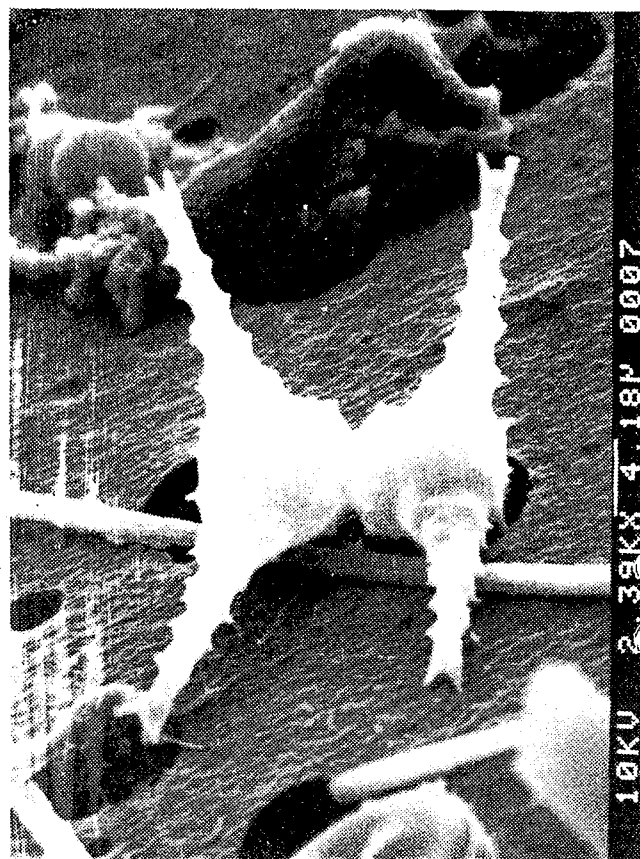
Pediastrum boryanum



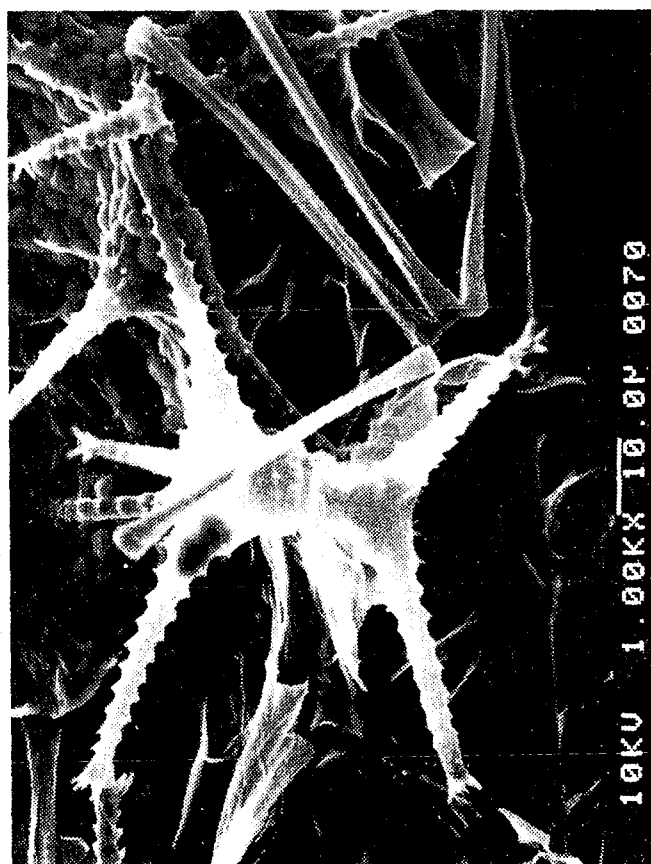
Pediastrum boryanum



Cosmarium depressum v. *planctonicum*



Staurastrum cingulum



Staurastrum pingue



Cryptomonas erosa

Veröffentlichungen der Internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee:

- Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees vom 1. Juni 1967 - überarbeitete Fassung vom 9. Mai 1972
- Schutz dem Bodensee - Jubiläumsschrift: 15 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 1974
- Jahresberichte über den limnologischen Zustand des Bodensees, seit 1976
- Schutz dem Bodensee - Faltblatt: 25 Jahre Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, 1984

Berichte der Gewässerschutzkommission:

Nr. 1:	Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees	1963
Nr. 2:	Die Abwasserbelastung der Uferzone des Bodensees	1964
Nr. 3:	Die Sauerstoffschichtung im tiefen Hypolimnion des Bodensee-Obersees 1963/64 mit Berücksichtigung einiger Untersuchungsergebnisse aus früheren Jahren	1964
Nr. 4:	Gewässerschutzvorschriften der Bodensee-Anliegerstaaten	1966
Nr. 5:	Die Temperatur- und Sauerstoffverhältnisse des Bodensees in den Jahren 1961 bis 1963	1967
Nr. 6:	Untersuchungen zur Feststellung der Ursache für die Verschmutzung des Bodensees	1967
Nr. 7:	Stellungnahme der Sachverständigen zur Frage einer Bodensee-Ringleitung	1967
Nr. 8:	Die Sauerstoffbilanz des Bodensees-Obersees	1967
Nr. 9:	Bodensee-Sedimente	1971
Nr. 10:	Bericht über den Bodensee	1971
Nr. 11:	Die Berechnung von Frachten gelöster Phosphor- und Stickstoffverbindungen aus Konzentrationsmessungen in den Bodenseezuflüssen	1973
Nr. 12:	Die Makrophytenvegetation in der Uferzone des Bodensees	1973

Nr. 13:	Bau- und Investitionsprogramm - Stand der Abwasserbeseitigung	1973
Nr. 14:	Regenentlastungsanlagen - Bemessung und Gestaltung	1973
Nr. 15:	Strömungsverhältnisse im Bodensee-Untersee und der Wasseraustausch zwischen den einzelnen Seebecken	1974
Nr. 16:	Zustand und neuere Entwicklung des Bodensees	1975
Nr. 17:	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor-, Stickstoff- und organischen Verbindungen im Seejahr 1971/72	1976
Nr. 18:	Die Phytoplanktonentwicklung im Bodensee in den Jahren 1961 bis 1963	1976
Nr. 19:	Stand der technischen Möglichkeiten der Phosphorelimination aus kommunalen Abwässern	1977
Nr. 20:	Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee-Obersee (1962-1974) und Rheinsee (1963-1973)	1977
Nr. 21:	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1963-1973). Teil 1 Untersee	1977
Nr. 22:	Chemismus des Freiwassers des Bodensee-Obersees in den Jahren 1961 bis 1974	1979
Nr. 23:	Die langjährige Entwicklung des Phytoplanktons im Bodensee (1965-1975). Teil 2 Obersee	1979
Nr. 24:	Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee - Obersees und des Untersees - Planungszeitraum 1978-1985	1981
Nr. 25:	Zum biologischen Zustand des Seebodens des Bodensees in den Jahren 1972 bis 1978	1981
Nr. 26:	Die submersen Makrophyten des Bodensees - 1978 im Vergleich mit 1967 -	1981
Nr. 27:	Die Veränderungen der submersen Vegetation des Bodensees in ausgewählten Testflächen in den Jahren 1967 bis 1978	1981
Nr. 28:	Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen und organischem Kohlenstoff im Abflußjahr 1978/79	1982
Nr. 29:	Limnologische Auswirkungen der Schifffahrt auf den Bodensee	1982

Nr. 30:	Die Auswirkungen der Reinhaltemaßnahmen auf die limnologische Entwicklung des Bodensees (Lagebericht)	1982
Nr. 31:	Schadstoffe in Bodensee-Sedimenten	1984
Nr. 32:	Quantitative Mikroanalyse flüchtiger, organischer Verbindungen im Bodenseewasser	1985
Nr. 33:	Bau- und Investitionsprogramm, Stand der Abwasserbeseitigung im Einzugsgebiet des Bodensee-Obersees und des Untersees - Planungszeitraum 1986-1995	1985
Nr. 34:	Die Zukunft der Reinhaltung des Bodensees - Weitergehende und vorbeugende Maßnahmen - Denkschrift	1987
Nr. 35:	Zur Bedeutung der Flachwasserzone des Bodenses	1987
Nr. 36:	Die Entwicklung der Radioaktivität im Bodensee nach dem Unfall Tschernobyl	1987
Nr. 37:	Die Entwicklung des Crustaceen-Planktons im Bodensee-Obersee (1972-1985) und Untersee - Gnadensee und Rheinsee - (1974-1985)	1987
Nr. 38:	Die Oligochaeten im Bodensee als Indikatoren für die Belastung des Seebodens (1972 bis 1978)	1988

