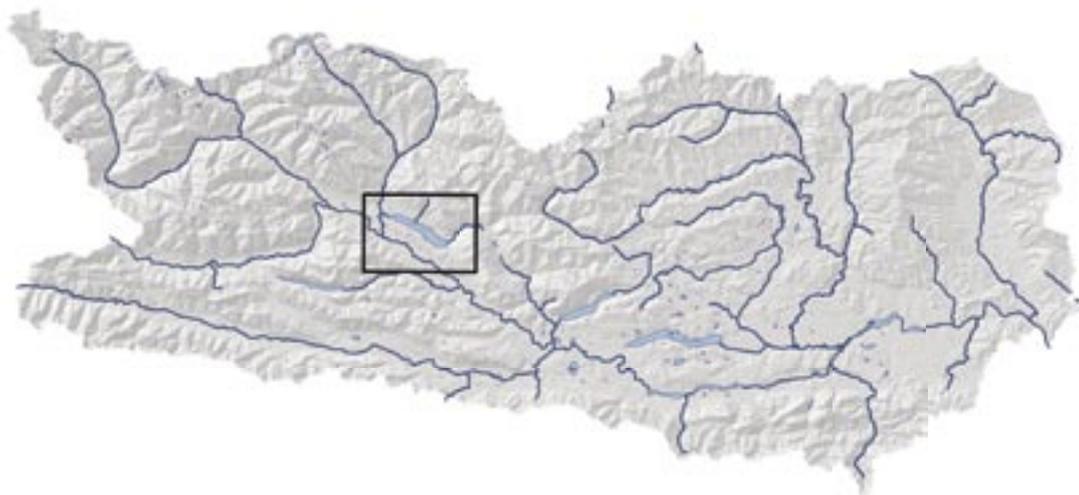


Der Millstätter See

**Limnologische Langzeitentwicklung des
Millstätter Sees und limnologische Untersuchungen
des Jahres 2000 unter besonderer Berücksichtigung
der Planktonbiozönosen**



Impressum:

Eigentümer, Herausgeber und Verleger: Kärntner Institut für Seenforschung (KIS)
Verein für angewandte Gewässerökologie,
Abt. 15 - Umweltschutz und Technik,
Amt der Kärntner Landesregierung
Flatschacher Strasse 70, 9020 Klagenfurt

Gesamtleitung: Dr. Liselotte Schulz (Abt. 15)

Bearbeitung: Dr. Roswitha Fresner (KIS)
Mag. Markus Reichmann (KIS)
Mag. Georg Santner (KIS)
Mag. Maria Mairitsch (KIS)
Mag. Marion Ambros (KIS)
Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg
Dr. Günther Weissel
DI Bernhard Hummitzsch
DI Jürgen Petutschnig

Probenahmen, Limnochemische Analysen: Umweltschutzlabor Abt. 15 – Umweltschutz und Technik
des Amtes der Kärntner Landesregierung

Layout: Mag. Marion Ambros (KIS)

Druck und Bindearbeiten: im Hause

Besuchen Sie uns auf unserer Homepage!
www.kis.ktn.gv.at

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	1
Summary	3
Einleitung	4
Allgemeine Beschreibung	5
Hydrographische Daten	7
Fischbestand	8
Krebsvorkommen	9
Sanierungsmaßnahmen	9
Methodik	10
Limnologische Entwicklung	12
Sauerstoff	12
Gesamt-Phosphor	15
Orthophosphat-P	19
Ammonium-Stickstoff	19
Nitrat-Stickstoff	20
Temperatur	23
Sichttiefe	25
Natrium und Chlorid	25
pH-Wert	26
Phytoplankton	27
Zusammensetzung des Phytoplanktons	28
Zooplankton	33
Artenspektrum der Rotatorien	35
Artenspektrum der Crustaceen	40
Cladocera	40
Copepoda	42
Abbildungsverzeichnis	47
Fotoverzeichnis	48
Tabellenverzeichnis	48
Literaturverzeichnis	49
Anhang	51
Tiefenkarte des Millstätter Sees	61

Zusammenfassung

Der Millstätter See ist mit einer Fläche von 1.328,1 ha der zweitgrößte See Kärntens. Mit einer Tiefe von 141 m und einem Volumen von 1.204,6 Mio. m³ ist er der tiefste und wasserreichste See des Landes. In den frühen 1970er Jahren haben Eutrophierungserscheinungen zum Bau eines Abwasserkanalnetzes im Einzugsgebiet des Sees geführt. Die vorgelegte Studie dokumentiert die Änderung der Wasserqualität des Millstätter Sees über den Zeitraum von 1970 bis 2002.

Aufzeichnungen über die Wasserqualität des Millstätter Sees reichen, dank Findenegg, bis in die frühen 1930er Jahre zurück. Bis 1973 führte er im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung Untersuchungen durch und legte jährliche Zustandsberichte der größeren Kärntner Seen vor. Seit dem Jahre 1974 werden Kontrolluntersuchungen vom Kärntner Institut für Seenforschung im Rahmen der Gewässergüteaufsicht in großem Umfang fortgeführt und deren Ergebnis im jährlich erscheinenden „Seenbericht - Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung“ publiziert.

Der Millstätter See hat sich im Zeitraum von 1970 bis 2002 vom mesotrophen zum schwach-mesotrophen Gewässer entwickelt.

Das Epilimnion (0 - 6 m) des Millstätter Sees reagierte auf die Sanierungsmaßnahmen im langjährigen Beobachtungszeitraum mit einer Verbesserung der optischen Qualität, einer deutlichen Verringerung der Gesamt-Phosphorkonzentration und erst ab 1996 mit einer merkbaren Verringerung der Algenmenge.

Die Sichttiefenwerte als Maß für die optische Qualität haben sich im Jahresmittel von 2 auf rund 7 m verbessert. Die Verbesserung der Sichttiefe kann bis 1995 nicht mit einem Rückgang der Algenbiomasse erklärt werden, da die Schwebalgenmenge im Epilimnion weiter zunahm. Die Verbesserung der optischen Qualität liegt vielmehr in der Verschiebung des Artenspektrums zu größeren Formen hin begründet, die das Wasser weniger trüben.

Die epilimnische Gesamt-Phosphorkonzentration lag bis zur Fertigstellung der Sanierungsmaßnahmen (1985) stets deutlich über 10 µg/l. Nach 1985 lagen die Werte mit wenigen Ausnahmen unter 10 µg/l.

Nach den Aufzeichnungen Findeneggs war die epilimnische Schwebalgenbiomasse bis 1968 mit Werten unter 500 mg/m³ sehr gering. Während des Beobachtungszeitraumes war im Mittel eine Zunahme bis 1.960 mg/m³ beobachtet worden. Die epilimnische Zunahme der Algenbiomasse ist im Zusammenhang mit der Ausbildung des bereits ab 60 m Tiefe vorhandenen Monimolimnions zu sehen, in dem es zu einer Phosphat-Anreicherung aus dem Sediment kam, das in weiterer Folge das Wachstum der Schwebalgen förderte.

In der Tiefe (50 - 140 m) des Millstätter Sees war eine Reduktion der Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff) aufgrund des mächtigen Monimolimnions (von 1982 bis 1998) nicht zu erkennen. Im sauerstofffreien Monimolimnion kam es zu Anreicherung von Ammonium und zu Phosphor-Rücklösungsprozessen aus dem Sediment. Der mittlere Gesamt-Phosphor-Inhalt (50 - 140 m) erfuhr im Beobachtungszeitraum, während der stabilen Ausbildung des Monimolimnions (1985 - 1994), eine deutliche Zunahme (49.000 kg im Jahr 1989). Zu Beginn und gegen Ende des Beobachtungszeitraumes waren rund 30.000 kg Gesamt-Phosphor festzustellen.

Die hier vorgelegten Ergebnisse identifizieren den Millstätter See über weite Strecken als meromiktischen See, eine Vollzirkulation konnte nur im Frühjahr 1999 und 2000 nachgewiesen werden. Ein meromiktischer See ist durch einen über Grund gelegenen sauerstofffreien Bereich gekennzeichnet, der weder von der Frühjahrs- noch von der Herbstzirkulation beeinflusst wird.

In der Tiefe des Millstätter Sees hat sich die Sauerstoffsituation von 1981 bis 1998 aufgrund ausbleibender Vollzirkulationen (Meromixis) deutlich verschlechtert. In manchen Jahren waren sauerstofffreie Bereiche am Ende der sommerlichen Stagnationsphase ab 60 m Tiefe ausgebildet. Die windgeschützte Beckenlage des Millstätter Sees und seine Tiefe (140 m) tragen dazu bei, dass die Kraft des Windes im Frühjahr und Herbst (Homothermie) meist zu schwach ist, um eine Zirkulation des gesamten Wasserkörpers zu bewirken. Die schlechte Sauerstoffversorgung der Tiefe ist durch natürliche Vorgänge entstanden und überlagert daher die sanierungsbedingten Erfolge. Das Monimolimnion beeinflusst über den Prozess

der „internen Düngung“ den Nährstoffhaushalt des Sees und damit die Primärproduktion (Schwebealgenwachstum).

Der Millstätter See nimmt seit fast 100 Jahren die Abwässer des Magnesitwerkes Radenthein (heute: Radex Veitsch GmbH) auf. Im Jahr 1906 begann man mit der Einleitung der Werksabwässer über den Riegerbach in den See, wobei eine Nassentstaubung in Verwendung war. Im Jahr 1929 stellte das Werk auf Trockenentstaubung um und Findenegg stellte einen Rückgang der pH-Werte fest. Im Jahr 1952 erfolgte abermals eine Umstellung auf Nassentstaubung, wodurch es wieder zu einem Ansteigen der pH-Werte kam. Mit der Inbetriebnahme von Klärteichen im Jahr 1971, in denen ein Großteil der Partikel sedimentierte (Rückgewinnung), erfolgte ein Rückgang des pH-Wertes von ca. 9,8 Anfang der 1970er Jahre auf rund 8,5 von 1980 bis 2002. Seit diesem Zeitpunkt gelangt nur noch geklärtes Wasser in den See. Ein negativer Einfluss des durch Abwässer erhöhten pH-Wertes auf die Algenproduktion konnte nicht nachgewiesen werden (SAMPL 1974).

Wahrscheinlicher ist, dass sich Phosphor über die Wirkung von Adhäsionskräften an feinste Partikel gebunden hat und über Sedimentation dem Wasser entzogen wurde. Dies dürfte in den 1930er und frühen 1950er Jahren, einhergehend mit der Nassentstaubung, mit ein Grund für die in der Literatur mehrfach angesprochene geringe Primärproduktion sein (Phosphatfällung). Zudem war die externe Belastung mit Phosphor viel geringer, da phosphathaltige Waschmittel erst in den 1950er Jahren zum Einsatz kamen.

Diese Phosphatfällung, hervorgerufen durch die Sedimentation der Trübstoffe, die durch die Nassentstaubung im Magnesitwerk Radenthein angefallen sind, mag als eine der Ursachen für die geringe Schwebealgenmenge in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts gelten. Die Aufarbeitung von Findenegg-Aufzeichnungen aus den 1930er Jahren zeigte, dass die Phytoplanktonbiomasse zu dieser Zeit bei etwa 100 Tonnen pro Jahr lag. Mit zunehmender Eutrophierung in den 1960er Jahren verdoppelte sich die Biomasse. In den frühen 1970er Jahren, dem Höhepunkt des anthropogenen Phosphoreintrages, stieg die Algenbiomasse auf über 750 Tonnen an. Nach

1974 nahm die Algenmenge ab und erreichte 1978 rund 300 Tonnen im Jahresschnitt. Diese Abnahme ging mit der Fertigstellung der Kanalisation im unmittelbaren Seeuferbereich im Jahre 1977 einher. Dennoch zeigte sich unmittelbar darauf ein neuerliches Anwachsen der Algenbiomasse, die 1985 mit über 900 Tonnen erneut einen Höchstwert erreichte. Eine Erklärung für diesen Anstieg ist in den weniger tiefreichenden Durchmischungsphasen von 1981 bis 1998 zu suchen, in denen es zu einer Rücklösung aus dem im Sediment deponierten Phosphor kam („interne Düngung“). Ab 1995 ist eine rückläufige Tendenz (zwischen 600 und 400 t) zu erkennen, wenngleich die Algenbiomasse sich nicht im selben Ausmaß reduzierte wie der Gesamt-Phosphor. Die Algenbiomasse des Millstätter Sees zeigt, dass die Reoligotrophierung nicht spiegelbildlich zur Eutrophierung verläuft (DOKULIL et al. 2001). Ursachen für dieses vordergründig widersprüchliche Verhalten des im Reoligotrophierungsprozess befindlichen Sees sind in der langen theoretischen Wassererneuerungszeit und dem im Sediment deponierten Phosphor zu suchen, der über den Weg der internen Düngung die Schwebealgenproduktion ankurbelt.

Planktothrix rubescens (ehemals *Oscillatoria rubescens*, Burgunderblutalge), die im Millstätter See in den Jahren 1972 und 1973 eine Massenentwicklung in Form von rotbraun verfilzten Algenfladen an der Oberfläche erzielte, brachte den Badebetrieb weitgehend zum Erliegen. Das Auftreiben von *Planktothrix rubescens* an die Oberfläche war für den See jedoch eine Art „Selbstreinigungsprozess“, da mit den Algen zugleich auch die in ihnen gebundenen Nährstoffe in großen Mengen über den Abfluss ausgeschwemmt wurden (SAMPL et al. 1992). Seit der Sanierung des Einzugsgebietes wurden keine auffallenden Algenblüten, weder von *Planktothrix rubescens* noch von anderen Arten, beobachtet.

Im Jahr 2000 konnten im Millstätter See insgesamt 26 Zooplankter nachgewiesen werden. Davon entfielen auf die Crustaceen 9 Arten, repräsentiert durch 5 Cladoceren- und 4 Copepodenarten, sowie 17 Rotatorienarten. Die durchschnittliche Gesamtbiomasse (Trockengewicht) des Zooplanktons betrug 64 mg/m³. Der Anteil der Rotatorien

an der Gesamt-Zooplanktonbiomasse war mit $0,01 \text{ mg/m}^3$ zu nennen, was nicht zuletzt auf ihre geringe Größe sondern auch auf die im Vergleich zu anderen Seen geringe Individuenzahl zurückzuführen war.

Aufgrund der Zusammensetzung, der Abundanzen und des Größenspektrums des Zooplanktons ist nur ein mäßiger Fraßdruck seitens planktivorer Fische zu erkennen. Positiv wirkt sich sicherlich das Fangen von Coregonen mittels Schwebenetzen auf die Zooplanktongemeinschaft des Millstätter Sees aus. Durch diese Maßnahme verringert sich der Fraßdruck auf die Daphnien, die ihrerseits den Druck auf die Nahrungsalgen erhöhen und somit die Sichttiefe beeinflussen. Im Millstätter See übernimmt *Daphnia hyalina* als effizienter Filtrierer diese wichtige Rolle.

An dieser Stelle sei auf eine große ($> 1 \text{ cm}$), räuberische Cladocere, *Bythotrephes longimanus*, hingewiesen, die für den Millstätter See ab 1967 als verschollen galt. Über Mageninhaltsanalysen im Zuge einer fischökologischen Diplomarbeit (WASSERMANN 2003) gelang ein indirekter Nachweis dieser Art.

Die Langzeitbeobachtung über die Entwicklung der Schwebalgen zeigte eine Änderung der Artenzusammensetzung mit einer Tendenz hin zu größeren, das Wasser weniger trübenden, Arten. Der von den Daphnien ausgehende Fraßdruck auf die kleinen, das Wasser stärker trübenden Algen, trägt somit wesentlich zur Verbesserung der optischen Qualität bei, was im Jahr 2000 mit einer durchschnittlichen Sichttiefe von 6 m (Abb. 24) bestätigt wurde.

Summary

The second largest lake of Carinthia is lake Millstätter See with an area of 1.328,1 ha. According to its depth (141 m) and its volume (1.204,6 Mio m^3) it is the deepest and water richest lake of Carinthia.

In the early 1970s eutrophication and "large algae blooms" lead to the instalment of sewage treatment plants in the catchment area of the lake.

This study documents the change in water quality of lake Millstätter See between 1970 and 2002 from a mesotrophic to a lower mesotrophic level.

As a result of restoration the epilimnion (0 - 6 m) of lake Millstätter See shows an improvement of sight distance, a visible decrease of total phosphorus concentration and since 1996 a decrease in primary production.

The sight distance as a term for optical quality improved in the annual mean from 2 to 7 m.

The improvement of the sight distance until 1995 cannot be related to less phytoplankton biomass as expected, because the phytoplankton biomass of the epilimnion shows a further increase. The more important reason for this improved optical quality is the change from small to larger species, which don't affect the sight distance as much.

The results identify lake Millstätter See as a meromictic lake, a total circulation of the water body occurred only in spring 1999 and 2000. The concentration of hypolimnic oxygen between 1981 and 1998 clearly declined, according to the meromictic behaviour of the lake.

Because of the wind protected basin of lake Millstätter See and his deepness (141 m) the wind energy in spring and autumn in most cases is too weak, to manage a circulation of the whole water body. The worse hypolimnic oxygen situation is caused by natural procedures and superposes the restoration successes.

The monimolimnion with its nutrient content and the process of "internal fertilisation" influence the phytoplankton production of the lake.

In the early 1970s, the peak out of the anthropogenic phosphorous load was reached and the phytoplankton biomass grew over 750 t. From 1974 to 1978 the annual mean of the phytoplankton biomass decreased to 300 t. This decrease was an effect of the completion of the canalisation in the direct catchment area in the year 1977.

However directly after that the phytoplankton biomass showed an increase up to more than 900 t. One explanation for this increase is the meromictic behaviour of the lake. Between 1981 and 1998 the circulation of the water body in spring and autumn reached a maximum depth of only 80 m. Under these circumstances and the lack of oxygen in hypolimnic layer a solution of phosphorous from the sediment took place and started an internal fertilisation.

26 zooplankton organisms were found in lake Millstätter See in the year 2000, 9 of them were Crustaceans, represented by 5 Cladocera- and 4

Copepoda, and 17 Rotatoria. The average biomass (dry weight) of all zooplankton organisms was 64 mg/m³. The biomass of the Rotatoria was 0,01 mg/m³, which is not only because of their tininess, but also of their in comparison to other lakes small number of individuals.

Due to the composition, the abundance and contribution of bigness of zooplankton species there can be recognized only a moderate pressure from planktivorous fish. On this place we will also mention a big (> 1 cm), predatory Cladocera, *Bythotrephes longimanus*, which has been missing in lake Millstätter See since 1967. With stomach analyses, referring to a fish ecological dissertation (WASSERMANN 2003) it was possible to provide evidence that this animal is still living in the lake.

Einleitung

Die wissenschaftliche Untersuchung der Kärntner Seen begann durch Honorar Prof. DDr. Ingo Findenegg. Seine Untersuchungen sind bis heute die Basis für die Beurteilung der Langzeitentwicklung unserer Seen geblieben. Bereits 1932 erkannte er, dass das massenhafte Auftreten von Algen auf die zunehmende Besiedelung der Ufer infolge der „Fremdenindustrie“ zurückzuführen sei (FINDENEGG 1932). Er wies damit auf eine verstärkte Belastung der Seen mit häuslichen Abwässern hin.

Der zunehmende Tourismus in den 1950er und 1960er Jahren und der damit verbundene erhöhte Verbrauch phosphorhaltiger Waschmittel sowie die Intensivierung der Landwirtschaft brachten es mit sich, dass die Eutrophierungserscheinungen immer sichtbarer wurden. Die Vermehrung der Schwebealgen verursachte das Auftreten spektakulärer „Wasserblüten“. Schließlich bewirkte das wiederholte Auftreten von „Wasserblüten“ mit massiver Beeinträchtigung des Badebetriebes bzw. Fremdenverkehrs 1963 ein Handeln der zuständigen Behörden. Maßnahmen zur Reinhaltung der Seen wurden beschlossen und ein Seenreinhaltgesetz verabschiedet. Zur Realisierung dieses Gesetzes wurden Wasserverbände gegründet, die die Planung, Finanzierung und Bauabwicklung der Kanäle und Kläranlagen

organisierten. Aufzeichnungen über die Wasserqualität des Millstätter Sees reichen, dank Findenegg, bis in die frühen 1930er Jahre zurück. Bis 1973 führte er im Auftrag des Amtes der Kärntner Landesregierung Untersuchungen durch und legte jährliche Zustandsberichte der größeren Kärntner Seen vor. Seit dem Jahre 1974 werden Kontrolluntersuchungen vom Kärntner Institut für Seenforschung im Rahmen der Gewässergütaufsicht in großem Umfang fortgeführt und deren Ergebnis im jährlich erscheinenden „Seenbericht - Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung“ publiziert.

Der Millstätter See steht schon seit mehr als 7 Jahrzehnten im Mittelpunkt wissenschaftlicher Untersuchungen. Wie bereits erwähnt, schrieb Findenegg zahlreiche Veröffentlichungen zur Limnologie des Millstätter Sees (FINDENEGG 1932, 1934, 1943 & 1962). Seit 1968 wurde der See in einem „Internationalen Biologischen Programm“ hinsichtlich seiner Produktivität (FINDENEGG 1971) und 1984 die Beeinträchtigung des Sees durch zivilisatorische Aktivitäten im Rahmen des Programms „Man and Biosphere“ (SCHULZ et al. 1984) untersucht.

Im Mittelpunkt der vorliegenden Arbeit steht die Frage nach den Auswirkungen der gesetzten Sanierungsmaßnahmen auf die Wasserqualität des Millstätter Sees. Haben die Maßnahmen einen Reoligotrophierungsprozess verbunden mit einer Verbesserung im Nährstoffhaushalt in Gang gesetzt? Wie reagiert das Phytoplankton (Primärproduktion) auf die Reduktion der für sie relevanten Nährstoffe (Phosphor und Stickstoff)?

Die Auswertung der Daten, physikalisch - chemische Parameter und die Entwicklung des Algenbestandes, die im Zeitraum von 1970 bis 2002 vier bis sechs mal jährlich erhoben wurden, werden in dieser Arbeit vorgestellt. Im Zeitraum von Jänner bis Dezember des Jahres 2000 wurde der Millstätter Sees im Rahmen des Schwerpunktprogramms „Kärntner Seen“ in monatlichen Abständen untersucht. Neben dem Phytoplankton und den chemisch-physikalischen Parametern wurde auch das Zooplankton hinsichtlich Struktur, Arteninventar und Sukzession analysiert.

Das Kärntner Institut für Seenforschung wurde vom Amt der Kärntner Landesregierung Abteilung 15 - Umweltschutz und Technik mit der Auswertung der Daten beauftragt.

Allgemeine Beschreibung

Der Millstätter See (Foto 1) ist mit einer Fläche von 1.328,1 ha der zweitgrößte See Kärntens. Mit einer Tiefe von 141 m und einem Volumen von 1.204,6 Mio. m³ ist er der tiefste und wasserreichste See des Landes (Tab. 1). Der Millstätter See hat ein lang gestrecktes, ungegliedertes Becken (Abb. 1). Die Uferböschungen sind sehr steil und bedingen seine relativ große mittlere Tiefe von 88,6 m. Die glazial geformte Talfurche des Millstätter Sees liegt eingebettet in kristalline Schiefer. Sie verläuft parallel zum Drautal. Das Einzugsgebiet des Millstätter Sees ist mit 284,5 km² etwa 21 mal so groß wie die Seefläche. Zwischen dem See und dem Drautal befindet sich eine 2 km breite, von Wald und Mooren bedeckte Hochfläche. Da diese Hochfläche steil gegen den See abfällt, konnten sich am Südufer keine größeren Siedlungen entwickeln. Im Norden und Osten wird der See von den Kuppen der Nockberge umrahmt, von denen die Millstätter Alpe im Norden und der Mirnock im Osten unmittelbar und relativ steil zum Seebecken abfallen.

Das klimatisch begünstigte Nordufer des Sees ist dicht besiedelt, hier liegen die beliebten Zentren des Sommertourismus: Seeboden, Millstatt, Döbriach sowie im nördlichen Einzugsgebiet Radenthein und das Schigebiet Bad Kleinkirchheim. Die gesamte Wirtschaftsfläche des Einzugsgebietes des Millstätter Sees gliedert sich in folgende Nutzungsarten: 47% Wald, 6% Grün- und 10% Ackerland. Im Bereich des Südufers wurde das Landschaftsschutzgebiet Millstätter See - Süd (1.984 ha) verordnet (LGBl. Nr. 50/1970).

Tab. 1: Morphometrische Daten des Millstätter Sees.

Seehöhe:	588	m ü. A.
Fläche:	1.328,1	ha
Volumen:	1.204,6	Mio. m ³
Länge:	11.500	m
Breite:	1.800	m
max. Tiefe:	141	m
mittlere Tiefe:	88,6	m
Uferlinie:	25.500	m
Einzugsgebiet	284,5	km ²
Abfluss MQ (1951-1999)	5,1	m ³ /s
theor. Wasser-erneuerungszeit	7,5	Jahre



Foto. 1: Millstätter See. Foto: G. Santner

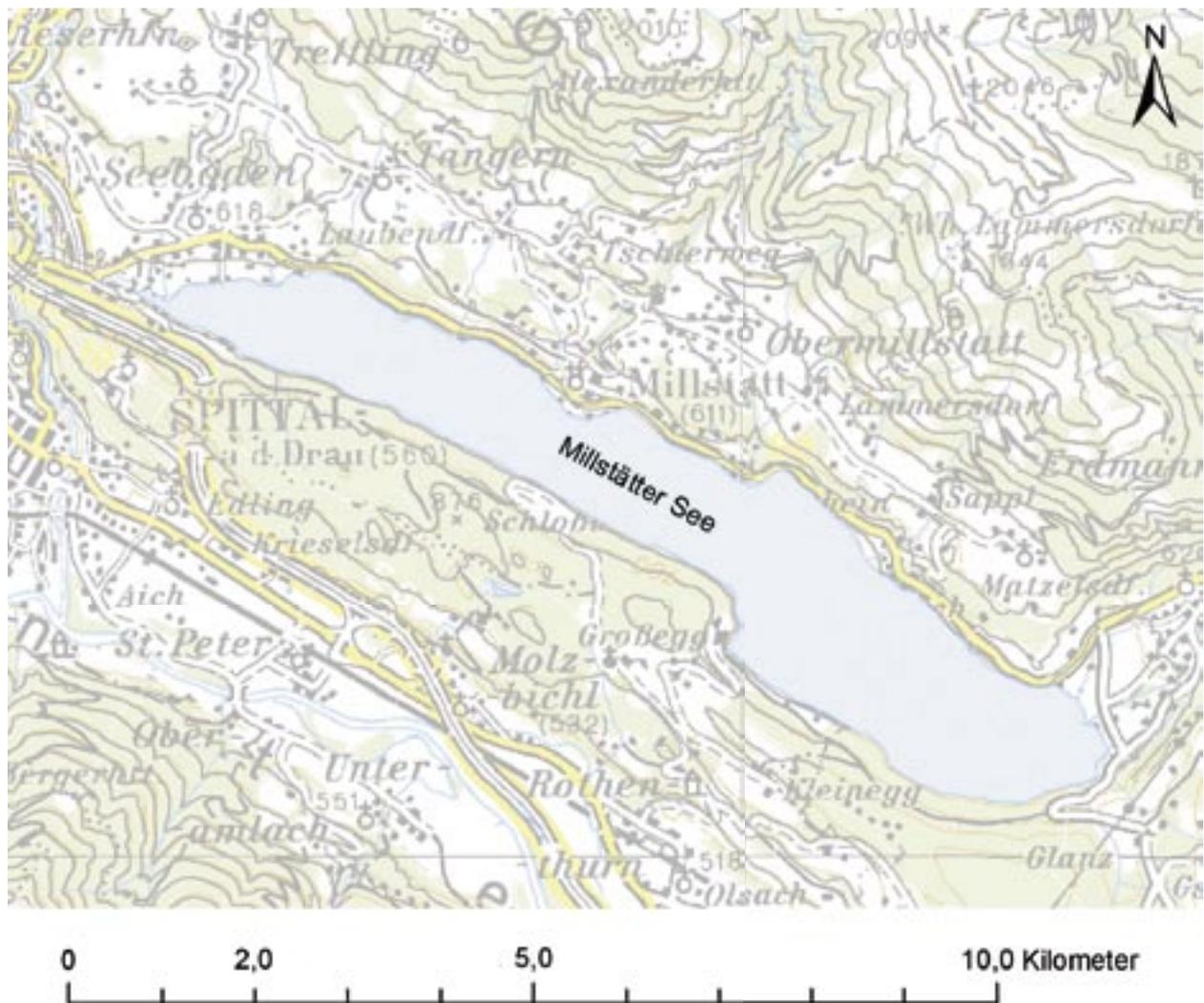


Abb. 1: Lage des Millstätter Sees.

Infolge der großen Wassermasse ist der Millstätter See sehr temperaturstabil, verglichen mit anderen Kärntner Badeseen liegen die Temperaturen geringfügig niedriger. In den Sommermonaten von Mai bis September ist der Wasserkörper streng geschichtet. An der Oberfläche in der Seemitte wird das Wasser bis zu 22 °C erwärmt, Uferzonen erreichen Temperaturen bis zu 24 °C. Die Abkühlung im Herbst verläuft sehr langsam. Die Herbstzirkulation beginnt in der Regel im Dezember, die Frühjahrszirkulation im März. Bildet der See keine Eisdecke aus, zirkuliert der Wasserkörper während des ganzen Winters. Eine geschlossene Eisdecke tritt nur in extrem kalten Wintern auf. Die Eisbildung beginnt am Millstätter See meistens im Jänner und endet Ende Februar

- Anfang März. Im Winter 1996 - 1997 bildete sie sich erst spät (Ende Februar).

Aufgrund der im Verhältnis zur Seeoberfläche großen Tiefe und der windgeschützten Lage ist der See meromiktisch. Die Zirkulation im Frühjahr und Herbst erfasst in der Regel nur den Wasserkörper von 0 bis 50 m Tiefe (SAMPL et al. 1992). In Jahren mit starker Windeinwirkung kann der See fallweise auch tiefer und manchmal auch bis zum Grund durchmischt werden.

Der Hauptzufluss ist der Döbriacher Riegerbach mit einem Einzugsgebiet von 188 km² und einem mittleren Durchfluss von 3,2 m³/s. Daneben wird der See noch von einer Reihe kleinerer Bäche gespeist. Das langjährige Abflussmittel des Millstätter Seebaches liegt bei 5,09 m³/s.

Hydrographische Daten

Die Pegelstandsmessungen des Millstätter Sees, des Hauptzubringers Döbriacher Riegerbach und des Seeabflusses Millstätter Seebach wurden dankenswerterweise von Dr. Weissel, Abteilung 18 Wasserwirtschaft des Amtes der Kärntner Landesregierung, zur Verfügung gestellt.

Das hydrographische Geschehen unterliegt starken Schwankungen, die naturgegeben im Zusammenhang mit der Witterung stehen. Der Riegerbach bringt dem See im langjährigen Durchschnitt eine mittlere Wasserführung von 3,2 m³/s. Am 23. Oktober 1993 wurde das höchste Hochwasser registriert und dem See flossen über den Hauptzubringer 68 m³/s zu. Die niedrigste Wasserführung wurde bisher am 2. Jänner 1979 mit 0,28 m³/s beobachtet. Ein mittlerer Wasserstand des Millstätter Sees ist mit 129 cm anzugeben, wobei ein Höchststand mit 233 cm am 21. Mai 1917 und ein Niederwasserstand mit 103 cm am 8. Jänner 1922 anzugeben ist. Am Millstätter Seebach wurde eine mittlere Abflussmenge von 5,09 m³/s erhoben. Die höchste Abflussmenge wurde mit 29 m³/s am 20. November 1996 und mit 0,79 m³/s die niedrigste am 6. Oktober 1964 registriert. Die statistischen Werte aus den einzelnen Beobachtungen des Wasserstandes und des Abflusses werden in der Praxis als Jahres-Reihen oder als Hauptzahlen des Wasserstandes bzw. des Abflusses bestimmter Zeitabschnitte ausgewiesen (Tab. 2).

Die in Abbildung 2 dargestellten Jahresmittelwerte des Seeabflusses lagen im Zeitraum 1951 - 1999 zwischen 3,03 m³/s (1971) und 8,34 m³/s (1965), das langjährige Mittel beträgt 5,09 m³/s. Deutlich lässt sich eine generelle Abnahme der Abflusswerte erkennen, wobei in den 1950er Jahren im Mittel noch 5,4 m³/s gemessen wurden, in den 1980er und 1990er Jahren im Durchschnitt nur mehr 4,4 m³/s.

Tab. 2: Pegelmessungen des Riegerbaches, des Millstätter Sees und Millstätter Seebaches.

Döbriacher Riegerbach / Hauptzufluss beobachtet seit 1976

- E = 188,05 km²
- PNP = 590,91 m ü. A.
- HHQ = 68,0 m³/s am 23.10.1993
- MQ = 3,2 m³/s (1981 - 1996)
- MJNQ = 0,97 m³/s
- NNQ = 0,28 m³/s am 2.1.1979

Millstatt Seepiegel beobachtet seit 1895

- PNP = 587,01 m ü. A.
- HHW = 233 cm am 21.5.1917
- MW = 129 cm
- NNW = 103 cm am 8.1.1922

Millstätter Seebach / Pegel Seebücke

- E = 284,55 km²
- PNP = 586,66 m ü. A.
- Reihe 1951 bis 1999
- HHQ = 29 m³/s am 20.11.1996
- MQ = 5,09 m³/s
- MJNQ = 1,92 m³/s
- NNQ = 0,79 m³/s am 6.10.1964

Hydrographische Begriffsbestimmungen gemäß ÖNORM:

- E = Einzugsgebiet in km²
- PNP = Pegelnullpunkt in Metern über Adria
- HHW, HHQ = höchstes Hochwasser
- MW, MQ = Mittel aller Tagesmittel des Wasserstandes bzw. Abflusses
- NW, NQ = Niederwasser
- MJNW, MJNQ = Mittel der Jahresniederwässer
- NNW, NNQ = Niederstes Niederwasser oder überhaupt bekannt gewordener niedrigste Wert

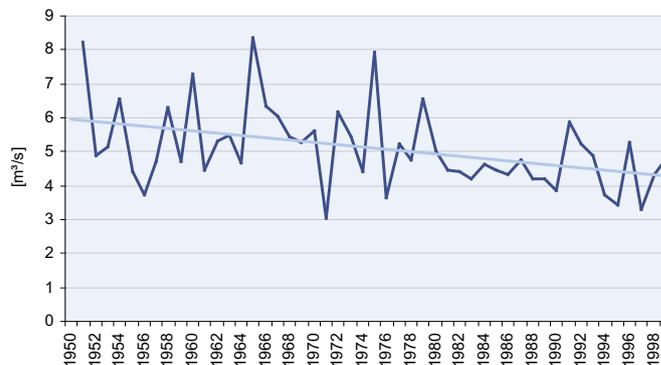


Abb. 2: Mittelwasserabfluss [m³/s] des Millstätter Seebaches von 1951 bis 1999 mit Trendlinie.

Fischbestand

Tab. 3: Fische des Millstätter Sees (20 Arten).

Name	Wissenschaftlicher Name
Reinanke, Maräne	<i>Coregonus lavaretus</i>
Seeforelle	<i>Salmo trutta</i> f. <i>lacustris</i>
Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus</i>
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
Hecht	<i>Esox lucius</i>
Wels	<i>Silurus glanis</i>
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Aitel	<i>Leuciscus cephalus</i>
Barbe	<i>Barbus barbus</i>
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>
Laube, Steinfischerl	<i>Alburnus alburnus</i>
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Schleie	<i>Tinca tinca</i>
Barsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>
Zander	<i>Sander lucioperca</i>

Als Hauptfischarten des Millstätter Sees sind Maräne, Hecht sowie Barsch zu nennen. Die Coregonen - und zwar kleinwüchsige Renken - wurden erstmals um das Jahr 1925 in den Millstätter See eingesetzt und stammten vom Hallstätter See. Mit Anfang der 1970er Jahre wurden großwüchsige Maränen aus Norddeutschland besetzt. Die Maräne mit einem jährlichen Ertrag von 2 Tonnen hat sich nun zum Hauptfisch des Millstätter Sees entwickelt. Sie erreicht Stückgewichte bis zu 3 kg. Von den Angelfischern werden die Coregonen mit der „Hegene“ gefangen. Mehrere Köder werden auf einer Angelschnur so angebracht und auf und ab bewegt, dass sie schlüpfende Zuckmückenlarven nachahmen. Jährlich im Herbst findet ein internationaler Anglerwettbewerb um die „Kristallrenke“ statt. Die ursprüngliche Salmonidenart im Millstätter See ist die Seeforelle, die in Österreich allgemein als „Alpenlachs“ bezeichnet wird (NERESHEIMER & RUTTNER 1928) und bereits vom Botaniker Wulfen vor 200 Jahren beschrieben wurde (HONSIG-ERLENBURG & MILDNER 1996). Vor dem Ersten Weltkrieg war die Seeforelle der wichtigste Nutzfisch des Millstätter Sees (bis über 1.000 kg/Jahr wurden gefangen). Der Rückgang dieser Fischart wird von NERESHEIMER & RUTTNER (1928) sowie von FINDENEKG (1962) als eine Folge der Einleitung von alkalischen Abwässern durch das Magnesitwerk in Radenthein angesehen.

Um auch die tieferen Regionen des Sees mit einer wirtschaftlich interessanten Fischart nutzen zu können, wurden etwa seit Ende des Ersten Weltkrieges systematische Versuche unternommen, den Seesaibling einzubürgern. Das Besatzmaterial stammte aus dem Grundsee im Salzkammergut. Nach anfänglichen Erfolgen ging diese Art, ähnlich wie die Seeforelle, stark zurück. Heute werden diese Arten mit autochthonen Fischen besetzt. Eine Fischzucht in Dellach am Millstätter See bemüht sich seit einigen Jahren, heimische, an das Gewässer angepasste Fische (Seeforelle und Seesaibling), zur Verfügung zu stellen. Bachsaiblinge kommen in den Bereichen der Zuflüsse und des Abflusses vor. Vereinzelt werden im Millstätter See auch Gründlinge beobachtet.

Die früher vorkommende Aalrutte (*Lota lota*) ist offensichtlich verschwunden. Bis zum Jahre 1973 konnten von der Berufsfischerei Aalrutten (bis zu 50 kg/Jahr) gefangen werden.

Die Barsche im Millstätter See sind relativ großwüchsig (bis zu 1 kg schwer), sie stehen beim Fang bereits an dritter Stelle (innerhalb der Angelfischerei bereits an zweiter Stelle). Im Frühjahr 1989 wurden erstmals im Millstätter See einige Kaulbarsche gefangen. Diese Fischart dürfte durch den Besatz von Flussbarschen im Jahre 1987 aus Frankreich in den Millstätter See mit eingeschleppt worden sein (HONSIG-ERLENBURG & SCHULZ 1989).



Foto 2: Reinanke (*Coregonus lavaretus*). Foto H. Frey

Der Millstätter See besitzt 18 Fischereirechte, die „Seelehen“ genannt werden. Diese befinden sich in den Händen von 9 Fischereiberechtigten, wobei etwa 60 % der Seefläche zum Eigentum der Österreichischen Bundesforste in Millstatt gehören. Zu den Berufsfischern zählen hauptberufliche Fischer und einige Nebenerwerbsfischer. Vor allem zum Fang von Reinanken (Foto 2) werden Schwebenetze verwendet. Früher wurde die Berufsfischerei von Seiten der Österreichischen Bundesforste im größten Anteil des Sees betrieben. Ab dem Jahre 1987 gab man die Berufsfischerei in diesem Bereich auf, die Flächen wurden an den Gebietsverband (Sportfischerei) verpachtet. Der Fischertrag im Millstätter See liegt im Durchschnitt bei 20 kg pro Hektar und Jahr.

Krebsvorkommen

Im Millstätter See werden immer wieder vereinzelt Edelkrebse (*Astacus astacus*) im Bereich des Nordufers (zwischen Millstatt und Döbriach) gefunden. Eine größere Krebspopulation ist nicht mehr vorhanden. Die gefundenen Exemplare gelangen vermutlich über die Zubringerbäche (z. B. den Abfluss des Zwergsees - dieser beherbergt einen größeren Edelkrebsbestand) in den See. Bemerkenswert war im Sommer 1995 der Fund eines Sumpfkrebse (*Astacus leptodactylus*) im Bereich von Millstatt (PETUTSCHNIG 1996). Von den Österreichischen Bundesforsten wurden Anfang der 1950er Jahre im See Flusskrebse (vermutlich Sumpfkrebse) ausgesetzt. Laut mündlichen Mitteilungen von Ortsansässigen wurden im Bereich von Millstatt bis Mitte der 1980er Jahre auch immer wieder Flusskrebse beobachtet. Trotz intensiver Nachforschung konnten aktuell jedoch keine Flusskrebse mehr nachgewiesen werden. Dies lässt die Vermutung zu, dass der dichte Flussbarsch- und Aalbestand den Krebsbestand allmählich ausgelöscht hat.

Sanierungsmaßnahmen

Am Millstätter See wurde 1968 mit Kanalisationsmaßnahmen zur Seensanierung begonnen. Als Rechtsträger fungiert der 1965 von den Seegemeinden Seeboden, Millstatt, Radenthein und Ferndorf sowie von den im Einzugsgebiet gelegenen Fremdenverkehrsgemeinden Feld am See (Feldsee) und Bad Kleinkirchheim sowie der Gemeinde Afritz (Afritzer See) gebildete Wasserverband Millstätter See.

Das technische System ist eine Trennkanalisation, die ausschließlich Schmutzwasser über Landsammler und Straßenabwässer über ein Mischsystem mit Stauraumkanälen im Bereich der Seeufer-Schwerpunkte Millstatt, Dellach und Döbriach aufnimmt. Die gesammelten Abwässer werden längs des Seeabflusses und entlang der Lieser bis zur Drau unterhalb von Spittal/Drau abgeleitet und gemeinsam mit den Abwässern aus der Stadtgemeinde Spittal/Drau in der zentralen Kläranlage (Ausbaugröße 110.000 EW; Inbetriebnahme 1984) biologisch gereinigt.

Durch die Kanalisationsanlagen des Wasserverbandes Millstätter See werden sämtliche Uferbereiche des stark besiedelten West-, Nord- und Ostufers entsorgt. Auch die gering besiedelten zwei Bereiche des Südufers (Schlossvilla und Lager-Bucht) sind seit 1994 kanalisiert und über zwei Seedruckleitungen an das Entsorgungssystem angeschlossen.

Der Einzugsbereich des Millstätter Sees ist nunmehr fast zur Gänze über öffentliche Kanalisationsanlagen entsorgt. Sowohl der engere Einzugsbereich (Hochterrasse nördlich des Sees - Obermillstatt, Laubendorf, Sappl) als auch das weitere Einzugsgebiet (Seezufluss Riegerbach bzw. Kleinkirchheimer Bach bis in den Bereich Feldsee sowie der Winterfremdenverkehrsbereich Bad Kleinkirchheim - St. Oswald) ist kanalisationsmäßig fertig gestellt. Nur wenige gering besiedelte Bereiche sind mit Einzelentsorgungsanlagen ausgestattet. An die Anlagen des Wasserverbandes Millstätter See sind neben dem im Einzugsgebiet gelegenen Feldsee auch die Kanalisationsanlagen des östlich gelegenen Afritzer Sees angeschlossen, wobei ein Überpumpen der gesammelten Wässer über die Wasserscheide zum Feldsee erfolgt.

Die Entwicklung der Baukosten wie auch die zur Verfügung gestellten öffentlichen Förderungsmittel sind in der nachstehenden Tabelle 4 im Detail angeführt.

Tab. 4: Daten zur Realisierung des Kanalnetzes samt Baukosten.

Beginn der Kanalisationsmaßnahmen:	1968
Fertigstellung der Kanalisation	
im unmittelbaren Seeuferbereich:	1977
Seeuferbereich Südufer:	1994
Fertigstellung des wesentlichen Einzugsbereiches:	
	1985
Bisherige Kosten:	€ 92,08 Mio. (ATS 1.267 Mio)
Kosten für Sammler und Ortsnetze:	€ 14,70 Mio (ATS 203 Mio)
Kläranlagen (inkl. Anteil der Stadtgemeinde Spittal/Drau)	€ 70,06 Mio (ATS 964 Mio)

Die Kostenaufstellung beinhaltet auch die Baukosten für die Kanalisationsmaßnahmen am Feldsee und Afritzer See, die durch den Wasserverband Millstätter See durchgeführt wurden. Die Kosten für die zentrale Kläranlage Spittal/Drau sind zur Gänze berücksichtigt. Eine Aufteilung auf den Wasserverband Millstätter See und die Stadtgemeinde Spittal/Drau wurde nicht vorgenommen.

Methodik

Zur Beurteilung der Wasserqualität wird eine Reihe von chemischen, physikalischen und biologischen Parametern herangezogen, die zu bestimmten Zeitpunkten eines Jahres untersucht werden. Am Millstätter See erfolgt die Probenahme über der tiefsten Stelle (141 m) zum Zeitpunkt der Frühjahrsdurchmischung (März, April), während der Frühsommer-Hochproduktion (Mai, Juni), Ende der Sommerstagnation (August - September) und während der Herbstdurchmischung (Oktober bis Dezember). Von 1970 bis 2002 wurden am Millstätter See zu 196 Terminen 3.355 Wasserproben aus 20 Tiefenstufen entnommen und nach 53 Parametern analysiert, aus 9 Tiefenstufen wurden 1.764 Algenproben gewonnen.

Die wichtigsten Parameter die zur Beschreibung der Wassergüte herangezogen werden, werden hier kurz erklärt:

Sichttiefe

Wird mittels einer weißen Secchi-Scheibe bestimmt, die so weit versenkt wird, bis sie nicht mehr sichtbar ist. Die Sichttiefe gilt als Maß für die optische Qualität des Wassers und spiegelt im Groben die Menge des Schwebalgenbestandes wider. Die optische Beeinträchtigung hängt von der Algengröße und -art sowie von an- und organischen Trübstoffen ab. Sie liefert einen wesentlichen Anhaltspunkt zu den Eutrophierungs- bzw. Reoligotrophierungstendenzen.

Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffschichtung und der Sauerstoffgehalt in der Tiefe wird unter Berücksichtigung der Zirkulationsverhältnisse zur limnologischen Beurteilung herangezogen. Grundsätzlich durchlaufen die Seen im Kärntner Raum jährlich zwei Zirkulationsphasen (Frühjahr und Herbst), wobei sauerstoffreiches Oberflächenwasser in die Tiefe und nährstoffreiches Tiefenwasser nach oben gelangen. Der Millstätter See zählt zum meromiktischen Seentyp und besitzt aus naturgegebenen Gründen eine sauerstofffreie Tiefenzone, die bei der Beurteilung berücksichtigt werden muss.

Phytoplanktonbiomasse

Die Schwebalgenmenge spielt in der Bewertung des Trophiegrades eine entscheidende Rolle. Die Angaben zur Algenmenge werden entweder als Durchschnittswert des Epilimnions in mg/m³ oder als Biomasse in der Wassersäule unter 1 m² Seefläche in g/m² gemacht. Die erste Angabe beschreibt den Algengehalt des Epilimnions (Oberflächenschicht), die letztere ist ein Maß für den Algengehalt eines Sees unter 1 m² Seefläche.

Phosphor

Der wesentlichste Parameter zur Beurteilung der Eutrophierung ist der Pflanzennährstoff Phosphor. Anorganische Phosphorverbindungen kommen in Kärntner Seen nur in relativ geringen Mengen gelöst im Gewässer vor und sind daher als essentieller Nährstoff für die Primärproduzenten (Algen und Wasserpflanzen) ein wachstumsbegrenzender Faktor. Die Eutrophierung der Seen beruht in erster Linie auf der Zunahme der Phosphate. Anhand der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen des Sees während der Frühjahrszirkulation werden Einstufungen in Anlehnung an das Vollenweider-

Modell getroffen. Die Beziehungen zwischen den externen Phosphor-Einträgen und den sich ergebenden Phosphor-Konzentrationen in Seen wurden von Vollenweider (1976) mathematisch beschrieben. Dieses Vollenweider-Modell ist zu den trophischen Bewertungen mit dazugehörigen kritischen Phosphor-Flächenbelastungen erarbeitet worden. Als „kritisch“ bezeichnet Vollenweider den Übergang von oligo- zu mesotroph und als „gefährlich“ den von meso- zu eutroph. Eine Einteilung der Gewässer in die Trophieklassen, die in Tabelle 5 angeführt sind, erfolgt vorwiegend entsprechend des Gesamt-Phosphor- und des Phytoplanktongehaltes zur Zeit der Frühjahreszirkulation.

Mit den regelmäßig durchgeführten Wasseranalysen werden noch weitere Parameter erhoben und dokumentiert, die für den limnologischen Zustand relevant sind. Tabelle 6 gibt einen Überblick der Analyseverfahren jener Parameter, die für die Charakterisierung eines Gewässers wichtig sind. Als Beispiel ist in der Tabelle 7 eine Liste von Parametern zusammengestellt, die routinemäßig gemessen werden.

Tab. 5: Einteilung der Trophieklassen aufgrund des Gesamt-Phosphors und der Phytoplanktonbiomasse.

Trophieklasse	Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g/l}$]	Phytoplanktonbiomasse [mg/m^3]
oligotroph	< 10	< 1000
schwach mesotroph	10 - 15	1000 - 1500
mesotroph	15 - 30	1500 - 3000
schwach eutroph	30 - 40	> 3000
eutroph	> 40	> 3000

Tab. 6: Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.

Parameter	Bestimmungsgrenze	Methode
Sichttiefe [m]		„Secchi-Scheibe“
Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]		Meßsonde: HL 2100, Grabner Instruments
Sauerstoff [mg/l]		Meßsonde: HL 2100, Grabner Instruments
pH-Wert		Meßsonde: HL 2100, Grabner Instruments
P_{tot} (Gesamt-Phosphor)	0,005 mg/l	UV-VIS
$\text{PO}_4\text{-P}$ (Orthophosphat-Phosphor)	0,002 mg/l	UV-VIS
TOC (organisch gebundener Kohlenstoff)	0,5 mg/l	TOC-Analysator
$\text{NO}_3\text{-N}$ (Nitrat-Stickstoff)	0,05 mg/l	Ionenchromatographie
$\text{NH}_4\text{-N}$ (Ammonium-Stickstoff)	0,004 mg/l	UV-VIS
SiO_2 (Kieselsäure)	0,1 mg/l	UV-VIS
Cl (Chlorid)	0,5 mg/l	Ionenchromatographie
Ca (Calcium)	3 mg/l	ICP MS
Mg (Magnesium)	1 mg/l	ICP MS
K (Kalium)	0,3 mg/l	ICP MS

Im Schwerpunktjahr 2000 wurden monatlich limnologische Untersuchungen durchgeführt. Zusätzlich zur routinemäßigen Beprobung wurden aus 11 Tiefenstufen (1, 3, 5, 8, 10, 12, 15, 20, 30, 40 und 70 m) Zooplanktonproben und aus den ersten 9 Tiefenstufen auch Phytoplanktonproben entnommen. Diese Proben wurden mittels eines 5 Liter-Schöpfers (nach Schindler) gewonnen. Die Maschenweite des in den Schöpfer integrierten und abnehmbaren Planktonnetzes zum Fang des Zooplanktons betrug $40\ \mu\text{m}$. Die filtrierten Organismen wurden mit Formol (Endkonzentration 4%) fixiert. Für die Phytoplanktonanalyse wurden ca. 70 ml Seewasser unfiltriert abgefüllt und mit Lugol'scher Lösung (Jod-Jod-Kali-Lösung) fixiert.

Tab. 7: Liste ausgewählter Parameter zur Analyse des Seewassers.

Millstätter See	13.03.2000	
Parameter	Dimension	Wert (aus 1m Tiefe)
pH-Wert		7,5
Elektrische Leitfähigkeit	$[\mu\text{S/cm}]$	161
Säurebindungsvermögen pH 4,3	$[\text{mmol/l}]$	1,7
Orthophosphat-P	$[\text{mg/l}]$	0,002
Gesamt-Phosphor	$[\text{mg/l}]$	0,009
Nitrat-N	$[\text{mg/l}]$	0,205
Ammonium-N	$[\text{mg/l}]$	0,004
Chlorid	$[\text{mg/l}]$	1,9
Sulfat	$[\text{mg/l}]$	9,8
Kieselsäure	$[\text{mg/l}]$	1,7
Calcium gelöst	$[\text{mg/l}]$	17,7
Magnesium gelöst	$[\text{mg/l}]$	8,7
Kalium gelöst	$[\text{mg/l}]$	2,3
Natrium gelöst	$[\text{mg/l}]$	2,7
Hydrogencarbonat	$[\text{mg/l}]$	103,72
Karbonathärte	$[\text{^{\circ}dH}]$	4,76
Gesamthärte	$[\text{^{\circ}dH}]$	4,48

Die Bestimmung der Phytoplanktonbiomasse erfolgte durch direkte Zählung der in Verbundkammern (Volumen: 10 ml) sedimentierten Algen mit dem Umkehrmikroskop „Nikon Diaphot 200“ nach UTERMÖHL (1958). Um die Algenbiomasse zu berechnen, ordnet man den Schwebealgen einfache geometrische Formen zu und bestimmt so ihr Volumen. Unter der Annahme, dass das spezifische Gewicht der Schwebealgen gleich dem des Wassers ist, wird $1 \mu\text{m}^3 = 1 \mu\text{g}$ gesetzt. Die Individuenzahl pro Liter \times dem Körpervolumen in μm^3 ergibt die Biomasse in $\mu\text{g/l}$ oder mg/m^3 .

Für die Auswertung der Crustaceen wurde die gesamte Probe mit dem Binokular gezählt. Die Biomasse der Copepoden und Cladoceren wurde nach BOTRELL et al. (1976) als Trockengewicht bestimmt. Die Determination der Cladoceren erfolgte nach FLÖSSNER (1972) und LIEDER (1996), die der Copepoden nach KIEFER (1960), HERBST (1962) und EINSLE (1993).

Die Auswertung der Rotatorien erfolgte mit dem Umkehrmikroskop nach UTERMÖHL (1958). Die gesamte Probe wurde auf 40 ml konzentriert. Zur Zählung wurde eine Teilprobe von 10 ml in eine Sedimentationskammer gefüllt. Um das Sedimentieren zu beschleunigen, wurden zur Senkung der Oberflächenspannung einige Tropfen Spülmittel beigelegt. Je nach Anzahl der Individuen wurden die Sedimentationskammern zur Hälfte, ganz oder auch mehrere Kammern, gezählt. Die Biomasse der Rotatorien wurde nach RUTTNER-KOLLISKO (1977) als Frischgewicht bestimmt. Die Determination der Rotatorien erfolgte nach KOSTE (1978) und RUTTNER-KOLLISKO (1972). In dieser Arbeit beziehen sich alle Angaben zur Biomasse oder Abundanz auf einen Kubikmeter Wasser.

Limnologische Entwicklung

Sauerstoff

Zur Darstellung der Sauerstoffverhältnisse wurden für jedes Jahr die Frühjahrszirkulation und der Zeitpunkt der stärksten Zehrung gegen Ende der sommerlichen Stagnationsphase herangezogen. Der Zeitpunkt der Frühjahrszirkulation ist geeignet, um die Sauerstoffverhältnisse zu Beginn der Vegetationsperiode zu beschreiben und gibt Auskunft über die Ausdehnung des durchmischten Wasserkörpers (Voll- oder Teilzirkulation). Der Zeitpunkt am Ende der Stagnationsphase ist geeignet, um die Menge an abbaubarer organischer Substanz in der Tiefe zu beurteilen. Der bakterielle Abbau von organischem - pflanzlichem und tierischem - Material findet unter Verbrauch von Sauerstoff statt, der bis zum Sauerstoffschwund führen kann. Sauerstofffreie Bereiche in der Tiefe am Ende einer Stagnationsphase sind ein Charakteristikum von Gewässern mit hohen Nährstoffgehalten und hoher Biomasseproduktion. Sauerstofffreie Bereiche in der Tiefe entstehen aber auch aufgrund des Fehlens von Vollzirkulationen, wie sie für meromiktische Seen wie dem Millstätter See typisch sind.

In Abbildung 3 sind die Sauerstoffkonzentrationen ausgesuchter Termine des Frühjahrs und des Spätsommers im Tiefenprofil bis 140 m zwischen 1970 und 2002 dargestellt. Zu erwähnen ist, dass zwischen 1970 und 1980 Sauerstoffmessungen nicht immer bis zum Grund sondern häufig nur bis 120 m durchgeführt wurden.

Der Millstätter See wies im Untersuchungszeitraum von 1970 bis 2003 aufgrund seines meromiktischen Zirkulationsverhaltens stark wechselnde Sauerstoffverhältnisse auf. Auffallend ist, dass sich die Sauerstoffverhältnisse in ihrer Tiefenausdehnung während der Zirkulationsphase nur geringfügig von denen der Stagnationsphase unterscheiden. Zu Beginn des Beobachtungszeitraumes ab 1975 lag die sauerstofffreie Zone am Ende der Stagnationsphase knapp über Grund. 1982 war eine Zunahme des sauerstofffreien Bereiches bis auf 80 m Tiefe zu registrieren (Abb. 3 unten). Im Zeitraum von 1983 bis 1996 hat sich ein stabiles Monimolimnion bis maximal 60 m ausgebildet. Nur vereinzelt war Sauerstoff während der Zirkulation im Frühjahr (1984 und 1995) auch unter 80 m Tiefe

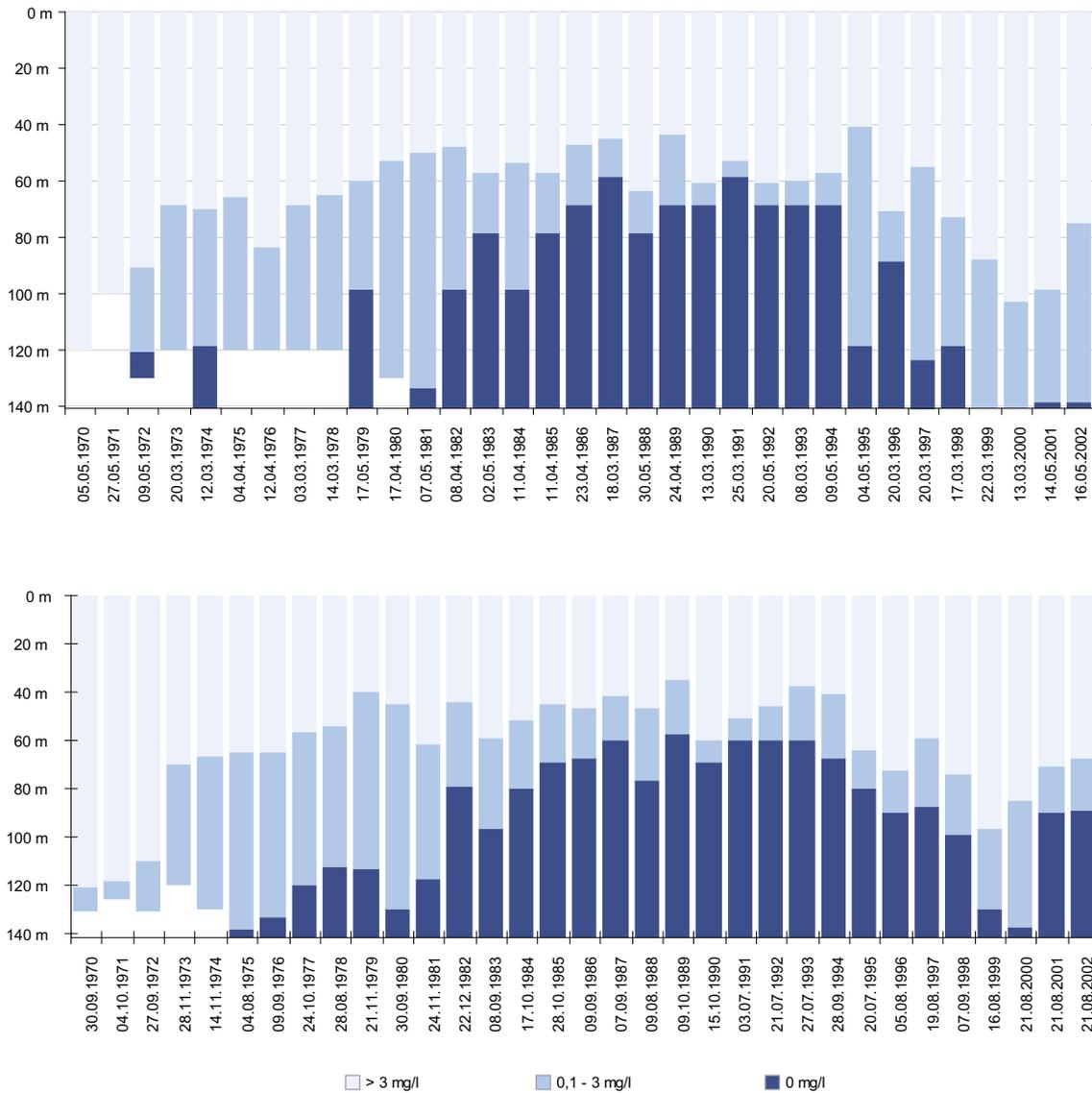


Abb. 3: oben: Sauerstoffprofile zur Zeit der Frühjahrsdurchmischung; unten: am Ende der sommerlichen Stagnationsphase der Jahre 1970 bis 2002.

zu messen. Am Ende der sommerlichen Stagnationsphase war im Beobachtungszeitraum nur eine geringfügige Änderung der Sauerstoffverhältnisse zu verzeichnen, was eine geringe Belastung durch sauerstoffzehrende Abbauprozesse aus dem produktiven Bereich, der euphotischen Zone, schließen lässt. In dieser stabilen anaeroben Tiefenschicht kam es zu einer Rücklösung des unter aeroben Bedingungen gebundenen Phosphors aus dem Sediment und somit zu einer Anreicherung des Monimolimnions mit gelöstem Phosphor. 1995 setzten wieder tiefgreifendere Frühjahrszirkulationen verbunden mit einer Verfrachtung des Sauerstoffes in tiefere Schichten ein.

Die 3 mg/l Sauerstoffgrenze stieg in manchen Jahren (1979, 1989, 1993) bis auf 40 m Tiefe an. Eine deutliche Verbesserung der Sauerstoffversorgung ist ab 1995 auch im Spätsommer zu beobachten (Abb. 3 unten).

Die Ausweitung des sauerstofffreien Bereiches von 1984 bis 1995 bis in maximal 60 m Tiefe (Monimolimnion) ist in erster Linie auf eine Änderung im Zirkulationsverhalten des Sees zurückzuführen, ausgelöst durch starke, kurzandauernde Winde. Der Wind bildet den Motor für die Umwälzung des Wassers zum Zeitpunkt der Homothermie. Bleiben tiefgreifende Zirkulationen aus, ist Sauerstoffschwund in der Tiefe die Folge und es kommt

zur Rücklösung von Nährstoffen (Phosphor). Im Millstätter See ist die Ausbildung eines Monimolimnions nicht auf einen vermehrten Nährstoffeintrag zurückzuführen, zumal 1985 die Kanalisation im Einzugsgebiet fertiggestellt wurde, sondern auf die Teilzirkulation.

Findenegg betonte bereits 1934, dass der Millstätter See in der Regel nur bis in eine Tiefe von 50 m zirkuliert und fallweise auch tiefer durchmischt wird. SCHULZ et al. (1984) beobachteten, dass die Grenze zwischen Monimolimnion und Mixolimnion je nach Witterungsbedingungen während der Zirkulationsphase in wechselnden Tiefen lag, was mit den vorgelegten Ergebnissen bestätigt wird. Witterungsbedingt haben sich die Sauerstoffverhältnisse des Millstätter Sees im Untersuchungszeitraum ungünstig entwickelt, was in einem kontinuierlichen Anstieg des Monimolimnions von 1980 bis 1996 von 130 bis in 60 m Tiefe zum Ausdruck kam. In den Folgejahren drängten tiefergreifende Zirkulationen den sauerstofffreien Bereich wieder zurück. Im Jahr 2000 lag die Grenze zum sauerstofffreien Bereich bei 130 m, derzeit liegt sie bei ca. 100 m. Die Auswertung der Sauerstoffdaten zeigt auch, dass der als meromiktisch bezeichnete Millstätter See 1999 und 2000 im Frühjahr eine Volldurchmischung vollzogen hat.

Im Untersuchungsjahr 2000 wurden von März bis Dezember monatlich Sauerstoffmessungen durchgeführt. Im Mittel waren im Epilimnion 10,4 mg/l Sauerstoff gelöst. Die Sauerstoffkonzentration zeigte eine zweigipfelige Verteilung (Abb. 4). Der maximale Mittelwert wurde im April mit 14,2 mg/l erreicht. Der Höchstwert hingegen wurde am 27. Juli mit 19,5 mg/l in einer Tiefe von 1 m gemessen. Zu diesem Termin lag die Durchschnittstemperatur des Epilimnions bei ca. 21 °C und eine große autotrophe Biomasse fehlte. Daher muss angenommen werden, dass der hohe Sauerstoffgehalt in der obersten Wasserschicht aus atmosphärischem Eintrag stammte.

Betrachtet man die Sauerstoffverhältnisse des Millstätter Sees im gesamten Tiefenprofil verteilt über das ganze Jahr, werden auch die Auswirkungen der Zirkulation sichtbar. In den beiden Frühjahrsmonaten März und April konnte aufgrund der Sauerstoffverhältnisse in der Tiefe eine

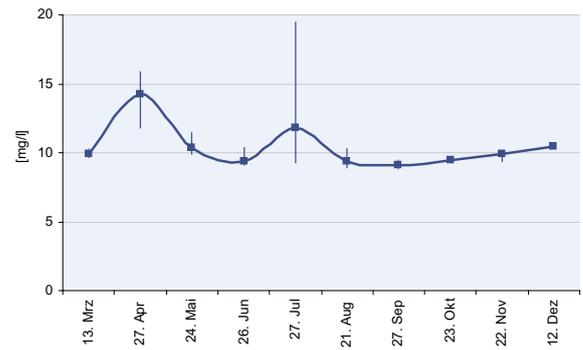


Abb. 4: Sauerstoff-Konzentration [mg/l] im Epilimnion (0 - 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) im Jahr 2000.

Volldurchmischung des Wasserkörpers festgestellt werden (Abb. 5). Über Grund (140 m) wurden im März 1,8 und im April 0,6 mg/l Sauerstoff bestimmt. Die Volzzirkulation wird auch über die Temperatur bestätigt, die Temperaturgleiche lag im März bei 4,1 °C (siehe Abb. 22). Im Mai haben mikrobielle Abbauprozesse den Sauerstoff ab 96 m Tiefe vollständig aufgebraucht. Während der geschichteten Phase des Sees im Sommer blieb der sauerstofffreie Bereich des Sees knapp über Grund. Bis zum Dezember dehnte sich dieser Bereich vom Grund bis in 120 m Tiefe wieder aus.

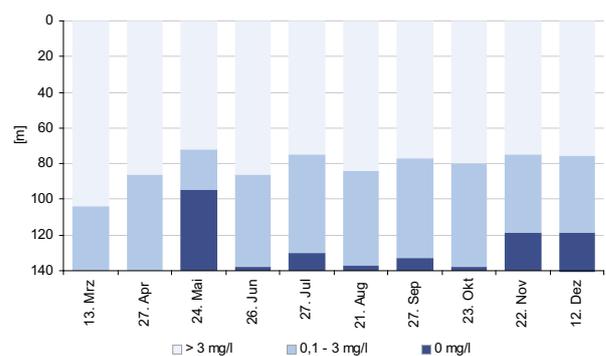


Abb. 5: Sauerstoffprofile im Jahr 2000.

Gesamt-Phosphor

Die Menge des pflanzenverfügbaren Phosphors beeinflusst das Algenwachstum. Der Gesamt-Phosphor ist insofern von Bedeutung als er als Minimumfaktor ein Maß für die Eutrophierung darstellt.

Grundsätzlich hängen die sich im See ergebenden Phosphor-Konzentrationen vom externen Nährstoffeintrag (Niederschlag, Oberflächenabswemmung, Drainagen, Sickerwasser- und Grundwasserzustrom), vom Zirkulationsverhalten des Sees und vom internen Stoffkreislauf ab. Mit dem Gesamt-Phosphor werden alle in einem See vorkommenden Phosphorfraktionen (gelöster Phosphor, partikulärer Phosphor, organisch und anorganischer Phosphor) gemessen. Zur Darstellung des Gesamt-Phosphors im Millstättersee wurde die Konzentration des Epilimnions (0 - 6 m) sowie in 50 m Tiefe und der Inhalt im Wasserkörper von 0 - 140 m sowie in geteilter Form (0 bis 49 m und 50 bis 140 m) gewählt.

Die ersten Phosphormessungen im Millstätter See fanden in den Jahren 1965 und 1966 statt. Das Jahresmittel für 1965 lag im Epilimnion bei 13,7 µg/l und 1966 wurde am 12. Mai 10,0 µg/l ermittelt (eine Messung im Jahr). Die zunehmende Belastung mit häuslichen Abwässern führte zu einem Anstieg der Phosphorkonzentration im Epilimnion (Abb. 6). 1973, zum Zeitpunkt der stärksten Eutrophierung, wurde eine mittlere Konzentration von 21 µg/l mit einem Maximum von 24 µg/l erreicht.

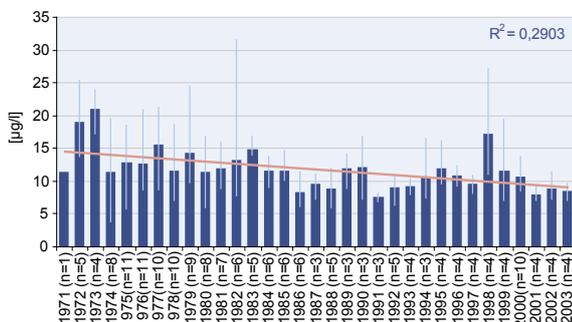


Abb. 6: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] des Epilimnions (0 - 6 m) (Mittel- Minimal- und Maximalwerte) von 1965 bis 2003 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).

Im Zeitraum von 1974 bis 1985 schwankte die epilimnische Gesamt-Phosphor-Konzentration im Mittel zwischen 11,3 und 15,5 µg/l. Gleichzeitig lagen die Maximalwerte zwischen 13,7 und 31,5 µg/l. Im Zeitraum von 1986 bis 2003 war eine weitere Reduktion der Gesamt-Phosphor-Konzentration mit mittleren Werten zwischen 8 (1991) und 27 µg/l (1998) zu verzeichnen. Die Maximalwerte lagen in diesem Zeitraum zwischen 11 und 19 µg/l. Als Ursache für die erhöhten Werte im Jahr 1998 sind vermutlich erhöhte Nährstoffeinträge infolge von starken Niederschlägen im Mai des Jahres zu nennen. Das langjährige epilimnische Mittel lag bei 11,8 µg/l. Der ab 1974 beobachtete deutliche Rückgang der Phosphor-Belastung im Oberflächenbereich ist auf das Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen zurückzuführen. Bis zur Fertigstellung der Kanalisationen im unmittelbaren Einzugsgebiet des Millstätter Sees (1985) wurden im Epilimnion im Mittel stets Werte über 10 µg/l gemessen. In den Folgejahren verringerte sich die epilimnische Gesamt-Phosphor-Konzentration und lag mit wenigen Ausnahmen unter 10 µg/l.

Die Konzentration an Gesamt-Phosphor im unteren Bereich des Mixolimnions (50 m Tiefe) war im Allgemeinen als gering zu bezeichnen. Nur zum Zeitpunkt der stärksten Eutrophierung, Anfang der 1970er Jahre, waren im Jahr 1971 mit 21 µg/l und 1972 mit 29 µg/l (maximal 53 µg/l) hohe Gesamt-Phosphor-Konzentrationen festzustellen (Abb. 7).

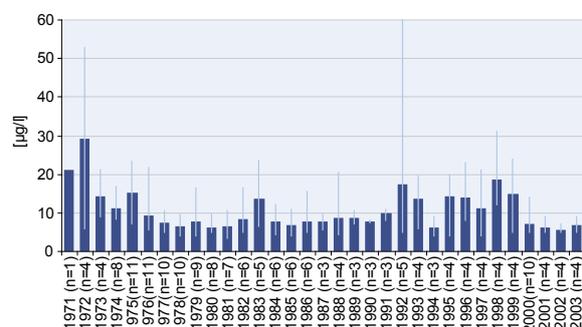


Abb. 7: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] in 50 m Tiefe (Mittel- Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2003.

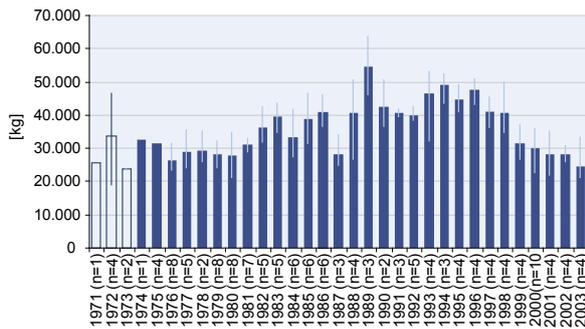


Abb. 8: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 140 m Tiefe (Jahresmittel- Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2003.

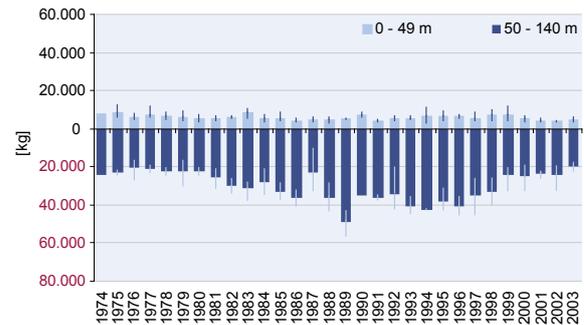


Abb. 9: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 49 m und 50 - 80 m (Mittel- Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2003.

Ein deutlicher Rückgang der Belastung wurde 1976 mit 10 $\mu\text{g/l}$ beobachtet. Anschließend pendelten die Werte bis 1991 im Mittel zwischen 6,3 und 10,0 $\mu\text{g/l}$, mit nur einer Ausnahme im Jahr 1983 mit 13,8 $\mu\text{g/l}$. Von 1992 bis 1999 wurden in 50 m Tiefe höhere Konzentrationen (zwischen 11,2 und 18,7 $\mu\text{g/l}$), ausgenommen 1994 mit 6,2 $\mu\text{g/l}$, festgestellt. Ein Maximalwert von 60 $\mu\text{g/l}$ wurde im November 1992 erreicht. Die Zunahme der Gesamt-Phosphor-Konzentration im 50 m Tiefe steht im engen Zusammenhang mit der Ausdehnung des Monimolimnions, das im November 1992 bis in 50 m Tiefe reichte (kein Sauerstoff). Im sauerstofffreien Monimolimnion kommt es durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment zur Anreicherung von Phosphor, so kam es in den Jahren 1992 bis 1999 zu einem deutlichen Anstieg der mittleren Gesamt-Phosphor-Konzentration in 50 m Tiefe.

Der Gesamt-Phosphor-Inhalt (Abb. 8) des Millstätter Sees ließ einen kontinuierlichen Anstieg bis 1989 (mittlere 54.600 kg und maximale 62.700 kg) erkennen. Von 1989 bis 2003 sank der Gesamt-Phosphor-Inhalt im Mittel auf 28.300 kg ab. Von 1999 bis 2003 nahmen die Werte von rund 30.000 auf 25.000 kg ab und zeigen einen rückläufigen Trend an. Die Zunahme des Gesamt-Phosphor-Inhaltes in den Jahren 1985 bis 1995 spiegelt die Sauerstoffsituation und die Ausdehnung des Monimolimnions wider.

Aufgrund der Teilzirkulationen konnte ein sauerstofffreies Monimolimnion entstehen, was die Rücklösung von Phosphat aus dem Sediment zur Folge hatte. Danach zeigten tieferreichende Zirkulationen verbunden mit Sauerstoffversorgung der Tiefe wieder für eine Phosphorfällung und Deposition

im Sediment und einen Rückgang des Gesamt-Phosphor-Inhaltes im Millstätter See.

In Abbildung 9 ist der Gesamt-Phosphor-Inhalt in geteilter Form (Wasserkörper von 0 bis 49 m und von 50 bis 140 m) dargestellt. Aus dieser Grafik wird ersichtlich, dass die Phosphorzunahme nur im Tiefenwasserbereich unter 50 m stattfand. Während der Phosphor-Inhalt in den obersten 50 Metern stabil unter 10.000 kg blieb, schwankten die Werte im unteren Wasserkörper zwischen 15.000 und 49.000 kg. Da die Sanierungsmaßnahmen des Einzugsgebietes bereits 1985 abgeschlossen waren, muss angenommen werden, dass der Phosphoreintrag in den Millstätter See aus dem Sediment stattfand. Eine Rücklösung von Phosphor aus dem Sediment kann nur unter anaeroben Bedingungen ablaufen. Im Zeitraum von 1985 und 1995 konnte im Millstätter See ein völliger Sauerstoffschwund ab 60 m Tiefe festgestellt werden. Unter diesen Bedingungen kam es zu einer vermehrten Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment und damit zur internen Düngung des Sees.

Im Schwerpunktjahr 2000 lag die gewichtete Konzentration in der Wassersäule im Mittel um 25 $\mu\text{g/l}$. In diesem Zeitraum streuen die Einzelwerte der zehn Termine zwischen 20 $\mu\text{g/l}$ und 31 $\mu\text{g/l}$. Die Gesamt-Phosphor-Konzentration im Epilimnion war im März mit knapp 10 $\mu\text{g/l}$ relativ gering (Abb. 10). Im April erreichte die Phosphor-Konzentration mit 14 $\mu\text{g/l}$ ein epilimnisches Jahresmaximum. Danach sank die Konzentration kontinuierlich bis auf 9 $\mu\text{g/l}$ (21. August) ab und stieg bis zum Dezember wieder auf 12,5 $\mu\text{g/l}$ an.

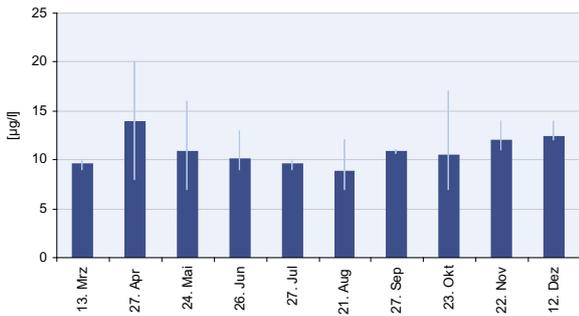


Abb. 10: Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Epilimnion (0 - 6 m) (Mittel- Minimal- und Maximalwerte) im Jahr 2000.

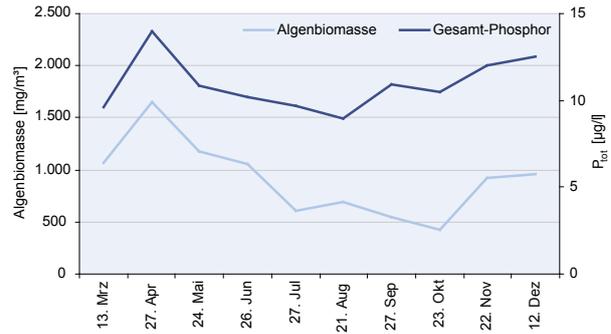


Abb. 12: Vergleich der Algenbiomasse [mg/m³] mit der Gesamt-Phosphor-Konzentration [µg/l] im Epilimnion des Millstätter Sees im Jahr 2000.

Aufgrund der Phosphor-Konzentration des Epilimnions konnte der Millstätter Sees im Jahr 2000 als schwach-mesotroph eingestuft werden.

In Abbildung 11 ist der Phosphor-Inhalt des Millstätter Sees geteilt in den oberen (0 bis 49 m) und den unteren Wasserkörper (50 bis 140 m) dargestellt. Das Volumsverhältnis der beiden Wasserkörper ist in etwa 1 : 1. Daraus ist zu entnehmen, dass in der oberen Wasserschicht das ganze Jahr über ein wesentlich geringerer Gesamt-Phosphor-Inhalt mit Werten zwischen 3.800 und 6.700 kg gegenüber dem unteren Wasserkörper vorhanden war. In der Tiefe zwischen 50 und 140 m lagen die Inhalte zwischen 19.100 und 32.400 kg. Wie schon im langjährigen Parametervergleich festgehalten, befand sich auch im Untersuchungs-jahr 2000 die Hauptmenge des Gesamt-Phosphors in den grundnahen sauerstoffarmen Wasserschichten.

Im Epilimnion des Millstätter Sees korreliert die Gesamt-Phosphor-Konzentration gut mit dem Entwicklungsverlauf der Algenbiomasse (Abb. 12).

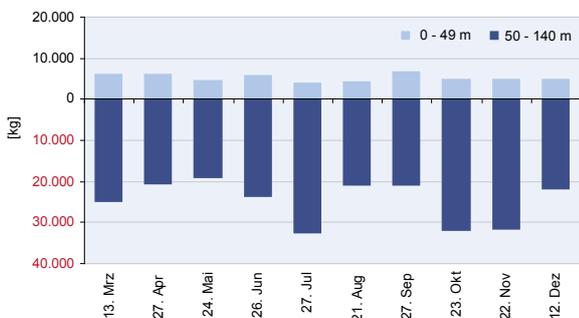


Abb. 11: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 - 49 m und 50 - 140 m im Jahr 2000.

Dem Frühjahrsmaximum der Algenbiomasse vom April steht eine maximale Gesamt-Phosphor-Konzentration von 14 µg/l gegenüber. Bis August ist ein Abnehmen der Algenbiomasse mit einem Rückgang der Phosphor-Konzentration verbunden. Während der Zirkulationsphasen ist im Epilimnion ein leichter Anstieg der Phosphor-Konzentration als auch eine Zunahme der Algenbiomasse zu bemerken. Während der Stagnationsphase kann ein Rückgang beider Parameter beobachtet werden, was mit dem Absinken abgestorbener Biomasse in die Tiefe in Zusammenhang steht.

In Abbildung 13 sind die Phosphor-Konzentrationen der einzelnen Monate gemeinsam mit dem Sauerstoffgehalt und der Temperatur im Vertikalprofil von 0 bis 140 m Tiefe dargestellt.

Zum ersten Untersuchungstermin am 13. März 2000 befand sich der Millstätter See in der Frühjahrszirkulationsphase (Abb. 13). Die Wassertemperatur (4 °C) war gleichmäßig über den ganzen Seekörper verteilt. Der Sauerstoff zeigte keine strenge Schichtung und trat bis zum Grund in messbaren Konzentrationen auf. Die Gesamt-Phosphor-Konzentration wies eine zweigipfelige Verteilung auf, mit einer maximalen Konzentration von 51 µg/l in ca. 80 m Tiefe und über Grund mit 126 µg/l. Die relativ erhöhte Konzentration in 80 m Tiefe deutet darauf hin, dass der Phosphor aus der Tiefe in höhere Schichten gelangt war. Im April hatte sich bereits eine Thermocline ausgebildet. Der Sauerstoff war strenger geschichtet und im Tiefenbereich war bereits eine Sauerstoffzehrung zu beobachten. In etwa 8 m Tiefe zeigte sowohl die Gesamt-Phosphor- als auch die Sauerstoff-Kurve einen durch die Phytoplanktonproduktion (Assimilation) verursachten Peak. Im Mai herrschten ab

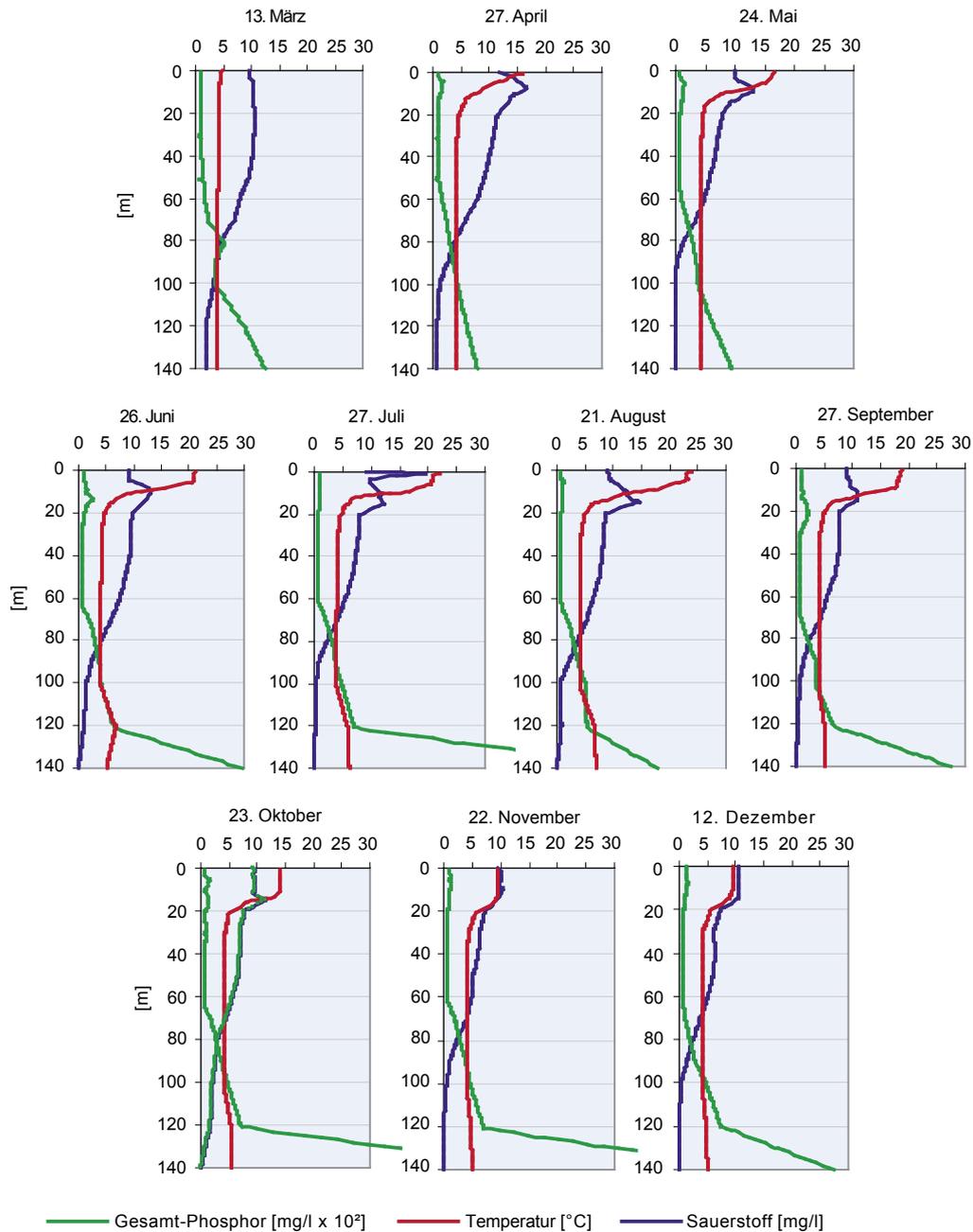


Abb. 13: Vertikalprofile der Parameter: Gesamt-Phosphor-Konzentration [mg/l x 10²], Temperatur [°C] und Sauerstoffgehalt [mg/l] des Millstätter Sees aller Termine im Jahr 2000.

etwa 90 m anaerobe Bedingungen, unter denen es zu einer Rücklösung des Phosphors aus dem Sediment kam und die Konzentration an Gesamt-Phosphor über Grund stieg an.

Mit Beginn der sommerlichen Stagnationsphase und der Ausdehnung des anaeroben Bereichs bis in 90 m Tiefe war eine starke Erhöhung der Gesamt-Phosphor-Konzentration über Grund (bis maximal 615 µg/l) zu beobachten.

Orthophosphat-P

Von 1970 bis 1980 lagen die Jahresmittel für den Orthophosphat-P-Inhalt mit Werten zwischen 12.300 und 20.500 kg deutlich niedriger als im Zeitraum bis 1996 (Abb. 14). 1989 wurde mit einem Jahresmittel von 40.900 kg ein Höchstwert erreicht. Die Zunahme des Orthophosphat-P im Zeitraum von 1980 bis 1996 spiegelt die meromiktische Phase des Sees wider, in der die Frühjahrs- und Herbstzirkulationen nur schwach ausgeprägt waren und Phosphorrücklösungsprozesse unter sauerstofffreien Bedingungen aus dem Sediment zur Anreicherung des Orthophosphat-P geführt haben. Beginnend mit tieferreichenden Zirkulationen (1997) und der damit verbundenen Versorgung der tieferen Bereiche des Sees mit Sauerstoff war wieder eine Abnahme des Orthophosphat-P-Inhaltes im Millstätter See zu beobachten.

In Abbildung 15 ist der Orthophosphat-P-Inhalt des Millstätter Sees geteilt in den Wasserkörper von 0 bis 49 und 50 bis 140 m dargestellt. Zwischen 1970 und 1973 wurde eine Abnahme des Orthophosphat-P-Inhaltes von 5.000 auf 1.400 kg im oberen Wasserkörper beobachtet, was durch das Wirksamwerden der eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen (Verringerung der Phosphorbelastung) zu erklären ist. Von 1974 bis 2003 konnte keine nennenswerte Zunahme beobachtet werden, die Werte schwankten im Durchschnitt zwischen 1.200 und 3.000 kg. Im Wasserkörper von 50 bis 140 m hingegen kam die Zunahme des Orthophosphat-P-Inhaltes im Zusammenhang mit der Ausbildung eines sauerstofffreien Monimolimnions deutlich zum Ausdruck.

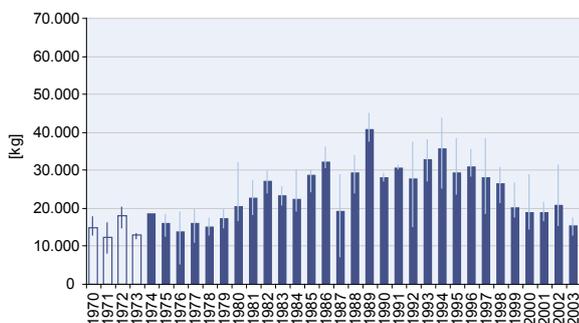


Abb. 14: Orthophosphat-P-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2003.

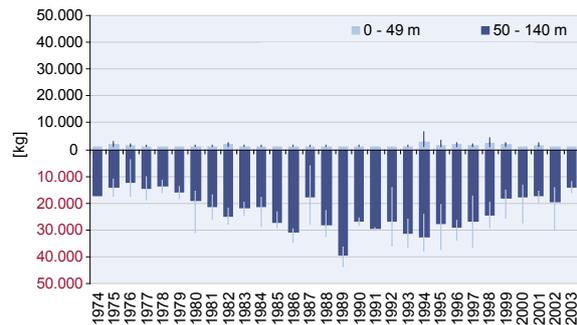


Abb. 15: Orthophosphat-P-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 49 und 50 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2003.

Hier trugen vor allem Rücklösungsprozesse aus dem Sediment, auch bekannt als „interne Düngung“ zur Anreicherung des Orthophosphates-P bei. Erst mit den wieder einsetzenden tieferen Zirkulationen war eine Orthophosphatreduktion festzustellen.

Ammonium-Stickstoff

Im Folgenden wird die Ammonium-N-Konzentration des Millstätter Sees im Epilimnion und der Ammonium-N-Inhalt im Wasserkörper von 0 bis 140 m, sowie geteilt, in den oberen (0 bis 49 m) und den unteren (50 bis 140 m) Wasserkörper, dargestellt.

In den 1970er Jahren machte sich die Eutrophierung auch in erhöhten Ammonium-N-Konzentrationen des Epilimnions (0 - 6 m) bemerkbar. So erreichte 1973 das Jahresmittel eine Konzentration von 241 µg/l (Abb. 16). Zwischen 1974 und 1977 lagen die Werte unter 55 µg/l und stiegen im Jahre

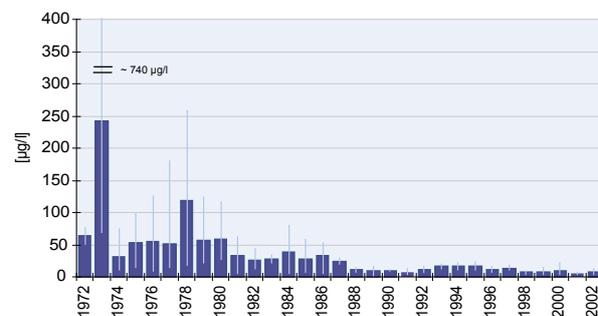


Abb. 16: Ammonium-N-Konzentration [µg/l] im Epilimnion (0 bis 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1972 bis 2002.

1978 noch einmal auf mittlere 118 $\mu\text{g/l}$ an. Bis 1991 war eine kontinuierliche Abnahme auf im Mittel 8 $\mu\text{g/l}$ zu beobachten. Von 1992 bis 1997 nahm die Ammonium-N-Konzentration im Millstätter See mit Werten zwischen 10 und 16 $\mu\text{g/l}$ wieder leicht zu. Ab 1998 lagen die durchschnittlichen Werte wieder unter 10 $\mu\text{g/l}$. Die zu Beginn des Untersuchungszeitraumes hohen Ammonium-N-Konzentrationen im Epilimnion weisen auf eine Belastung durch häusliche Abwässer und auf einen diffusen Eintrag über Einschwemmungen aus dem Umland hin. Da im Epilimnion zumeist ausreichend Sauerstoff vorhanden ist, wird durch mikrobielle Aktivitäten Ammonium in Nitrat-N umgewandelt, das dann in dieser Wasserschicht in wesentlich höherer Konzentration zu finden ist als Ammonium-N. Die 1985 fertiggestellten Sanierungsmaßnahmen kommen im deutlich reduzierten Ammonium-N des Epilimnions zur Geltung.

In Abbildung 17 ist der mittlere Ammonium-N-Inhalt im Wasserkörper von 0 bis 140 m während des Beobachtungszeitraums dargestellt. Bis 1975 wurden nur bis 120 m Wasserproben entnommen, sodass sich diese Termine nur bedingt für eine Inhaltsberechnung heranziehen lassen. Begünstigt durch die relativ gute Sauerstoffversorgung der tieferen Bereiche des Sees (Abb. 3) befanden sich nur rund 100 t Ammonium-N im See. Bis 1996 bildete sich im Millstätter See ein stabiles Monimolimnion aus, das für die Anreicherung des Ammonium-N-Inhaltes im See mit verantwortlich war. Als Quelle für den Ammoniumanstieg ist die erhöhte Schwebelagenproduktion (Abb. 28) zu nennen, bei deren Eiweißabbau Ammonium entsteht, das von Mikroorganismen bei ausreichend Sauerstoff zu Nitrat oxidiert wird.

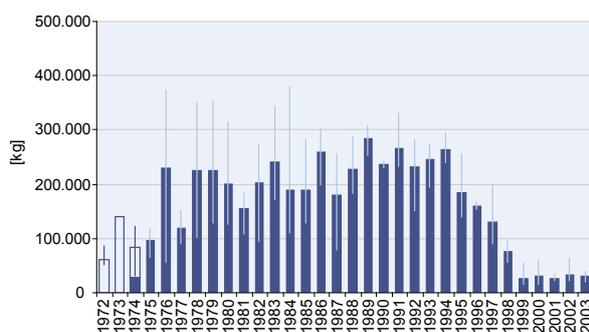


Abb. 17: Ammonium-N-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1972 bis 2003.

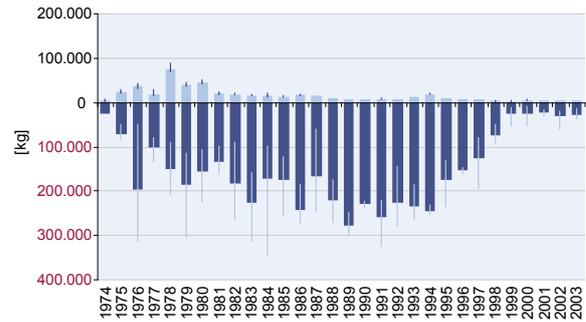


Abb. 18: Ammonium-N-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 49 und von 50 bis 140 m (Jahresmittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1972 bis 2003.

Da unter einer kritischen Sauerstoffgrenze von etwa 3 mg/l keine mikrobielle Oxidation von Ammonium zu Nitrat stattfindet, kam es zu einer Anreicherung des Ammoniums in der Tiefe, wie dies in Abbildung 18 durch die geteilte Darstellung deutlich gemacht wird.

Von 1994 bis 2002 war ein deutlicher Rückgang der Ammonium-N-Konzentration (Abb. 17) sowie des Inhaltes (Abb. 18) zu erkennen. Ein Zusammenhang besteht einerseits mit dem Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen und andererseits mit den ab 1995 zunehmend tiefer reichenden Zirkulationen, die zu einer besseren Versorgung der tieferen Bereiche mit Sauerstoff führte und damit für eine merkbare Reduktion des Ammonium-Inhaltes im Millstätter See sorgte. Der Ammonium-N-Inhalt lag in den letzten vier Jahren des Beobachtungszeitraumes zwischen 26.000 und 34.000 kg.

Nitrat-Stickstoff

Im Folgenden wird die Nitrat-N-Konzentration des Millstätter Sees im Epilimnion und anschließend die Konzentrationen für den anorganischen Stickstoff getrennt als Nitrat-N und Ammonium-N im Vertikalprofil ausgesuchter Jahre dargestellt.

Im Epilimnion des Millstätter Sees wurden die höchsten Jahresmittel im Zeitraum zwischen 1975 (273 $\mu\text{g/l}$) und 1986 (250 $\mu\text{g/l}$) beobachtet. Die Maximalwerte lagen von 1970 bis 1986 meist um 400 $\mu\text{g/l}$ ausgenommen 1982, wo 750 $\mu\text{g/l}$ registriert wurden (Abb. 19). Nach Anschluss der unmittelbaren Seegemeinden an die Kanalisation (1987 bis 2002) konnte eine leichte Abnahme der durchschnittlichen Nitrat-Stickstoff-Konzentration von zuvor rund 200 auf rund 100 $\mu\text{g/l}$ nachge-

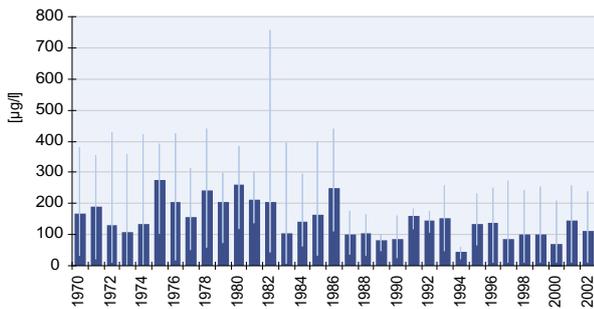


Abb. 19: Nitrat-N-Konzentration [$\mu\text{g/l}$] im Epilimnion (0 bis 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002.

wiesen werden. Dabei bewegten sich die Jahresmittel zwischen $45 \mu\text{g/l}$ (1994) und $160 \mu\text{g/l}$ (1991). Diese kontinuierliche Verringerung an Nitrat-N-Konzentration im Epilimnion des Millstätter Sees spiegelt das Fernhalten der Abwässer wider. Als Nitrat-N-Quelle kommen heute nur noch diffuse Einträge durch Abschwemmungen von im unmittelbaren Seeinzugsgebiet liegenden landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen in Frage, die eine erhöhte Schwebalgenproduktion zur Folge haben.

In Abbildung 20 sind die Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen des Millstätter Sees im Vertikalprofil für mehrere Jahre angeführt. Zur Darstellung wurden pro Jahr zwei Termine, Frühjahrszirkulation und Ende der Sommerstagnation gewählt. Das Bild oben links in Abbildung 20 zeigt das Verhältnis Nitrat-N zu Ammonium-N des Jahres 1974. Im Epilimnion war zur Zeit der Frühjahrszirkulation eine Nitrat-N-Konzentration von $240 \mu\text{g/l}$ vorhanden. Die Konzentration nahm bis in 80 m ($560 \mu\text{g/l}$) stetig zu und erreichte in 100 m Tiefe mit $860 \mu\text{g/l}$ einen Höchstwert. Von 100 auf 120 m nahm die Konzentration von Nitrat-N stark ab ($80 \mu\text{g/l}$). Grundsätzlich zeigt die Nitrat-N-Konzentration ein Maximum in jenem Bereich, wo nur noch wenig Photosynthese stattfindet und noch ausreichend Sauerstoff für den mikrobiellen Abbau von Ammonium-N zu Nitrat-N vorhanden ist. Zu erwähnen ist, dass die kritische Sauerstoffgrenze von 3 - 4 mg/l im eben beschriebenen Fall von 1974 sowohl im Frühjahr, während der Zirkulation als auch am Ende der Sommerstagnation im Oktober bei rund 70 m lag, das Ausbleiben der Nitrifikation aber erst ab 100 m Tiefe zu beobachten war. Ein Grund für die tiefenverzögerte Anreicherung des Ammoniums ist in der tiefreichenden Zirkulation zu sehen, die 1974 stattgefunden hat und Sauerstoff

bis in 110 m Tiefe eintrug. Der in die Tiefe verfrachtete Sauerstoff wird rasch von abbauenden Prozessen verbraucht und ist daher nicht mehr in dem Maß messbar, wie es bei einer so hohen Nitrat-N-Konzentration zu erwarten wäre. Auch kann die Verfrachtung des Nitrates durch die Zirkulation in die Tiefe mit ein Grund für diesen Peak weit unter der kritischen Sauerstoffgrenze (3 - 4 mg/l) sein.

1975 zeigt das Verhältnis von Ammonium-N zu Nitrat-N im Vertikalprofil einen ähnlichen tiefenverzögerten Verlauf. Die kritische Sauerstoffgrenze ist in 80 m Tiefe erreicht, eine Abnahme der Nitrat-N-Konzentration setzte aber erst in 100 m Tiefe ein. Auch in diesem Jahr wurde aufgrund der Sauerstoffverhältnisse eine Zirkulation bis in 120 m Tiefe beobachtet. Im Oktober hingegen wird in 45 m Tiefe ein Nitrat-N-Maximum mit $1.340 \mu\text{g/l}$ erreicht, das in etwa mit der kritischen Sauerstoffgrenze von 3 mg/l zusammenfällt (Abb. 20: 1975). Bis 1992 verlagerte sich jener Bereich, in dem es zur Anreicherung des Ammoniums aufgrund von Sauerstoffmangel kam, von rund 70 auf 50 m. Diese Verlagerung geht mit der Ausdehnung des Monimolimnions als Folge schwacher Frühjahrszirkulationen einher. Erst im Jahr 2000 mit einer Vollzirkulation verlagert sich die Grenze der Ammonium-Anreicherung wieder in die tieferen Bereiche (104 m) des Sees.

Im Untersuchungsjahr 2000 betrug die mittlere Ammonium-N-Konzentration im Millstätter See $76 \mu\text{g/l}$ mit Werten zwischen 4 und $1.940 \mu\text{g/l}$. Die Nitrat-N-Konzentration lag im Mittel bei $188 \mu\text{g/l}$. Im Minimalfall lag die Konzentration unter der Nachweisgrenze, im Maximalfall bei $340 \mu\text{g/l}$.

Die Dynamik der Stickstoffverbindungen im Jahresrhythmus lassen sich im Millstätter See in lehrbuchhafter Weise veranschaulichen (Abb. 21). Im März, zum Zeitpunkt der Frühjahrszirkulation, war Nitrat noch bis in die tiefsten Schichten vorhanden, da unter aeroben Bedingungen die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat stattfinden konnte. Auch in den obersten Schichten fanden sich respektable Nitrat-Konzentrationen. Bis zum Juli änderten sich die Verhältnisse zusehends: Durch die Ausbildung einer anaeroben Tiefenschicht wurde die Nitrifikation des durch Abbau organischer Substanz freigesetzten Ammoniums gehemmt. Gleichzeitig kam es im sauerstofffreien Milieu zur Nitratammonifikation

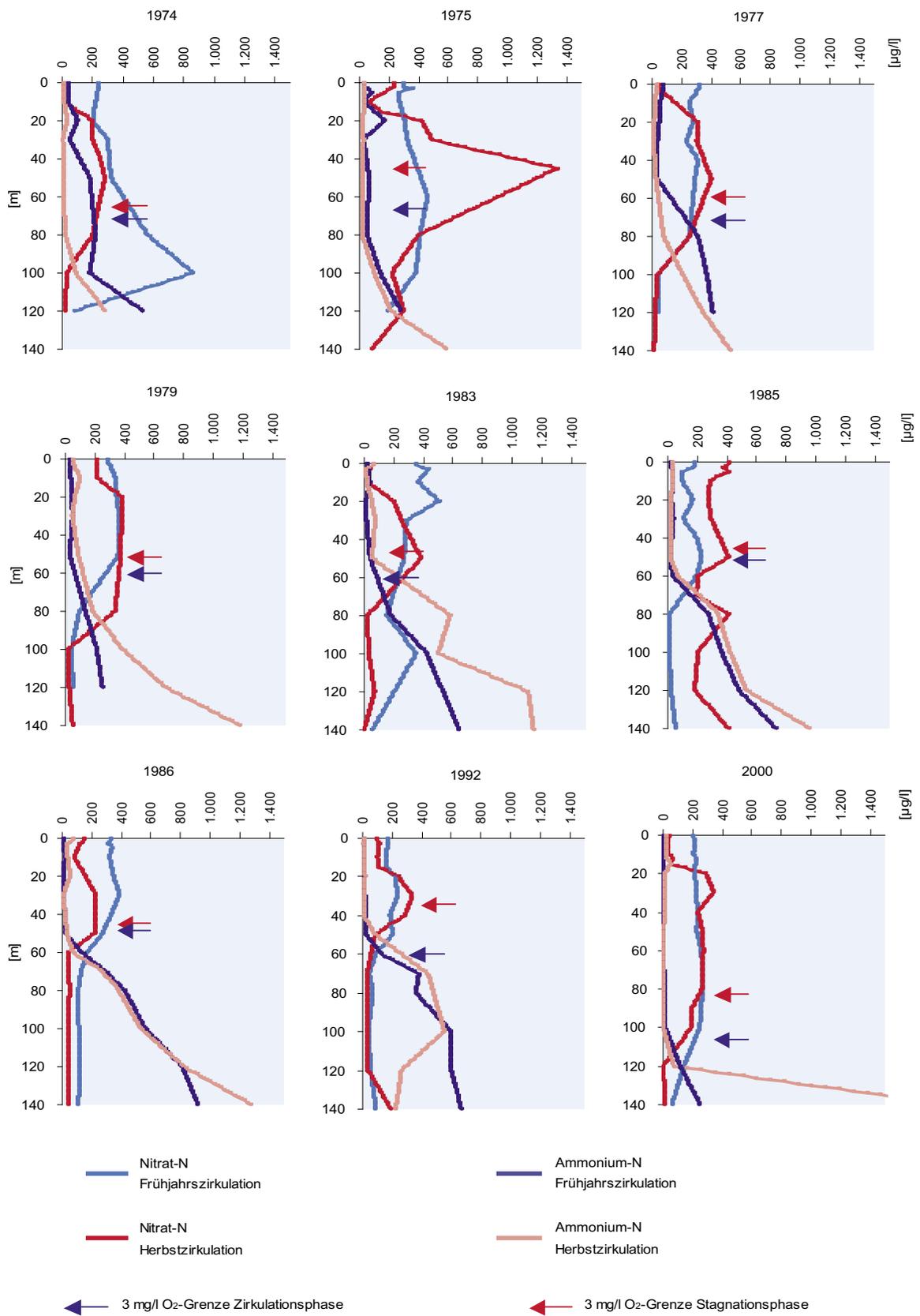


Abb. 20: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen [µg/l] zur Zirkulations- und Stagnationsphase im Vertikalprofil der Jahre 1974, 1975, 1977, 1979, 1983, 1985, 1986, 1992 und 2000.

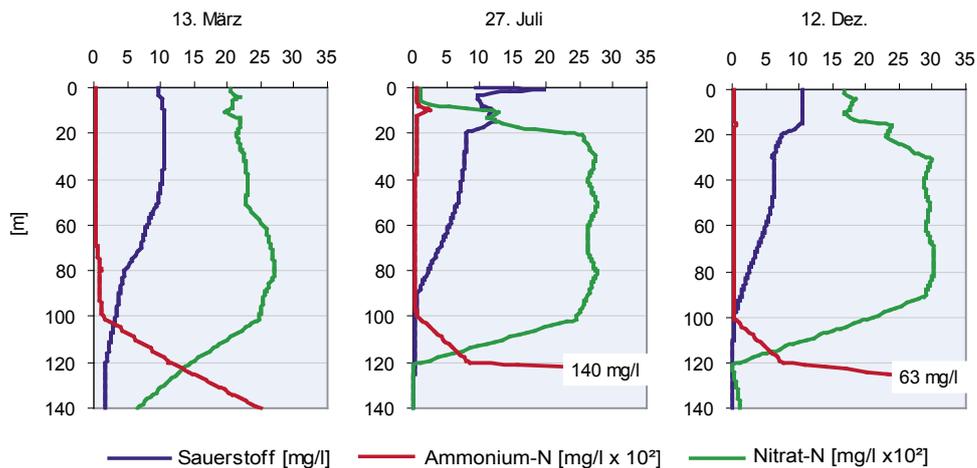


Abb. 21: Vertikalprofile der Parameter: Ammonium-N [$\text{mg/l} \times 10^2$], Nitrat-N [$\text{mg/l} \times 10^2$] und Sauerstoffgehalt [mg/l] zu drei Terminen im Jahr 2000.

von Nitrat zu Ammonium. Durch beide Prozesse kam es zur Anhäufung von Ammonium unterhalb der Sauerstoffgrenze und Nitrat verschwand sukzessive. Auch in den obersten Schichten wurde das Nitrat mehr und mehr aufgezehrt, indem es von Algen und Wasserpflanzen aufgenommen wurde. Das nahezu gänzliche Verschwinden des Nitrats aus der trophogenen Zone weist den Millstätter See als einen sehr produktiven See aus. Der kleine Peak in der Ammonium-Konzentration, welcher sich in einer Tiefe von ca. 8 m zeigte, ist auf die Zersetzung von organischem Material zurückzuführen. Mit dem Rückgang der Phytoplanktonbiomasse stieg die Nitrat-Konzentration in den oberflächennahen Schichten bis Dezember wieder an.

Temperatur

Infolge der großen Wassermasse ist der Millstätter See sehr temperaturstabil, verglichen mit anderen Kärntner Badeseen liegen die Temperaturen geringfügig niedriger. In den Sommermonaten von Mai bis September ist der Wasserkörper streng geschichtet. An der Oberfläche in der Seemitte wird das Wasser bis zu $22\text{ }^\circ\text{C}$ aufgewärmt, Uferzonen erreichen Temperaturen bis zu $24\text{ }^\circ\text{C}$. Die Abkühlung im Herbst verläuft sehr langsam. Die Herbstzirkulation erfolgt in der Regel im Dezember, die Frühjahrszirkulation im März. Bildet der See keine Eisdecke aus, zirkuliert der Wasserkörper während der ganzen eisfreien Zeit. Eine geschlossene Eisdecke tritt nur in extrem kalten Wintern auf.

Aufgrund der im Verhältnis zur Seeoberfläche großen Tiefe und der windgeschützten Lage ist der See meromiktisch. Die Frühjahrs- und Herbstzirkulationen erreichen in der Regel nicht den Grund des Sees und erzielen im Durchschnitt Tiefen zwischen 60 und 100 m. Nur in manchen Jahren mit starken Winden zirkuliert der See im Frühjahr, wie zuletzt beobachtet bis zum Grund (1999 und 2000). In Abbildung 22 sind Temperaturprofile einiger Jahre aus dem gesamten Untersuchungszeitraum angeführt. In den Monaten der Stagnation war die Sprungschicht zwischen 5 und 15 m ausgebildet. Ab 15 m Tiefe betragen die Temperaturen bereits zwischen $4,2$ und $8,9\text{ }^\circ\text{C}$.

Im Untersuchungsjahr 2000 umspannen die Temperaturen des Epilimnions im Millstätter See einen Bereich zwischen 4 und $23\text{ }^\circ\text{C}$ (Abb. 23).

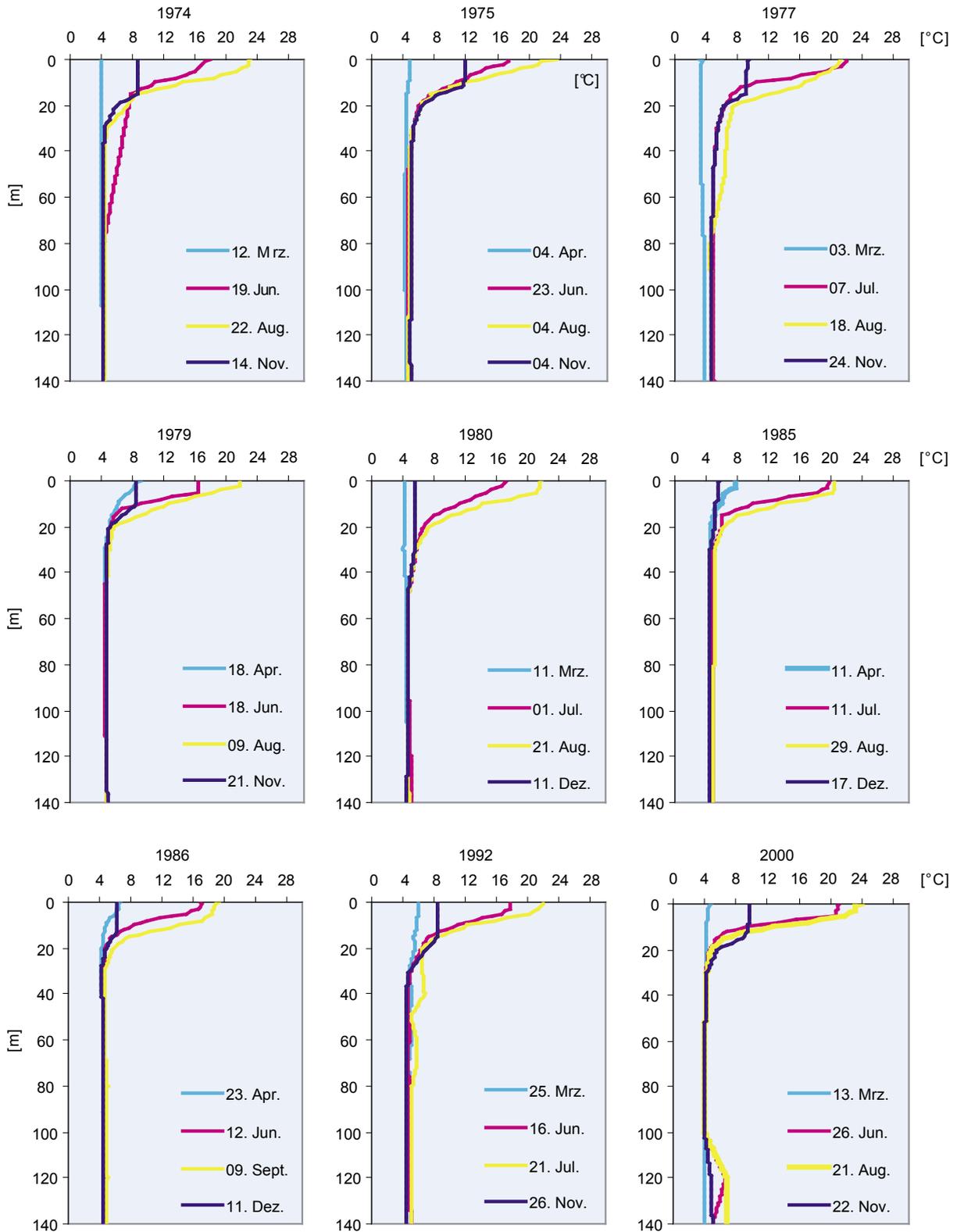


Abb. 22: Temperaturprofile zu je vier Terminen der Jahre 1974, 1975, 1977, 1979, 1980, 1985, 1986, 1992 und 2000.



Abb. 23: Temperaturverlauf [°C] des Epilimnions (0 - 6 m) im Jahr 2000.

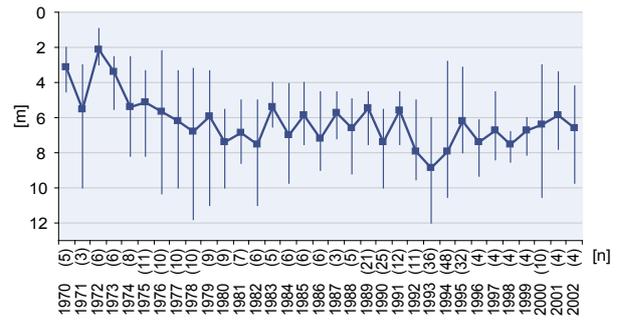


Abb. 24: Sichttiefen [m] incl. Mittel-, Minimal- und Maximalwerte von 1970 bis 2002 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).

Von März bis Mai erwärmte sich das Epilimnion von 4 auf 16 °C und bereits im Juni betrug die Temperatur über 20 °C. Am wärmsten war der See im August, wo an der Oberfläche in der Seemitte 24 °C ermittelt wurden. Von August bis Dezember kühlte das Epilimnion langsam bis auf 7,5 °C ab. Im Oktober waren noch rund 15 °C zu messen.

Sichttiefe

Die Sichttiefe steht im engen Zusammenhang mit der Schwebealgenbiomasse (hohe Algenbiomassen verringern die Sichttiefe) und den anorganischen Trübstoffen. Sie hängt jedoch auch von der Größenverteilung der Algenpopulationen ab; kleinere Arten beeinträchtigen die Sichttiefe stärker als größere Formen.

Von 1970 bis 1982 ließ sich eine ständige Verbesserung der durchschnittlichen Sichttiefen des Millstätter Sees beobachten. Wurden zu Beginn der 1970er Jahre noch mittlere Sichttiefen zwischen 2 und 6 m dokumentiert, betrug 1982 das Jahresmittel bereits 7,5 m. Bis 1993 war eine weitere Verbesserung der mittleren Sichttiefen des Millstätter Sees zu erkennen (Abb. 24). 1993 erreichten die Jahresmittel einen Wert von fast 9 m. In den letzten Jahren kam es wieder zu einer leichten Abnahme der Lichtdurchlässigkeit des Wasserkörpers, was sich in mittleren Sichttiefen zwischen 6 und 7,5 m widerspiegelte.

Die Verbesserung der optischen Qualität des Sees kann bis 1995 nicht auf eine Verringerung der Algenbiomasse zurückgeführt werden, da die Algenbiomasse im Epilimnion in den Jahren

nach 1972 weiter zunahm. Vielmehr dürfte die größere Sichttiefe auf eine Verschiebung des Algenartenspektrums hin zu größeren Arten, die das Wasser weniger trüben, zurückzuführen sein. Die Blaualgen sind deutlich zurückgegangen, während die Kieselalgen dominierten. Von 1996 bis 1998 war die Algenbiomasse des Epilimnions am niedrigsten. Das schlug sich aber nicht in einer weiteren Verbesserung der optischen Qualität nieder, da eine erneute Verschiebung des Artenspektrums zurück zu kleineren Algenformen stattgefunden hat.

Natrium und Chlorid

Im Winter gelangt zur Straßenreinhaltung Natriumchlorid als hauptsächlicher Bestandteil verwendeter Auftaumittel zum Einsatz. Insbesondere im Winter und Frühjahr kann eine Erhöhung des Natriumchloridgehaltes im Grundwasser, Oberflächengewässern und in Kläranlagen festgestellt werden. Die Belastung der Gewässer mit Chloriden aus der Streusalzverwendung stellt allerdings kein vorrangiges Problem für den Gewässerschutz im Gegensatz zu Boden und Vegetation dar. Trotzdem sollte aus Gründen des vorsorgenden Gewässerschutzes der Einsatz von Streusalzen soweit vertretbar eingeschränkt werden. In Kärntner Seen sind aus geologischen Gründen die Natrium- und Chlorid-Konzentrationen sehr niedrig.

Im Millstätter See lässt sich trotz der verkehrstechnisch guten Erschließung im Einzugsbereich des Nordufers keine nachhaltige Veränderung durch mit Auftaumitteln belastete Straßenabwässer erkennen. Im langjährigen Verlauf ist vor allem in

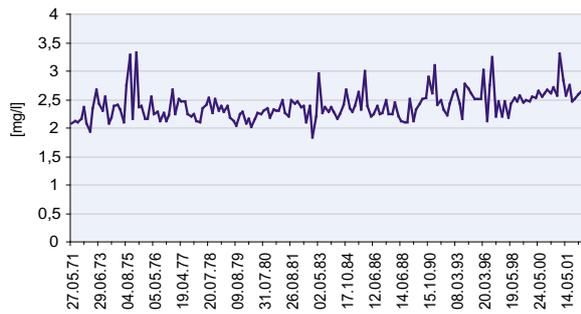


Abb. 25: Natrium-Konzentration [mg/l] dargestellt als Tagesmittelwerte aller Termine von 1971 bis 2002.

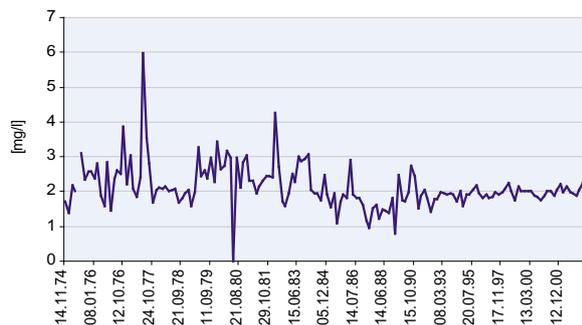


Abb. 26: Chlorid-Konzentration [mg/l] dargestellt als Tagesmittelwerte aller Termine von 1974 bis 2002.

den Wintermonaten eine geringfügige Zunahme von Natrium zu erkennen. In den Abbildungen 25 und 26 sind die mittleren Konzentrationen von Natrium und Chlorid aller Termine aufgetragen. Daraus wird ersichtlich, dass sich im Mittel die Natrium-Konzentration von ca. 2,3 mg/l im Zeitraum von 1971 bis 1990 auf rund 2,5 mg/l (ab 1990) erhöht hat. Die Chlorid-Konzentration sank im Beobachtungszeitraum von durchschnittlichen 2,5 auf mittlere 2 mg/l (ab 1984) ab. Der Rückgang der Chlorid-Belastung spricht einerseits für eine Reduktion des Einsatzes von Tausalzen, bedingt durch mildere Winter, und einen gezielteren Einsatz. Andererseits kann dieser Rückgang auch mit der Einstellung der sicherlich auch chloridhaltigen Abwässer aus dem Magnesitwerk Radenthein in Zusammenhang stehen (SAMPL 1980).

pH-Wert

Der Millstätter See nimmt seit fast 100 Jahren die Abwässer des Magnesitwerkes Radenthein (heute: Radex Veitsch GmbH) auf. Im Jahr 1906 begann man mit der Einleitung der Werksabwässer über den

Riegerbach in den See, wobei eine Nassentstaubung in Verwendung war. Im Jahr 1929 stellte das Werk auf Trockenentstaubung um. Die in Abbildung 27 dargestellten pH-Werte (nach Aufzeichnungen von Findenegg) lassen einen Rückgang von 1931 bis 1937 erkennen. Im Jahr 1952 erfolgte abermals eine Umstellung auf Nassentstaubung, wodurch es wieder zu einem Ansteigen der pH-Werte kam (Abb. 27). Mit der Inbetriebnahme von Klärteichen im Jahr 1971, in denen ein Großteil der Partikel sedimentiert (Rückgewinnung), erfolgt ein Rückgang des pH-Wertes von ca. 9,8 Anfang der 1970er Jahre auf rund 8,5 von 1980 bis 2002. Seit diesem Zeitpunkt gelangte nur noch geklärtes Wasser in den See. Ein negativer Einfluss des durch Abwässer erhöhten pH-Wertes auf die Algenproduktion konnte nicht nachgewiesen werden (SAMPL 1974), was im Gegensatz zur Behauptung von NERESHEIMER & RUTTNER (1928) stand. Demnach hätten die hohen pH-Werte eine Schädigung der planktischen Produktion zur Folge. SAMPL (1974) publizierte: „Wenn durch Flotationswässer des Werkes Radenthein eine Beeinträchtigung bzw. eine Hemmung des Algenwachstums eingetreten sein sollte, ... , so liegt dies vermutlich nicht so sehr an der Alkalinisierung, sondern vielmehr an der Zufuhr von feinsten Gesteinspartikeln“. Diese feinsten Partikel sedimentieren zu Boden und fallen dabei Phosphor mit der Wirkung von Adhäsionskräften aus dem Wasser. Dies dürfte in den dreißiger und frühen fünfziger Jahren, einhergehend mit der Nassentstaubung, mit ein Grund für die in der Literatur mehrfach angesprochene geringe Primärproduktion sein (Phosphatfällung). Zudem war die externe Belastung mit Phosphor viel geringer, da phosphathaltige Waschmittel erst in den 1950er Jahren zum Einsatz kamen.

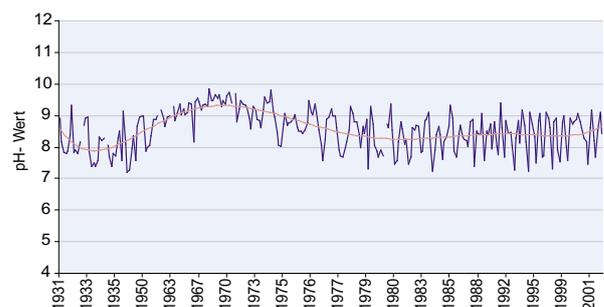


Abb. 27: pH-Werte des Millstätter Sees, dargestellt als Tagesmittelwerte aller Termine von 1931 bis 2002.

Phytoplankton

Plankton (von griechisch *πλαγκτον* - das Umherirrende) ist die Bezeichnung für die im Wasser treibenden und schwebenden Mikroorganismen. Dazu zählen pflanzliche und tierische Lebewesen, die keine oder nur eine geringe Eigenbewegung haben, sodass Ortsveränderungen überwiegend durch Wasserströmungen erfolgen. Planktonorganismen haben meist besondere Körperformen, die das Absinken im Wasser verlangsamen, wie z. B. lange Körperfortsätze in Form von Borsten, Haaren und Stacheln, Ölkugeln oder Gasblasen. Der Begriff Phytoplankton bezeichnet das pflanzliche Plankton, das mit Hilfe von Licht Kohlendioxid und anorganische Stoffe in Biomasse umwandelt (Primärproduktion). Das Phytoplankton ist die Grundlage des Lebens im Wasser. Im Nahrungsnetz eines Sees stellt das Phytoplankton die Basis dar, auf der alle anderen Lebensvorgänge beruhen. Ein gewisser Anteil dieser Planktongemeinschaft stirbt laufend ab und sinkt dabei in die Tiefe des Gewässers, ein anderer Teil wird von den nächsthöheren Gliedern des Nahrungsnetzes (kleinen Krebsen und Rädertieren) gefressen. Während des Absinkvorgangs werden die toten Planktonorganismen von Bakterien und Pilzen wieder weitgehend in ihre mineralischen Bestandteile zerlegt. Bei diesem Abbau und bei den Stoffumsätzen in den höheren Stufen des Nahrungsnetzes - dem Zooplankton und den Fischen - wird Sauerstoff verbraucht. Sauerstoff ist in den Seen nur begrenzt vorhanden und wird vor allem durch Assimilations- und Zirkulationsvorgänge ins Gewässer eingebracht.

„Algenblüten“ sind das Kennzeichen eines eutrophierten Gewässers, das durch den erhöhten Eintrag von Pflanzennährstoffen (Phosphor stammt meist aus häuslichen Abwässern) verursacht wird. Beim Abbau dieser organischen Substanz, an dem Mikroorganismen maßgeblich beteiligt sind, wird Sauerstoff verbraucht. Diese durch Eutrophierung bedingte Sauerstoffzehrung stellt die eigentliche Belastung eines Gewässers dar. Eine Zunahme der pflanzlichen Produktion wird von einer Änderung der Artenzusammensetzung begleitet und stellt eine Verschlechterung der Gewässergüte dar. Mit zunehmender Eutrophierung verschiebt sich die Phytoplanktonzusammensetzung von gut fressbaren meist kleineren Algenarten zu größeren

koloniebildenden und schlechter fressbaren Formen. Das hat zur Folge, dass ein Großteil des Phytoplanktons nicht in das Nahrungsnetz gelangt, sondern nach dem Absterben von Mikroorganismen zersetzt und die Sauerstoffbilanz des betreffenden Gewässers verstärkt belastet wird. Eine Änderung in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons kann daher als Indikation für die Gewässergüte betrachtet werden.

Betrachtet man den Jahresdurchschnitt des Gesamtgewichtes der Phytoplanktonbiomasse des Millstätter Sees zwischen 0 und 30 m Tiefe über die vergangenen 70 Jahre (Abb. 28), so wird der Effekt der Eutrophierung besonders deutlich. Die Aufarbeitung von „Findenegg-Aufzeichnungen“ aus den 1930er Jahren zeigte, dass die Phytoplanktonbiomasse zu dieser Zeit bei etwa 100 Tonnen lag. Mit zunehmender Eutrophierung in den 1960er Jahren verdoppelte sich die Biomasse. In den frühen 1970er Jahren, dem Höhepunkt des anthropogenen Phosphoreintrages, stieg die Algenbiomasse auf über 750 t an. Nach 1974 nahm die Algenmenge ab und erreichte 1978 rund 300 t im Jahreschnitt. Diese Abnahme ging mit der Fertigstellung der Kanalisation im unmittelbaren Seeuferbereich im Jahre 1977 einher. Dennoch zeigte sich unmittelbar darauf ein neuerliches Anwachsen der Algenbiomasse, die 1985 mit über 900 t erneut einen Höchstwert erreichte. Eine Erklärung für diesen Anstieg ist in den weniger tiefreichenden Durchmischungsphasen (siehe Kapitel Sauerstoff) der 1980er und 1990er Jahre zu suchen, in denen es zu einer Rücklösung aus dem im Sediment deponierten Phosphor gekommen ist. Dieser Vorgang kommt auch im Anstieg des Gesamt-Phosphor-Inhaltes, der 1989 in 54 t gipfelte, zum Ausdruck. Seit 1985 pendelte die Schwebealgenmenge zwischen rund 200 und 1.100 t. Ausgehend vom Jahr 1995 zeigte sich eine rückläufige Tendenz, wenngleich die Algenbiomasse sich nicht im selben Ausmaß reduzierte wie der Gesamt-Phosphor. Damit reagiert die Algenbiomasse des Millstätter Sees ähnlich der des Wörthersees (FRESNER 2004) und spiegelt augenscheinlich nicht die generelle Verbesserung der Wasserqualität seit dem Wirksamwerden der Sanierungsmaßnahmen wider.

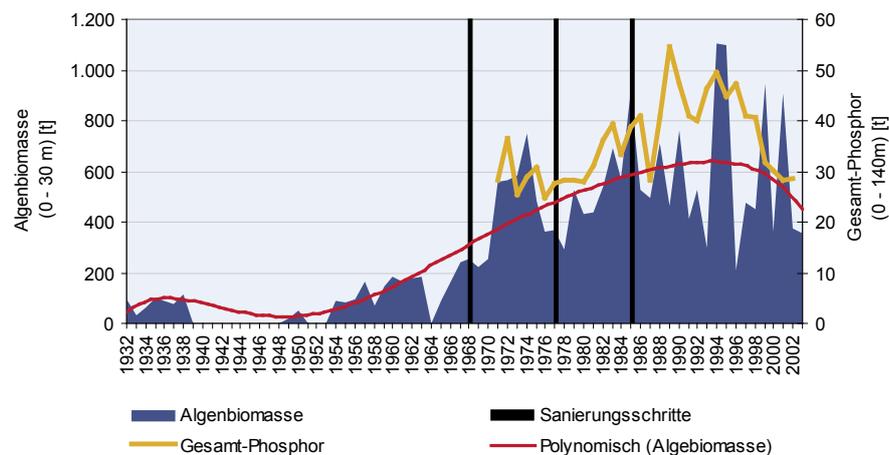


Abb. 28: Vergleich der Inhalte von Algenbiomasse [t] (von 0 bis 30 m) mit dem Gesamt-Phosphor [t] (von 0 bis 140 m) von 1970 bis 2002 mit Aufzeichnungen von Findenegg aus den Jahren 1932 - 1939, 1948 - 1951 und 1954 - 1969 (Sanierungsschritte: Beginn - 1968, Fertigstellung der Seeuferbereiche 1977, Fertigstellung im Einzugsbereich 1985).

Auch der Millstätter See zeigt, dass die Reoligotrophierung nicht spiegelbildlich zur Eutrophierung verläuft (DOKULIL et al. 2001). Ursachen für dieses vordergründig widersprüchliche Verhalten des im Reoligotrophierungsprozess befindlichen Sees sind in der langen Wassererneuerungszeit und dem im Sediment deponierten Phosphor zu suchen.

Auffallend ist die geringe Primärproduktion in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts, wofür verschiedene Faktoren verantwortlich gemacht werden können. Zum einen lag eine niedrige natürliche Grundlast an Phosphor sowie eine geringe externe Belastung aus häuslichen Abwässern vor. Zum anderen wurde durch die Sedimentation von Trübstoffen, die durch die Nassentstaubung im Magnesitwerk Radenthein angefallen waren, eine Phosphorfällung hervorgerufen. Abbildung 28 zeigt, dass im Anschluss auf die Umleitung der Werksabwässer in Klärteiche (1971) eine massive Zunahme der Algenmenge stattgefunden hat.

Ein weiteres Zeichen für die im Millstätter See rasch fortschreitende Eutrophierung der 1960er und 1970er Jahre waren die in manchen Jahren spektakulär auftretenden Algenblüten. 1967 und 1968 war es *Anabena flos aquae*, die im Spätsommer an der Wasseroberfläche trieb, 1972 und 1973 brachte eine Massenentwicklung von *Planktothrix rubescens*, die in Form von rotbraun verfilzten Algenfladen an der

Oberfläche schwamm, den Badebetrieb weitgehend zum Erliegen. Am 25. August 1972 wurde an der Oberfläche eine *Planktothrix*-Biomasse von 4.200 mg/m³ bestimmt. Das Auftreiben von *Planktothrix rubescens* an die Oberfläche war für den See jedoch eine Art „Selbstreinigungsprozess“, da mit den Algen zugleich auch die in ihnen gebundenen Nährstoffe in großen Mengen über den Abfluss ausgeschwemmt wurden (SAMPL et al. 1992). Seit der Seesanierung des Einzugsgebietes wurden keine auffallenden Algenblüten mehr beobachtet.

Zusammensetzung des Phytoplanktons

Im langjährigen Vergleich dominierten zwei Algengruppen die Phytoplanktongesellschaft des Millstätter Sees in der Wassersäule von 0 bis 30 m. Es sind dies zum einen die Bacillariophyceae, die bis ca. 1960 immer die dominante Gruppe stellten und zum anderen die Cyanophyceae, welche ab 1972 häufig die Hälfte der Biomasse ausmachten (Abb. 29). Andere Gruppen bildeten zeitlich begrenzte Dominanzen aus, wie etwa die Chlorophyceae, die von 1966 bis 1971 zwischen 20 und 50 % der Gesamtbiomasse ausmachten oder die Chrysophyceae, die zwischen 1976 und 1995 mehrmals Anteile von über 10 % stellten.

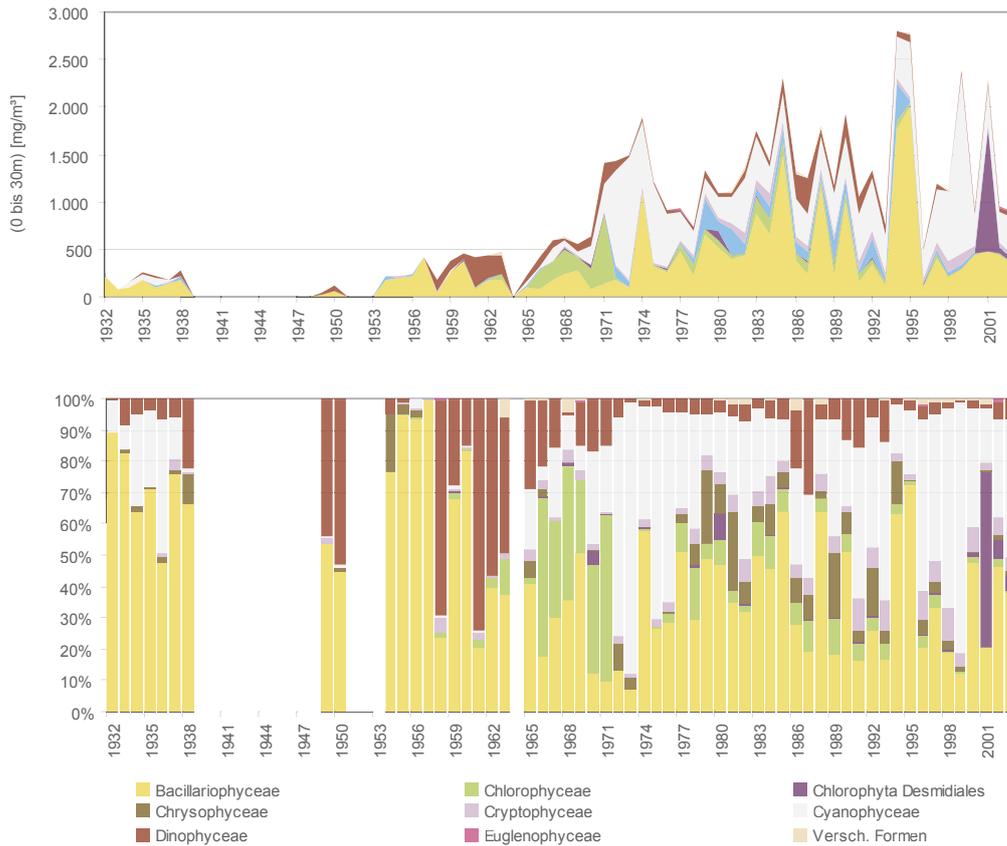


Abb. 29: Oben: Phytoplanktonbiomasse [mg/m^3]; unten: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplanktonbiomasse in der Wassersäule von 0 bis 30 m im Zeitraum von 1970 bis 2002 sowie Aufzeichnungen von Findenegg aus den Jahren 1932 - 1939, 1948 - 1951 und 1954 - 1969.

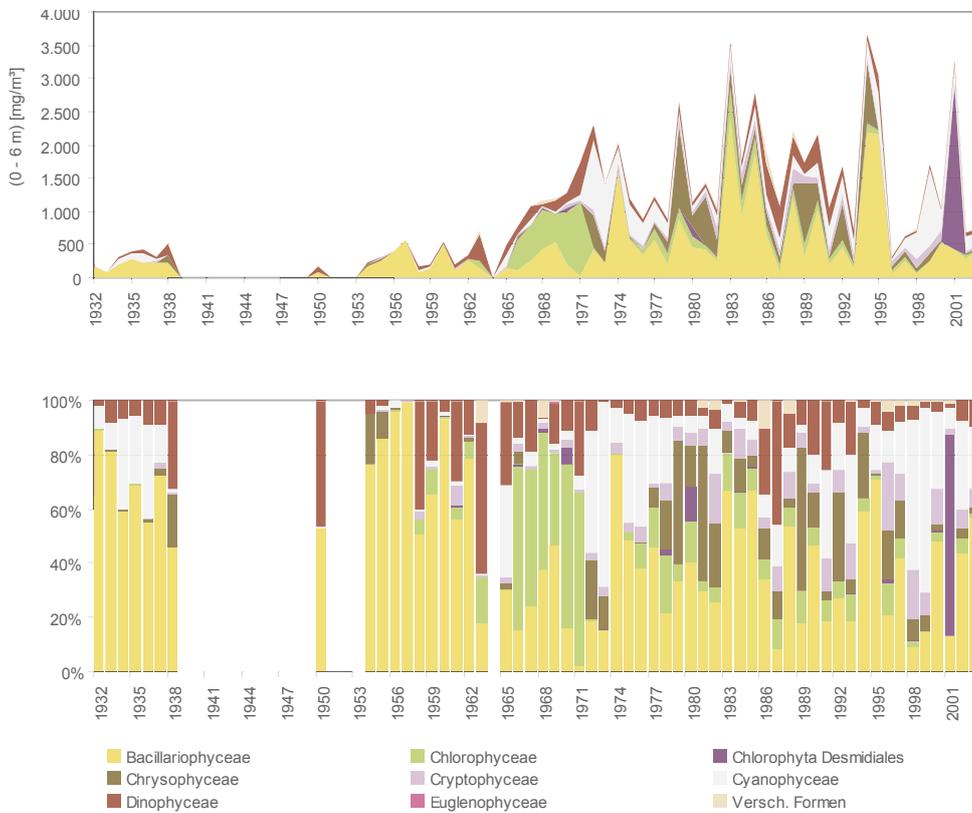


Abb. 30: Oben: Phytoplanktonbiomasse [mg/m^3]; unten: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion (0 - 6 m) im Zeitraum von 1970 bis 2002 sowie Aufzeichnungen von Findenegg aus den Jahren 1932 - 1939, 1948 - 1951 und 1954 - 1969.

Die Chlorophyta - Desmidiiales waren im Jahr 2001 mit mehr als 50 % (Jahresmittel) die dominante Gruppe.

Im Epilimnion zeigte die Gruppenzusammensetzung der Schwebalgen bis auf eine Ausnahme ein recht ähnliches Bild (Abb. 30) wie unter einem Quadratmeter Wassersäule (0 bis 30 m). Auch hier waren die Bacillariophyceae die dominante Algengruppe. Die Cyanophyceae hingegen erreichten in den oberen 6 m seit 1978 kaum eine nennenswerte Biomasse. Lediglich in den Jahren 1998 und 1999 war eine Zunahme der Cyanophyceae zu beobachten. Die restlichen Gruppen im Epilimnion spiegeln die Verhältnisse der Wassersäule von 0 bis 30 m wider.

Im Untersuchungsjahr 2000 wurden dem Millstätter See monatlich von März bis Dezember Phytoplanktonproben entnommen.

Die epilimnische Gesamtbioasse an den einzelnen Beprobungsterminen schwankte zwischen 235 mg/m³ im August und 1.960 mg/m³ im April. Unterhalb des Epilimnions ergaben sich bis in 30 m Tiefe Konzentrationen zwischen 467,7 mg/m³ (Oktober) und 1.575,7 mg/m³ (April).

Im Jahr 2000 dominierten im Epilimnion des Millstätter Sees die Bacillariophyceae mit einem mittleren Biomasseanteil von 52 % das Algenspektrum (Abb. 31). Der Hauptvertreter dieser Gruppe war aber nicht - wie in den meisten anderen Kärntner Seen - ein Vertreter der Gattung *Cyclotella*, sondern

Tabellaria fenestrata. Diese Art war zu 29 % an der Gesamtbioasse beteiligt. Weitere relevante Vertreter der Bacillariophyceae an der Gesamtbioasse waren *Fragilaria crotonensis* mit 15 % und kleine Vertreter der Gattung *Cyclotella* mit 8 %. Die Cyanophyceae, als zweite wichtige Gruppe bildeten zusammen rund 30 % der Bioasse. Sie wurden vor allem von *Planktothrix rubescens* (22 %) und *Chroococcus minutus* (8 %) repräsentiert. Die Cryptophyceae wurden hauptsächlich von *Cryptomonas* sp. (11 %) vertreten.

Betrachtet man das epilimnische Artenspektrum im Jahresverlauf, so zeigte sich im März der Wechsel zwischen der im Winter dominierenden *Planktothrix rubescens* hin zu *Tabellaria fenestrata*. Mit zunehmender Erwärmung des Epilimnions verlagerte sich *P. rubescens* mehr und mehr in tiefere, kältere Schichten (Abb. 33). In der ersten Jahreshälfte wurde das Algenspektrum im Epilimnion von den Bacillariophyceae dominiert. Von August bis Oktober folgte eine Phase geringer Produktion. Im November bildeten die Cryptophyceae mit *Cryptomonas* sp. gemeinsam mit *P. rubescens* den Hauptteil der Bioasse.

In der Wassersäule von 0 bis 30 m wurde in der ersten Jahreshälfte das Artenspektrum der Algen vor allem von *Tabellaria fenestrata*, ein Vertreter der Bacillariophyceae geprägt (Abb. 32). Ihr Biomasseanteil schwankte von März bis Juni zwischen 41 % (429,2 mg/m³ am 26. Juni) und 70 % (1.154,9 mg/m³

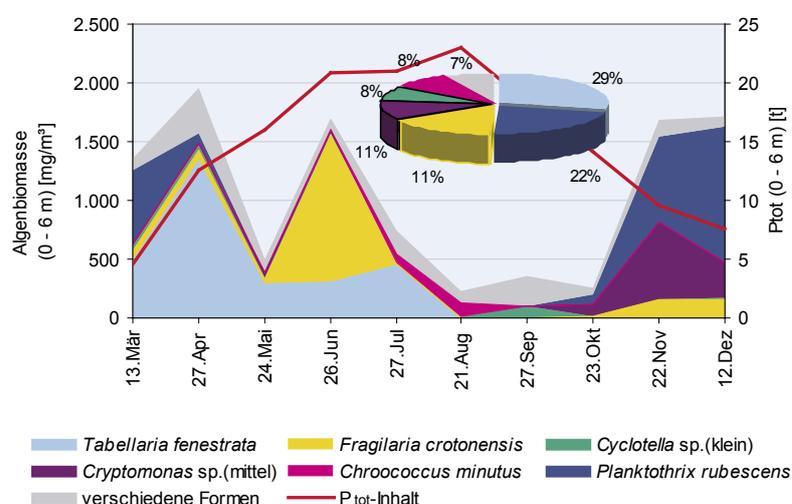


Abb. 31: Algenbiomasse-Konzentration [mg/m³] einiger Arten im Epilimnion (0 - 6 m) verglichen mit dem Gesamt-Phosphor-Inhalt [t] des Epilimnions im Jahr 2000.

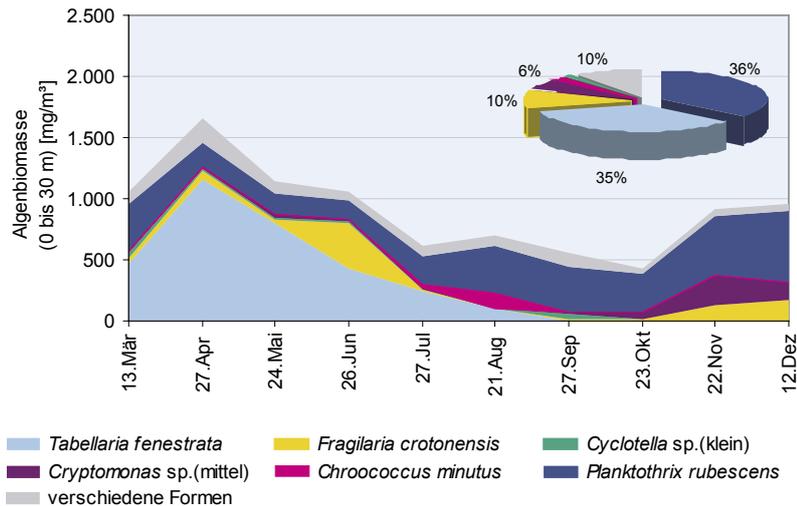


Abb. 32: Algenbiomasse-Konzentration [mg/m³] in der Wassersäule von 0 bis 30 m im Jahr 2000.

am 27. April). In einer Art Übergangsphase zwischen der Dominanz von *Tabellaria fenestrata* und *Planktothrix rubescens* erreichte zum Junitermin auch *Fragilaria crotonensis* kurzfristig mit 36 % (376,7 mg/m³) einen beachtlichen Biomasseanteil. Ab August beherrschte *Planktothrix rubescens* das Artenspektrum. Ihr Biomasseanteil lag während des restlichen Jahres stets über 50 % und erreichte im Oktober mit 71 % (304,4 mg/m³) ihr Maximum. Hinsichtlich der Biomassekonzentration wurde der Höchstwert mit 584,2 mg/m³ (61 %) im Dezember gemessen. Neben den besprochenen Arten konnten auch noch *Chroococcus minutus* (21. August; 122,9 mg/m³, 18 %) und eine mittelgroße Form der Gattung *Cryptomonas* (22. November; 231,6 mg/m³, 25 %) eine nennenswerte Biomasse ausbilden.

Im Folgenden wird der Versuch unternommen den Entwicklungsverlauf dreier Arten (*Planktothrix rubescens*, *Tabellaria fenestrata* und *Fragilaria crotonensis*) im Vertikalprofil unter ökologischen Aspekten wie der intraspezifischen Konkurrenz, der Raum-Zeitverteilung, der Abhängigkeit von Temperatur und der Kieselsäurekonzentration darzustellen.

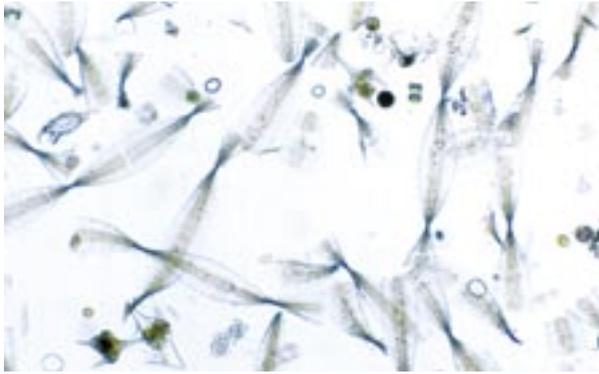
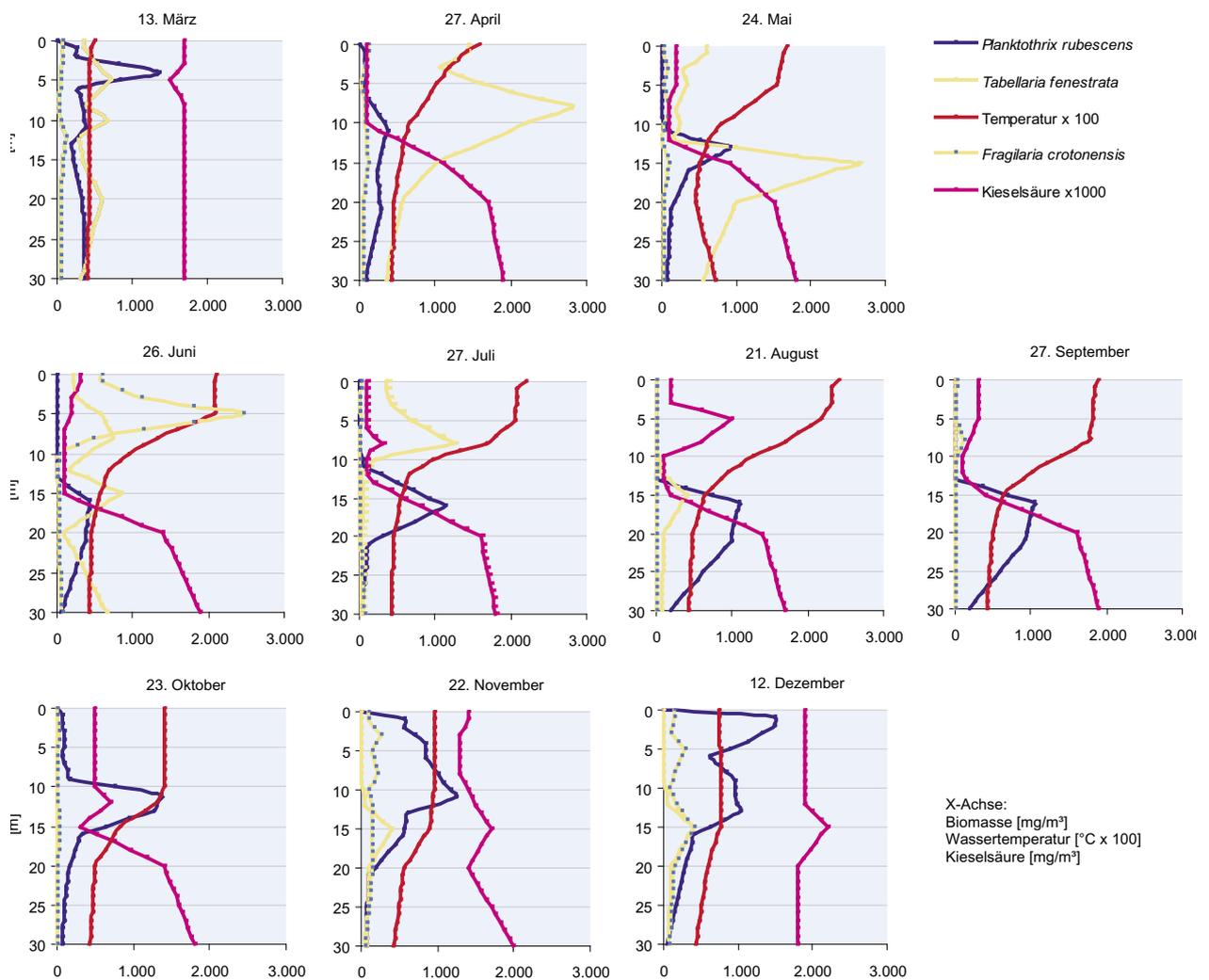
Plankter, die eine größere Dichte haben als das sie umgebende Medium (Seewasser) sinken. Planktonorganismen, die eine geringere Dichte haben, schweben auf. Blaualgen wie *Planktothrix rubescens* z.B. können ihre Dichte mit Hilfe von Gasvakuolen regulieren. Da die Pflanzennährstoffe in einer bestimmten Lichttiefe liegen, können die

Plankter bei Nährstoffmangel schwerer als Wasser werden und absinken. Dabei dienen wasserarme Körner aus Polysacchariden als Ballast. Bei Lichtmangel wird durch Gasvakuolen, die Stickstoff freigegeben, ein Auftrieb erreicht.

Zu Beginn der Beprobungsserie im März befand sich der Millstätter See in der Frühjahrszirkulationsphase mit einer Durchmischung bis zum Grund (Abb. 5). Dementsprechend lag die Verteilung der Temperatur gleichmäßig bei 4° C, die Konzentration der Kieselsäure betrug fast durchgehend 1.700 mg/m³. *Planktothrix rubescens* hatte sich in einer Tiefe von 4 m eingeschichtet. *Tabellaria fenestrata* (Foto 3) zeigte zwei Dichtemaxima bei 5 und 10 m Tiefe. Im April hatte *T. fenestrata* in ca. 8 m Tiefe bereits eine beachtliche Biomasse mit 2.819 mg/m³ aufgebaut und die Kieselsäure bis in eine Tiefe von 10 m nahezu vollständig eliminiert.



Foto 3: *Tabellaria fenestrata*. Foto: M. Mairitsch

Foto 4: *Fragilaria crotonensis*. Foto: M. MairitschFoto 5: *Planktothrix rubescens*. Foto: M. MairitschAbb. 33: Tiefenverteilung der Biomasse-Konzentrationen [mg/m^3] in der Wassersäule von 0 bis 30 m von *Planktothrix rubescens*, *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis*, der Kieselsäure [mg/m^3] und der Temperatur [$^{\circ}\text{C} \times 100$] im Jahr 2000.

Mit steigender Wassertemperatur im Mai sank *T. fenestrata* ins Metalimnion (um 15 m) ab und *P. rubescens* schichtete sich dicht über ihr ein. Durch die dichte Schichtung drang weniger Sonnenlicht zu *T. fenestrata* durch, was als produktionslimitierender Faktor angesehen wird. Ein Teil der Population suchte durch Aufsteigen in höhere Schichten der interspezifischen Konkurrenz mit *P. rubescens* zu umgehen, was in den Monaten Juni und Juli zu erkennen war (Abb. 33). Jener Teil der Population der in tieferen Schichten verweilte, unterlag der Dominanz von *P. rubescens* und verschwand völlig. Im August geriet auch der obere Teil der *Tabellaria*-Population durch die sich erhöhenden Temperaturen und die geringe Kieselsäurekonzentration zunehmend unter Druck, tiefere (15 m) und kältere Schichten aufzusuchen. Mit dem Absinken trat die Population in Konkurrenz um Nährstoffe mit der hier verweilenden *P. rubescens*. Diese Bedingungen führten dazu, dass im September *T. fenestrata* in der Phytoplanktongemeinschaft fehlte. Bedingt durch das Absinken bzw. Verschwinden von *T. fenestrata* erhöhte sich die Kieselsäurekonzentration in den oberen Schichten allmählich wieder. Dies machte sich im September die Kieselalge *Fragilaria crotonensis* (Foto 4) zu Nutze und legte an Biomasse zu. Mit Oktober begann *Planktothrix rubescens* (Foto 5) bei abnehmenden Temperaturen wieder in höhere Schichten aufzusteigen. Im November und Dezember erholte sich auch der *Tabellaria*-Bestand wieder und bildete gemeinsam mit *Fragilaria crotonensis* einen beachtlichen Anteil an der Gesamtbiomasse.

Zooplankton

Alle planktischen Organismen, die keine Photosynthese betreiben sondern sich von anderen Organismen ernähren, werden zum Zooplankton gezählt. Dabei wird zwischen herbivoren (pflanzenfressenden), carnivoren (fleischfressenden) und omnivoren (allesfressenden) Zooplanktern unterschieden. Viele Zooplankter ernähren sich durch Filtration, sie suchen also ihre Nahrung nach der Partikelgröße und nicht nach der Qualität des Futters aus.

Fast alle Zooplankter sind zur aktiven Bewegung im Wasser fähig, sie schwimmen wenigstens so schnell, dass das Absinken kompensiert wird.

Zum Zooplankton der Binnengewässer zählen im Wesentlichen Rädertiere (Rotatoria), Kleinkrebse (Crustacea) und Wimpertiere (Ciliata). Vom Millstätter See wurden im Schwerpunktjahr 2000 die Vertreter der Rotatorien und Crustaceen untersucht.

Während des Untersuchungszeitraumes konnten im Millstätter See insgesamt 26 Zooplankter nachgewiesen werden. Davon entfielen auf die Crustaceen 9 Arten, repräsentiert durch 6 Cladoceren- und 4 Copepodenarten, sowie 17 Rotatorienarten. In der Tabelle 8 sind neben den aktuellen Arten auch jene Arten gekennzeichnet, die von früheren Autoren bereits erwähnt wurden oder im Jahr 2000 nicht mehr nachgewiesen wurden.

Die durchschnittliche Gesamtbiomasse (Trockengewicht) des Zooplanktons im Jahr 2000 betrug 64 mg/m^3 . Die mittlere Biomasse der Crustaceen betrug 64 mg/m^3 , die sich aus $9,7 \text{ mg/m}^3$ Copepoden und 54 mg/m^3 Cladoceren zusammensetzte. Der Anteil der Rotatorien an der Gesamt-Zooplanktonbiomasse war mit $0,01 \text{ mg/m}^3$ zu nennen, was nicht zuletzt auf ihre geringe Größe sondern auch auf die im Vergleich zu anderen Seen geringe Individuenzahl zurückzuführen war. In Bezug auf die Arten- und Individuenzahlen waren die Rotatorien den Crustaceen jedoch weit überlegen.

Vergleicht man die prozentuelle Verteilung (Rotatoria, Cladocera und Copepoda) der Zooplanktonbiomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufen, lässt sich eine Verschiebung in den Dominanzen der drei Planktongruppen erkennen. So dominieren tendenziell in eutrophen Seen die Rotatorien gemeinsam mit den Cladoceren,

Tab. 8: Artenliste des Zooplanktons des Millstätter Sees (° kennzeichnet Arten, die FINDENEKG (1962), SAMPL (1971) und EINSLE (1971) antrafen und 2000 vorkamen; *kennzeichnet Arten, die von genannten Autoren beobachtet wurden und 2000 nicht mehr vorkamen (°) wurde indirekt über Magenanalysen an Reinkanen nachgewiesen).

Rotatoria

Anureopsis fissa
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans
Asplanchna priodonta priodonta
Conochilus unicornis
Euchlanis dilatata
Filinia terminalis
Gastropus stylifer
Kellicottia longispina longispina
Keratella cochlearis irregularis f. typica
Keratella cochlearis cochlearis
Keratella quadrata quadrata
Lepadella sp.
Polyarthra vulgaris vulgaris
Synchaeta oblonga
Synchaeta pectinata
Trichocerca similis similis

Cladocera

Bosmina coregoni °
Daphnia cucullata °
Daphnia hyalina °
Diaphanosoma brachyurum °
Leptodora kindti °
Daphnia pulex *
Polyphemus pediculus *
Bythotrephes lonigmanus * (°)

Copepoda

Cyclops abyssorum °
Cyclops bohater
Eudiaptomus gracilis °
Mesocyclops leuckarti °
Mixodiaptomus laciniatus *

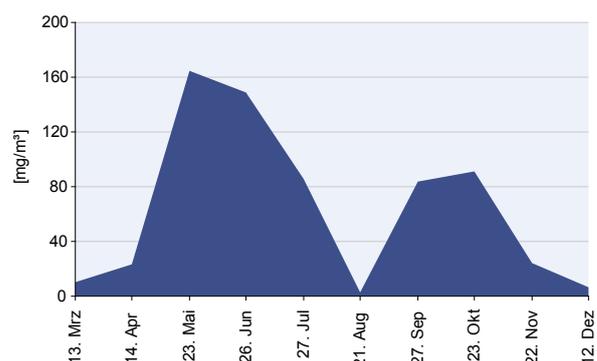


Abb. 34: Biomasse [mg/m³] des Zooplanktons im Jahr 2000.

wohingegen in oligotrophen Seen die Copepoden vorherrschen. In mesotrophen Seen erreichen sowohl Cladoceren als auch Copepoden hohe Biomasseanteile. In Tabelle 9 sind einige Kärntner Seen zusammengestellt, wonach sich der Millstätter See bezüglich der Zooplanktonbiomasse zu den schwach - mesotrophen Seen reiht, was auch der Gesamtbeurteilung entspricht.

Von März bis Dezember konnten im Jahr 2000 im Millstätter See zwei Peaks in der Biomasseproduktion des Zooplanktons festgestellt werden. Der erste Peak mit einer Biomasse von 164,7 mg/m³ wurde am 23. Mai und ein zweites aber kleineres Entwicklungshoch wurde am 23. Oktober mit 90,9 mg/m³ beobachtet (Abb. 34). Zum ersten Peak stellten die Cladoceren mit 150 mg/m³ 90 % der Zooplanktonbiomasse, wobei der prozentuelle Anteil von *Bosmina coregoni* 53 % und

Tab. 9: Vergleich der Zusammensetzung der Zooplanktonbiomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufen (O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph, polym. = polymiktisch, dim. = dimiktisch und merom. = meromiktisch).

See	mittlere Biomasse [mg/m³]	Rotatoria %	Cladocera %	Copepoda %	Trophie	Mixis	Autor
Weizelsdorfer Badensee	19,3	1,1	39,3	59,6	O	polym.	FRESNER (1995)
Badensee Kirschentheur	23,5	1,3	35,7	63	O	polym.	FRESNER (1995)
Ferlacher Badensee	96,6	0,1	32,6	67,3	O	dim.	FRESNER (1995)
Ossiacher See	246,7	0,01	11	89	O - M	dim.	FRESNER (1999)
Wörthersee	141	0,1	12,6	87,3	M	merom.	FRESNER (2004)
Millstätter See	64	0,01	84,8	15,29	M	merom.	
Keutschacher See	137	4,4	10,2	85,4	M	dim.	RAKOBITSCH (1980)
Feldsee	67	3	74,6	22,4	M	dim.	SCHARF (1995)
Piburger See	148	26,3	66,9	6,8	M	dim.	SCHABER (1974)
Ossiacher See	31,1	3,4	38,6	58	M - E	dim.	WAPPIS (1980)
Hafnersee	494	25,5	9,5	65	E	dim.	RAKOBITSCH (1980)
Piburger See	247	52,6	44,1	3,3	E	dim.	SCHABER (1974)

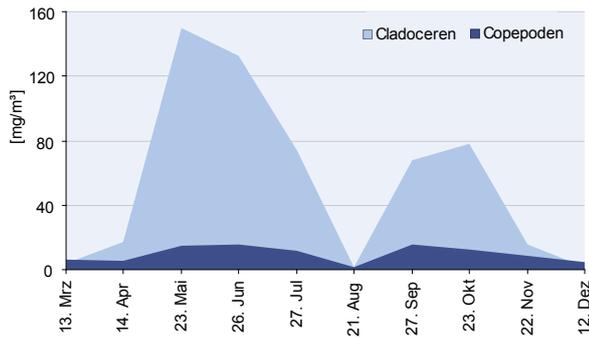


Abb. 35: Verteilung der Biomasse [mg/m³] auf die Zooplanktongruppen: Cladocera und Copepoda im Jahr 2000.

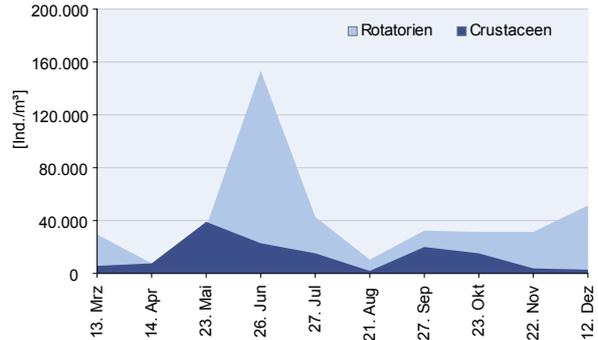


Abb. 36: Vergleich der Abundanz [Ind./m³] der Rotatorien und Crustaceen im Jahr 2000.

von *Daphnia hyalina* 44 % betrug. Die Cladocerenbiomasse nahm zum Sommer hin langsam ab, sie sank von 133 mg/m³ im Juni und 74 mg/m³ im Juli auf 1,4 mg/m³ im August ab (Abb. 35). Nach diesem hochsommerlichen Einbruch produzierte die Cladocerenfauna im September (68 mg/m³) und Oktober (78 mg/m³) eine herbstliche Populationsgemeinschaft, die wieder von *Bosmina coregoni* und *Daphnia hyalina* dominiert war. Bis zum Dezember nahm die Population wieder ab und die Biomasse der Cladoceren betrug nur noch 1,33 mg/m³. Die Biomasse der Copepoden zeigte kein ausgeprägtes Maximum im Frühjahr. Von Mai, (14,5 mg/m³), Juni (16 mg/m³) bis Juli (11,6 mg/m³) blieb die Biomasse der Copepoden annähernd konstant. Am 23. Mai dominierten mit 70 %, am 26. Juni mit 54 % die cyclopoiden Copepoden und am 27. Juli dominierte *Eudiaptomus gracilis* mit 80 % die Copepodenbiomasse. Im Herbst zeigten auch die Copepoden ein Ansteigen der Biomasse (September: 15,5 mg/m³ und Oktober: 12,8 mg/m³), das zu etwa 60 % von *Eudiaptomus gracilis* getragen wurde. Im Dezember betrug die Biomasse der Copepoden 5 mg/m³.

Betrachtet man das Zooplankton des Millstätter Sees hinsichtlich seiner Abundanz, stellt man fest, dass durchschnittlich 76 % der Gesamt-Individuendichte die Rotatorien, 11 % Copepoden und 13 % Cladoceren bildeten. Die Summe der Rotatorien zeigte am 26. Juni mit 153.400 Ind./m³ ein absolutes Abundanzmaximum (Abb. 36). Abgesehen von diesem Maximum lagen die Abundanz im Untersuchungszeitraum zwischen 7.645 Ind./m³ (am 14. April) und 51.278 Ind./m³ (am 12. Dezember). Die Crustaceen waren

hingegen am 23. Mai mit 39.480 Ind./m³ maximal abundant (Copepoda: 10.735, Cladocera: 28.745 Ind./m³) und erzielten im September mit 20.288 Ind./m³ (Copepoda: 10.579, Cladocera: 9.690 Ind./m³) ein zweites Maximum. Obwohl sich die Individuenzahlen der Copepoden und Cladoceren im Mittel nur geringfügig unterschieden, differierten die beiden Gruppen bezüglich ihrer Biomasse jedoch deutlich (Abb. 35). Die Cladoceren wogen durchschnittlich 3,12 µg/Ind. (Trockengewicht), adulte Copepoden erreichten im Mittel 3,8 µg je Individuum. Juvenile Stadien der Copepoden hingegen erreichten ein Gewicht von 0,76 µg (Copepodide) und 0,18 µg (Nauplien). Der Anteil an juvenilen Stadien der Copepoden war mit 76 % bei *Eudiaptomus gracilis* und 90 % bei den cyclopoiden Copepoden sehr hoch. Dieser hohe Anteil an juvenilen Tieren erklärt die deutlich geringere Biomasse der Copepoden gegenüber den Cladoceren.

Artenspektrum der Rotatorien

Die Rotatorien (Rädertiere) zählen taxonomisch gesehen zur Klasse der Nematelminthes (Schlauchwürmer) und stellen eine kaum überschaubare Formenfülle dar. Ihre Körper zeigen fast alle Übergänge von wurmartig gestreckter bis zu kelch- und sackförmiger oder kugeliger Gestalt. In ihrer überwiegenden Mehrzahl sind die Rädertiere weltweit verbreitete Bewohner des Süßwassers, wo sie hauptsächlich in Seen, Teichen oder Tümpeln, in geringer Anzahl aber auch in Flüssen und Bächen vorkommen. Sie sind kleine (40 µm bis 1 mm lange) Vielzeller mit Wimpernfelder (Corona)

am offenen Vorderende. Ihr Körper gliedert sich in einen Kopf-, Rumpf- und Fußabschnitt. Es existieren etwa 2.000 verschiedene Arten. Die Nahrung (Bakterien, Algen, Urtierchen etc.) wird über den Mund aufgenommen und im Kaumagen (Mastax) verdaut. Die Hauptmasse der Rotatorien pflanzen sich sowohl auf geschlechtlichem als auch auf parthenogenetischem (Jungferzeugung) Wege fort. Männchen wurden bisher nur für einen Teil der Arten nachgewiesen.

Die Rädertiere sind im Millstätter See durch 17 Arten vertreten. Nur 6 Arten davon kommen perennierend vor, die nachfolgend in absteigender Reihenfolge ihrer Abundanzen im Jahresmittel genannt sind. *Keratella cochlearis* (44 %), *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* (17 %), *Synchaeta tremula* (12 %), *Keratella quadrata* (10 %), *Kellicottia longispina* (10 %) und *Ascomorpha saltans* (6 %) waren in allen Proben vorhanden.

***Keratella cochlearis* (GOSSE 1851) und *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* Gruppe**

K. cochlearis (Foto 6) als eurytherme Art ist in fast allen stehenden Gewässern vorkommend, lediglich acide und hypertrophierte Gewässer werden gemieden (KOSTE 1978). HERZIG (1987) beschreibt sie als eine typisch perennierende Art, die ihren Peak zu einem beliebigen Zeitpunkt ausbildet.

Im Millstätter See bildete *Keratella cochlearis* am 26. Juni 2000 mit 67.202 Ind./m³ ihre maximale Abundanz. Unmittelbar davor und danach war sie stets mit weniger als 10.000 Ind./m³ (Abb. 37) vertreten. Im Dezember wurde ein zweiter kleinerer Peak ermittelt (35.146 Ind./m³). Ein zweigipfelter Abundanzverlauf mit Maxima im Frühjahr, Sommer oder Herbst konnte für *K. cochlearis* in einigen

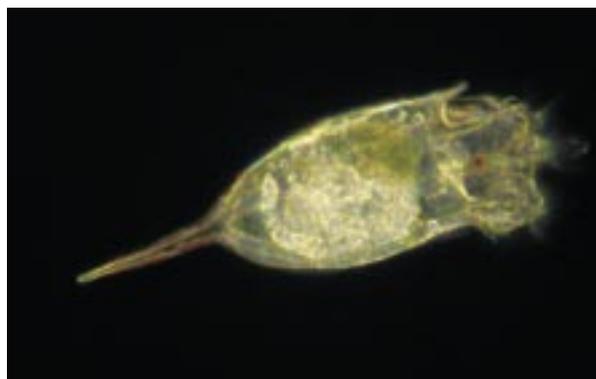


Foto 6: *Keratella cochlearis*. Foto: G. Santner

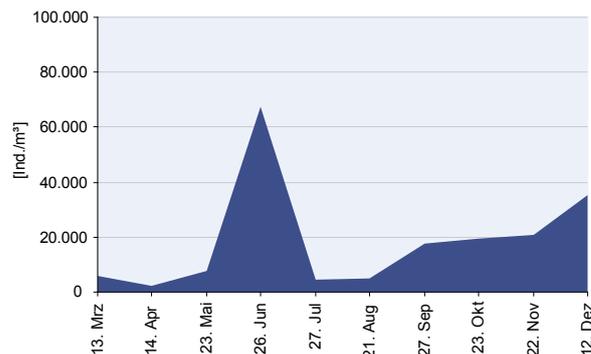


Abb. 37: Abundanzverlauf [Ind./m³] - gemittelt über die Wassersäule von 0 bis 70 m - von *Keratella cochlearis* im Jahr 2000.

Kärntner Seen wie z. B.: im Ossiacher See (WAPPIS 1980, FRESNER 1999), im Feldsee (SCHARF 1995) und im Wörthersee (FRESNER 2004) beobachtet werden. Im Millstätter See hielt sich *K. cochlearis* im Juni, zum Zeitpunkt des Abundanzmaximums bevorzugt zwischen 8 und 12 m auf (Abb. 38). Ähnlich wie im Wörthersee war bei niedrigen Abundanzen eine gleichmäßige Verteilung von 3 bis 40 m zu verzeichnen. Zu beobachten war auch, dass mit der Erwärmung des Epilimnions in den Sommermonaten die ersten 3 m Wassertiefe nur dünn besiedelt waren. Im Herbst, einhergehend mit der Temperaturabnahme, nahm das Vorkommen der Art im Epilimnion wieder zu.

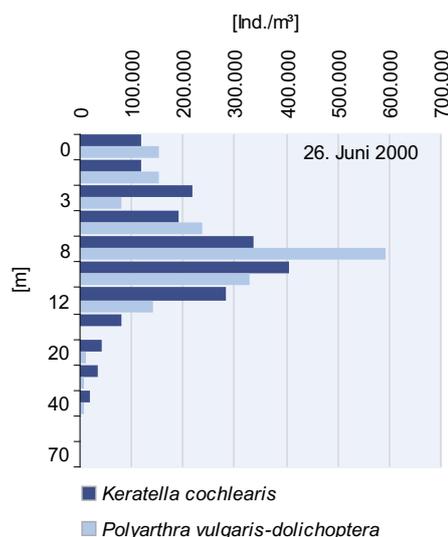


Abb. 38: Tiefenverteilung von *K. cochlearis* und *P. dolichoptera-vulgaris* im Millstätter See am 26. Juni 2000.

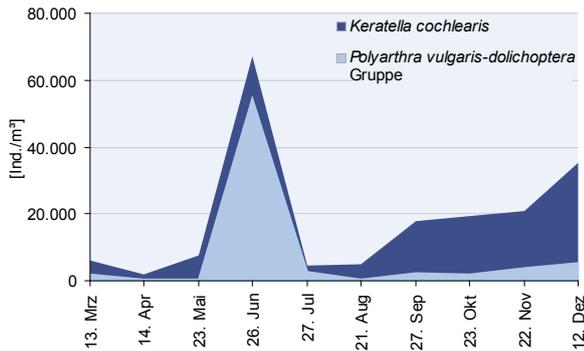


Abb. 39: Vergleich des Abundanzverlaufs [Ind./m³] - gemittelt über die Wassersäule von 0 bis 70 m - von *Keratella cochlearis* und *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* im Jahr 2000.



Foto 7: *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*. Foto: G. Santner

Keratella cochlearis ernährt sich von kleinen planktischen Algen wie: *Cyclotella* sp., *Cryptomonas* sp., *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica* und kleinen begeißelten Formen, die im Millstätter See im Algenplankton vertreten waren. Um diese Futterressource tritt *K. cochlearis* in direkte Konkurrenz mit *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* (Foto 7). Aus Abbildung 39 geht hervor, dass diese beiden Arten zum selben Zeitpunkt ihre maximalen Abundanzen entwickelt haben. Auffallend ist, dass im Gegensatz zu anderen Kärntner Seen die maximale Abundanzentwicklung von *K. cochlearis* und *P. vulgaris-dolichoptera* sowohl zeitlich als auch räumlich (Abb. 38) (bevorzugte Aufenthaltstiefe zwischen 8 und 12 m) zusammenfielen. So wurde z. B. im Wörthersee (FRESNER 2004) eine direkte Nahrungskonkurrenz der beiden Arten durch eine räumliche Trennung der bevorzugten Aufenthaltstiefen umgangen, die deutlich kleinere Population (*P. vulgaris-dolichoptera*) besiedelte die oberen Wasserschichten. Ähnliches wurde auch im Westbecken des Ossiacher Sees von WAPPIS (1980) und FRESNER (1999) beschrieben. Im seichteren Ostbecken des Ossiacher Sees und in einigen Baggerseen (Ferlacher Badesees, Weizelsdorfer Badesees und Badesees Kirschentheur) bildeten die beiden Arten zeitlich getrennt Maxima aus. Dass *K. cochlearis* und *P. vulgaris-dolichoptera* im Millstätter See die selbe Tiefe bevorzugten, kann mit ihren generell geringen Abundanzen in Verbindung gebracht werden, sodass von einer auf die andere Art kein Druck ausging.

Formenkreis *Synchaeta tremula-oblonga*

KOSTE (1978) beschreibt sie als kaltstenotherme Art mit Maxima im Frühjahr und Herbst, die sich von pelagischen einzelligen Algen, wie z.B. *Cryptomonas* ernährt.

Synchaeta tremula-oblonga war das ganze Jahr über im Plankton des Sees anzutreffen. Ihre Abundanzen waren im Mittel mit Werten zwischen 7 Ind./m³ (23.10.2000) und 25.918 Ind./m³ (27.07.2000) gering (Abb. 40). Im Juli, zum Zeitpunkt ihrer maximalen Abundanz, besiedelte die Population mit jeweils 70.000 Ind./m³ den Wasserkörper von 8 und 20 m Tiefe. Die meiste Zeit hielt sich der überwiegende Teil der Population in der Tiefe zwischen 15 und 30 m auf.

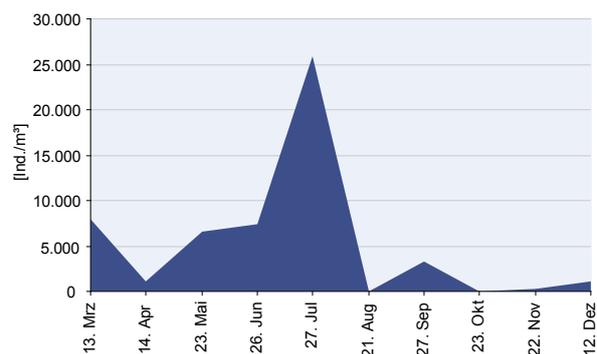


Abb. 40: Abundanzverlauf [Ind./m³] von *Synchaeta tremula-oblonga* im Jahr 2000.

***Keratella quadrata* O. F. MÜLLER 1786 und *Kellicottia longispina* (KELLICOTT, 1879)**

Im Plankton des Millstätter Sees treten perennierend zwei weitere Arten (*Keratella quadrata* und *Kellicottia longispina*) auf, die zur Familie der Brachionidae gehören.

Keratella quadrata (Foto 8) ist als eurytherme Art im Süß- und Salzwasser weit verbreitet und meidet acide und hypertrophe Gewässer. Als Nahrung kommen Chrysomonaden, Rhodomanaden sowie coccale Algen in Frage (KOSTE 1978). Im Millstätter See entwickelte *K. quadrata* (Abb. 41) ein erstes Maximum im März mit 11.398 Ind./m³. Im Mai war ein zweiter Anstieg (5.790 Ind./m³), ein dritter im September (4.197 Ind./m³) und ein vierter im Dezember (5.123 Ind./m³) zu verzeichnen. Mit zunehmender Temperatur des Epilimnions (0 bis 6 m) zog sich *K. quadrata* in tiefere Regionen zurück und war mit einem Grossteil der Population in 15 m Tiefe anzutreffen. Diese Art scheint Temperaturen über 20 °C zu meiden.

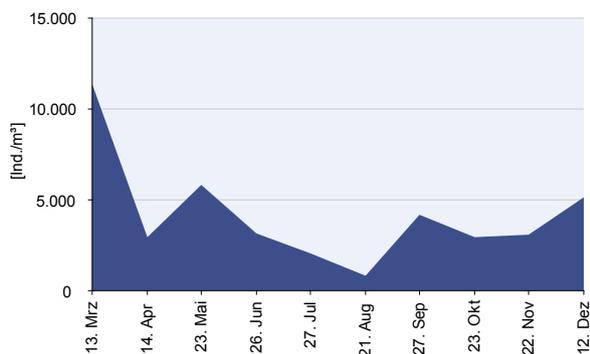


Abb. 41: Abundanzverlauf [Ind./m³] von *Keratella quadrata* im Jahr 2000.



Foto 8: *Keratella quadrata*. Foto: G. Santner

Kellicottia longispina (Foto 9) erscheint oft zahlreich im Plankton von oligotrophen Seen, Teichen und eutrophen Kleingewässern. Perennierend ist sie meist nur in größeren Gewässern - im Sommer vor allem im Hypolimnion - zu finden. Als Nahrung kommen kleine Phytoflagellaten (POURRIOT 1965) wie z. B. *Dinobryon* sp. und *Mallomonas* sp. (KOSTE 1978) in Frage. Ihre Hauptentfaltung erreichte sie im Millstätter See im Mai 2000 mit 13.740 Ind./m³. Ein wesentlich kleineres Maximum erzielte sie im Oktober mit 4.609 Ind./m³ (Abb. 42).



Foto 9: *Kellicottia longispina*. Foto: R. Fresner

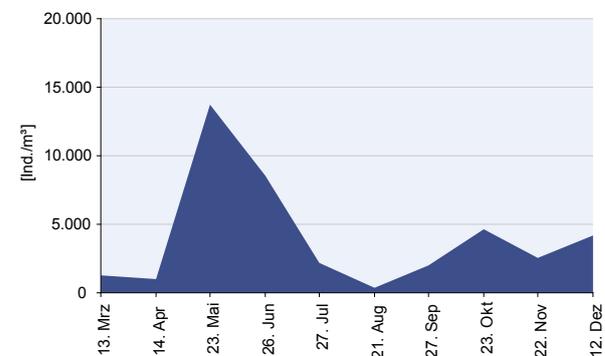


Abb. 42: Abundanzverlauf [Ind./m³] von *Kellicottia longispina* im Jahr 2000.

Im Laufe der Sommerstagnation zog sich *Kellicottia longispina* immer weiter in das Hypolimnion zurück, was den Beobachtungen vieler Autoren entspricht. Als Hauptaufenthaltort während der Stagnationsphase ist der Bereich zwischen 12 und 15 m Tiefe zu nennen. Hier ernährt sich *Kellicottia longispina* vom herabsinkenden Detritus.

Ascomorpha saltans BRATSCH 1870

Als Kosmopolit bewohnt *Ascomorpha saltans* (Foto 10) das Pelagial und Litoral oligo- bis mesotropher Gewässer (KOSTE 1978).

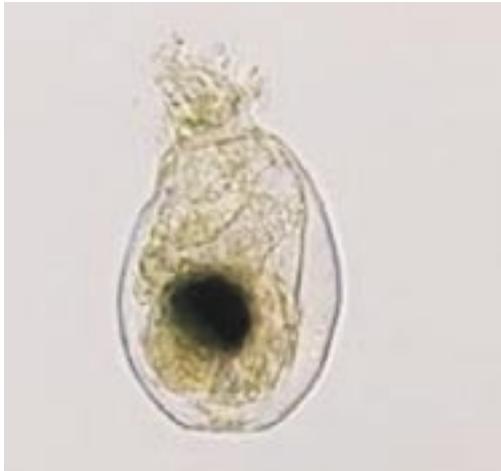


Foto 10: *Ascomorpha saltans*. Foto: http://data.acnatsci.org/biodiversity_databases/rotifer

Im Millstätter See ist *A. saltans* (Abb. 43) das ganze Jahr über im Plankton als kleine Population anzutreffen. Die Abundanzen liegen im Mittel zwischen 81 und 3.042 Ind./m³, mit Ausnahme vom 26. Juni, wo die Art mit 12.092 Ind./m³ maximal vertreten war. Als bevorzugte Aufenthaltsstiefen während der Sommerstagnation sind Bereiche zwischen 8 und 12 m zu nennen. Das Auftreten der stenophagen Art war räumlich und zeitlich stark an das Vorhandensein von Dinoflagellaten (vor allem *Ceratium hirundinella*; Foto 11) gekoppelt, die als bevorzugte Nahrung von *A. saltans* angebohrt und ausgesaugt werden (POURRIOT 1977, KOSTE 1978) (Abb. 44).

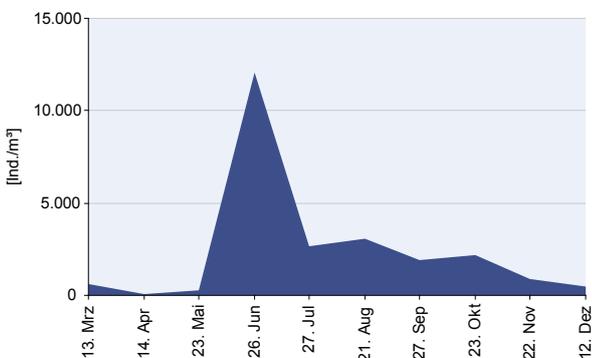


Abb. 43: Abundanzverlauf [Ind./m³] von *Ascomorpha saltans* im Jahr 2000.

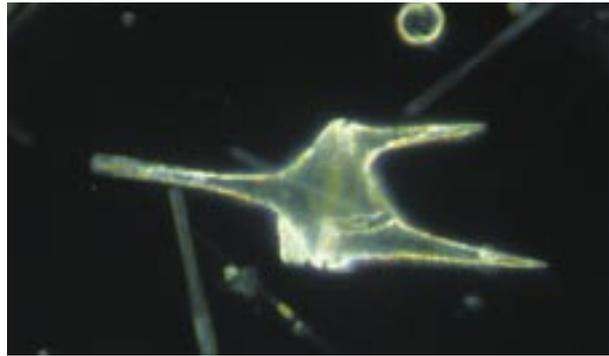


Foto 11: *Ceratium hirundinella*. Foto: G. Santner

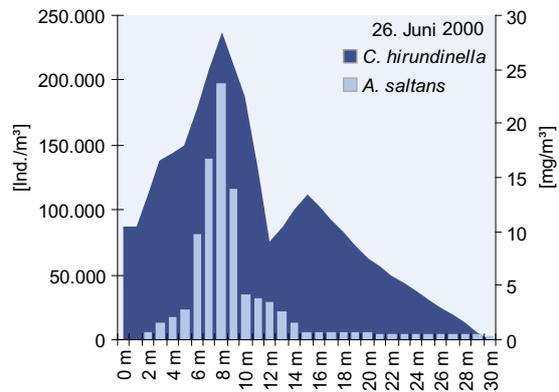


Abb. 44: Vergleich der Tiefenverteilung von *Ascomorpha saltans* mit seiner bevorzugten Beute - *Ceratium hirundinella* am 26. Juni 2000.

Saisonal auftretende Arten

Zeitlich begrenzt traten im Millstätter See folgende Arten im Plankton auf: *Trichocerca similis*, *Filinia terminalis*, *Gastropus stylifer*, *Conochilus unicornis*, *Asplanchna priodonta*, *Euchlanis dilatata* und *Anureopsis fissa*. Das Auftreten dieser Arten wird von verschiedenen Faktoren, wie Nahrungsangebot, Temperatur und Witterungsverhältnisse begünstigt.

So trat als typische Sommerform *Trichocerca similis* im Juli mit maximal 1.915 Ind./m³ in Erscheinung. POURRIOT (1977) zählt diese Art zu den phytophagen Rotatorien, die als Nahrungsquelle Chrysophyceen bevorzugen und deren Zellinhalt aussaugen. Im Millstätter See folgte *Trichocerca similis* weniger der Populationsentwicklung der Chrysophyceen wie z. B. *Mallomonas* sp. oder *Uroglena* sp. als vielmehr der Entwicklung der Chlorophyceen (*Closterium acutum*, *Closterium aciculare*, *Staurastrum pinque*, *Staurastrum* sp.), die ebenfalls im Juli und August ihre maximale Entwicklung zeigten.

Filinia terminalis, bekannt als Bewohner des kühleren Meta- und Hypolimnions geschichteter Seen (KOSTE 1978), kam im Millstätter See im Sommerplankton als kleine Population von Juni bis Oktober (Juni mit 287 Ind./m³ und Oktober 304 Ind./m³) mit zwei Entwicklungsmaxima vor. Angetroffen wurde sie stets in Temperaturbereichen unter 15 °C, in Tiefen zwischen 10 und 20 m. Als Nahrung nutzt *F. terminalis* den organischen Detritusregen samt den anhaftenden Bakterien (POURRIOT 1977), der mit dem Anstieg und Zusammenbruch der Phytoplanktonbiomasse einhergeht.

Gastropus stylifer war im Millstätter See mit einer kleinen Population von Juni bis Dezember im Plankton vertreten, wobei im Juli maximal 284 Ind./m³ beobachtet wurden. Als stenophage Art ist ihr Auftreten sehr an das Vorkommen von Dinophyceen (*Peridinium* sp. und *Ceratium hirundinella*) (RUTTNER-KOLLISKO 1972) gekoppelt, deren Zellinhalt sie aussaugt.

Conochilus unicornis besiedelte mit einer kleinen Population von Mai bis Dezember den Millstätter See, mit einer maximalen Entfaltung im September (821 Ind./m³). Erwachsene Weibchen dieser Art leben einzeln oder in Kolonien. Die Tiere bauen Gallerthüllen, deren Baumaterial aus Drüsen an der Fußbasis stammt (KOSTE 1978). NAUWERCK (1963) hebt die Funktion der Gallerthüllen als Selbstversorger hervor, da sich hier epi- und endophytische Bakterien sowie niedere Cyanobakterien niederlassen, die von den Tieren eingestrudelt werden können.

Asplanchna priodonta war von Mai bis Juli mit wenigen (max. 200) Exemplaren im Plankton des Sees vorhanden. POURRIOT (1977) bezeichnet diese Art als polyphag, mit einer deutlichen Präferenz für tierische Nahrung. Das Vorkommen dieser eurythermen Art hängt eng mit dem Vorkommen geeigneter Nahrung zusammen (ZIMMERMANN 1974), wobei die Größe der Nahrungspartikel die Körpergröße beeinflusst (GILBERT 1980). Untersuchungen des Mageninhaltes (GUISET 1977) zeigten für *A. priodonta* eine Präferenz für: *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*, *Keratella cochlearis*, *Trichocerca similis*, *Pompholyx sulcata* sowie Diatomeen, Dinoflagellaten und Chrysophyceen. All die genannten Arten waren im Millstätter See von Mai bis Juli im Plankton auch mit maximalen Abundanzen zugegen und kamen als Beuteorganismen in Frage.

Euchlanis dilatata (im Juli mit 245 Ind./m³) und *Anureopsis fissa* (im September mit 56 Ind./m³) waren je nur einmal im Plankton des Millstätter Sees anzutreffen. Mit den beiden sind zwei Arten genannt, die recht unterschiedliche Ansprüche an ihre Umgebung stellen. So kommt *E. dilatata* als Kosmopolit oft zahlreich bei Wasserblüten im litoralen Plankton, zwischen Algenfladen und auf Makrophyten vor (KOSTE 1978). In den Planktonfängen tritt sie daher nur sporadisch als sogenannter Irrgast in Erscheinung. Von der warmstenothermen Art *Anureopsis fissa*, die das Plankton von Tümpeln, Teichen und Seen der gemäßigten Zonen aber auch der Subtropen und Tropen bewohnt, waren im Millstätter See nur im September Individuen zu finden, die sich in Tiefen zwischen 8 und 10 sowie zwischen 15 und 20 m aufhielten.

Artenspektrum der Crustacea

Die Kleinkrebse (Klasse der Crustacea), zum Stamm der Arthropoda (Gliederfüßer) zählend, sind durch zwei Unterklassen, den Cladoceren (Blattfußkrebse) und Copepoden (Hüpfertinge), im Millstätter See vertreten.

Cladocera (Blattfußkrebse)

Etwa 90 Wasserfloharten leben in den mitteleuropäischen Binnengewässern und besiedeln alle Arten von Wasseransammlungen, tiefe Seen ebenso wie Pfützen; nur in schnell fließenden Gewässern können sie sich nicht halten. Als Nahrungsspezialisten suchen sie ganz bestimmte und arteigene Lebensräume auf; sie weiden den Aufwuchs von Wasserpflanzen ab, filtrieren Plankton, leben räuberisch, sieben Detritus aus, durchwühlen den Bodenschlamm oder gleiten an der Unterseite des Wasserspiegels entlang. Nur wenige Arten gehen in das freie Wasser tiefer Seen, wo sie in Anpassung an den Lebensraum als glasartig durchsichtige Tiere vorkommen, oft massenhaft auftreten und eine wichtige Rolle als Fischnahrung spielen. Durch ihre filtrierende Ernährungsweise machen sie kleine Algen und Detritus für Fische nutzbar. Ihre Größenzusammensetzung, d. h. ob große oder kleine Arten im Plankton dominieren, gibt Auskunft über die Dichte des Bestandes sich planktivor ernähernder

Fische. Fehlen im Plankton große Individuen oder herrschen kleine Arten vor, ist ein übermäßiger Fraßdruck durch Fische gegeben. Kommen große Tiere oder Arten wie z. B. große Daphnien oder räuberische Cladoceren (*Leptodora* oder *Bythotrephes*) vor, besteht ein mäßiger Fraßdruck. Im Plankton des Millstätter Sees wurden 5 Cladoceren-Arten angetroffen, die im Folgenden kurz beschrieben werden.

***Bosmina coregoni* BRAID 1857**

Bosmina coregoni (Foto 12) bewohnt verschiedenartige größere und kleinere Gewässer mit einer Vorliebe für kleine eutrophe Seen, Weiher und Teiche. Bei dieser Art handelt es sich um einen eurhythmischen Vertreter, der sein Dichtemaximum sowohl im Epilimnion als auch im Hypolimnion ausbildet (FLÖSSNER 1972). Im Millstätter See bewohnte *B. coregoni* von April bis November mit zwei Abundanzmaxima (Mai mit 25.829 Ind./m³ und September mit 6.178 Ind./m³) das Pelagial.

***Daphnia cucullata* G. O. SARS 1862**

Daphnia cucullata (Foto 13) war von März bis Juli und von September bis November in den Planktonfängen nachzuweisen. Nach einem ersten kleineren Peak im Mai (229 Ind./m³) entwickelte diese Art im Oktober mit 1.312 Ind./m³ ein zweites Maximum. FLÖSSNER (1972) beschreibt diese Art als charakteristischen Bewohner flacher eutropher Seen des Voralpengebietes. Als gemäßigte Warmwasserform ist sie aus vielen Kärntner Seen bekannt. Nach FINDENEKG (1943) liegt das Temperaturoptimum von *D. cucullata* bei 10 bis 22 °C, unter 6 °C wird die Produktion parthenogenetischer Eier eingestellt.

***Daphnia hyalina* LEYDIG 1860**

Daphnia hyalina (Foto 14) konnte von März bis Dezember im Millstätter See beobachtet werden. Diese Art bildete ebenfalls zwei Abundanzmaxima im Jahresverlauf (Juni: 3.980 Ind./m³ und Oktober 1.967 Ind./m³). *D. hyalina* ist hauptsächlich im Plankton kalkhaltiger Seen, Talsperren, Weihern, Teichen und schwach sauren dystrophen Gewässern vorkommend. Diese durch zahlreiche Lokalrassen aufgesplitterte Art ist besonders für die großen oligotrophen Alpenrandseen charakteristisch. In den eutrophen Seen des Alpenvorlandes fehlt sie oder wird von *D. cucullata* ersetzt (FLÖSSNER 1972).



Foto 12: *Bosmina coregoni*. Foto: G. Santner



Foto 13: *Daphnia cucullata*. Foto: G. Santner



Foto 14: *Daphnia hyalina*. Foto: G. Santner

Foto 15: *Diaphanosoma brachyurum*. Foto: R. Fresner***Diaphanosoma brachyurum* LIEVIN 1848**

Diaphanosoma brachyurum (Foto 15) tritt als gemäßigte Warmwasserform erst bei höheren Wassertemperaturen im Pelagial und häufig auch im Litoral nicht zu nährstoffarmer Seen in Erscheinung, wo sie meist epilimnisch bis zur oberen Grenze der Sprungschicht vorkommt (FLÖSSNER 1972). Im Millstätter See kam sie von Mai bis November vor. Ein erstes Dichtemaximum erzielte sie im Juli mit 3.409 Ind./m³, ein zweites im September mit 1.516 Ind./m³.

***Leptodora kindti* FOCKE 1844**

Ebenfalls als typische Sommerform erschien *Leptodora kindti* ab Juni im See und war im Juli mit 76 Ind./m³ maximal abundant, fehlte im August und trat mit 18 Ind./m³ im September und Oktober wieder auf. Die sich durch die carnivore Ernährungsweise von den übrigen Cladoceren des Millstätter Sees abhebende Art kommt in den gemäßigten Breiten mit Ausnahme der höheren Gebirgslagen sowohl in großen als auch in kleinen, nicht zu nährstoffarmen Gewässern beinahe jeglicher Art vor (FLÖSSNER 1972).

***Bythotrephes longimanus* LEYDIG, 1860**

Mit *Bythotrephes longimanus* (Foto 16) soll hier noch eine Art erwähnt werden, die nicht in den Planktonfängen, sondern in Mageninhalten von Reinanken vorkam. Die Mageninhaltsuntersuchungen an Reinanken aus dem Millstätter See wurden im Jahr 2002 im Rahmen einer fischökologischen Diplomarbeit durchgeführt (WASSERMANN 2003). *Bythotrephes longimanus* kam in Kärnten nur im Millstätter See vor und wurde zuletzt von

Foto 16: *Bythotrephes longimanus*. Foto: M. Ambros

Findeneegg im Jahr 1961 mit wenigen Exemplaren nachgewiesen, ab 1967 galt die Art als verschollen (SAMPL 1971). Mit den Magenanalysen an den sich vorwiegend planktivor ernährenden Reinanken gelang nun ein indirekter Nachweis der Art. Die Art beschränkt ihr Vorkommen auf die Alpen und deren Vorländer (FLÖSSNER 1972).

Copepoda (Ruderfußkrebse)

Die meisten Copepoden-Arten sind Meeresbewohner, im Süßwasser kommen etwa 125 Arten vor, von denen nur wenige Arten das Pelagial tiefer Seen mit hohen Abundanzen besiedeln. Die meisten Süßwassercopepoden leben in kleineren seichten Gewässern. Die prachtvolle Färbung der durchsichtigen *Diaptomus*-Arten wird durch leuchtend rote, orange, gelbe und blaue Öltröpfchen im Fettkörper der Tiere hervorgerufen; die Tröpfchen setzen das spezifische Gewicht herab und erhöhen das Schwebevermögen. Bei den freilebenden Arten ist der meist lang gestreckte Körper in Kopf-Bruststück (Cephalothorax), Bruststück (Thorax) und Hinterleib (Abdomen) gegliedert. Mit den fünf Brustbeinpaaren führen sie ruckartige Bewegungen durch, die ihnen den Namen Hüpferlinge eintrugen. Als Nahrungstypen finden sich unter den Copepoden Räuber und Strudler (Aas- und Algenfresser).

Im Plankton des Millstätter Sees wurden 4 Copepoden-Arten nachgewiesen, die im Folgenden kurz beschrieben werden.

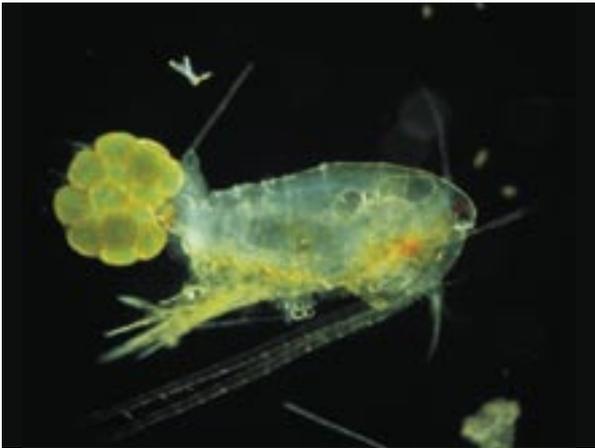


Foto 17: *Eudiaptomus gracilis*. Foto: G. Santner

***Eudiaptomus gracilis* G. O. Sars 1862**

Eudiaptomus gracilis (Foto 17) ist der häufigste Diaptomidae Europas und ist in Kärnten weit verbreitet. Er bewohnt Seen, Teiche und Weiher. Als perennierende Art bildet er in vielen Gewässern einen dominierenden Planktonbestandteil. Seine Entwicklungsmaxima bildet er zu unterschiedlichen Jahreszeiten aus (KIEFER & MUCKLE 1959, EINSLE 1966). Im Millstätter See war *Eudiaptomus gracilis*, als Vertreter der calanoiden Copepoden, mit seinen Entwicklungsstadien (Nauplien, Copepodide und Adulte) (Abb. 45) das ganze Jahr über gegenwärtig. Ein erster Entwicklungsanstieg war im Juli gegeben, als die Dichte der Weibchen (629 Ind./m³) und Männchen (604 Ind./m³) anstieg und gleichzeitig auch ein Anstieg der ersten Entwicklungsstadien, der Nauplien, zu verzeichnen war. Ein zweiter aber kleiner Abundanzanstieg war im September festgestellt worden.

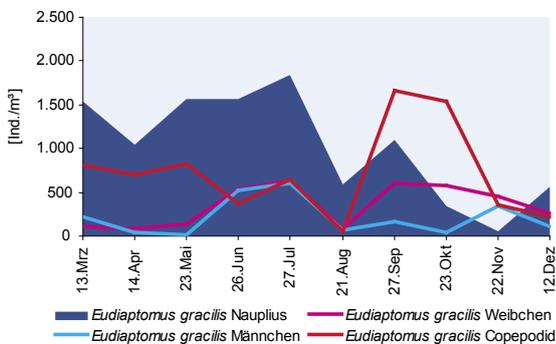


Abb. 45: Abundanzverlauf [Ind./m³] von *Eudiaptomus gracilis* im Jahr 2000.

Während des Zählvorganges erfolgte keine Trennung der cyclopoiden Arten, lediglich der Entwicklungsstadien: Nauplien, Copepodide und Adulte wurden erhoben. Erst eine nachträgliche Determination ergab die Artenzusammensetzung.

***Cyclops abyssorum* G. O. Sars 1863**

Cyclops abyssorum (Foto 18) kommt im Formenkreis *praealpinus* als typischer Bewohner der größeren oligo- und mesotrophen Voralpenseen vor. EINSLE (1971) hat für einige Kärntner Seen, den Millstätter See, den Wörthersee und den Ossiacher See, um nur einige zu nennen, *C. abyssorum* anhand morphologischer und cytologischer Untersuchungen eindeutig nachgewiesen. Die saisonale Abundanzentwicklung dieser Art beschreiben einige Autoren (KIEFER & MUCKLE 1959, EINSLE 1969, 1975, MITTERHOLZER 1970, MOOG 1979, WAPPIS 1980) als dizyklisch mit sehr unterschiedlichen Verläufen. Häufig aber kommt es im Sommer zu einer Entwicklungsstagnation der fünften Copepodidstadien, die das Hypolimnion aufsuchen und sich im Spätsommer zu Adulten weiterentwickeln.



Foto 18: *Cyclops abyssorum*. Foto: R. Fresner

***Cyclops bohater* Kozminski 1933**

Cyclops bohater ist in Mitteleuropa verbreitet aber doch ziemlich selten anzutreffen. EINSLE (1971) fand *C. bohater* im Afritzer See, Faaker See, Keutschacher See, Ossiacher See und Wörthersee. Da sich *C. bohater* gewöhnlich in Bodennähe aufhält und selten in höhere Wasserschichten aufsteigt, ist seine Verbreitung auch in anderen Seen des nördlichen Alpenvorlandes wahrscheinlich. Die jährliche Entwicklung verläuft teils mono-, teils dizyklisch.

Mesocyclops leuckarti (CLAUS 1857)

Mit *Mesocyclops leuckarti* wurde im Millstätter See ein weiterer Cyclopoide bestimmt, der als Kosmopolit mit monozyklischem Entwicklungsverlauf in allen Erdteilen und Klimazonen anzutreffen ist. Er bewohnt verschiedene kleinere Gewässer, wie Weiher, Teiche, Altwässer und verschiedenste Tümpel (außer temporäre) sowie das Pelagial größerer Seen.

Die Cyclopoiden zeigten im Millstätter See einen dizyklischen saisonalen Entwicklungsverlauf, wie es für die einzelnen oben erwähnten Arten typisch ist. Im Mai - Juni treten Adulte auf, die sich aus den meist überwinterten fünften Copepodidstadien entwickelt haben. Im Juni ist dann eine Zunahme der Nauplien (Abb. 46) zu erkennen. Bis zum September entwickelten sich die Copepodide und leiteten mit der Häutung zu den Adulten die Herbstgeneration ein.

Im Millstätter See dominieren bezüglich der Populationsdichte die Copepoden mit 61,8 % das Crustaceenplankton. Im März waren die

Crustaceen mit 5.600 Ind./m³ im Pelagial abundant. Diese Abundanz wurde zu mehr als 90 % von den Nauplien und Copepodiden der calanoiden und cyclopoiden Copepoden gebildet (Abb. 47). Im April war ein leichter Rückgang der Populationsdichte der Copepoden festgestellt worden, die Cladoceren nahmen um das 10 fache (3.650 Ind./m³) zu. Im Mai erzielten die sich partenogenetisch fortpflanzenden Cladoceren typischerweise ein deutliches Frühjahrsmaximum mit 28.700 Ind./m³, das zu 90 % von *Bosmina coregoni* gebildet wurde. Im Juni betrug die Cladocerenfauna nur noch die Hälfte der Dichte vom Mai. Ähnlich wie im Millstätter See stellten LAMPERT & WOLF (1986) im Schönsee während der Klarwasserphase eine Futterlimitierung für die filtrierenden Cladoceren fest und beobachteten ebenso einen Rückgang in der Nachkommensproduktion. Die Copepoden zeigten aufgrund ihres differenzierteren Nahrungserwerbs einen mäßigen Abundanzabfall. Vor allem der dominante *Eudiaptomus gracilis* gilt als Nahrungsspezialist, der mit großer Selektivität, chemischen Kriterien folgend, Nanoplanktonalgen aufnehmen kann (DE MOTT 1986). MUCK & LAMPERT (1984) demonstrierten durch Fütterungsversuche, dass *E. gracilis* seine maximale Ingestionsrate bei minimaler Nahrungskonzentration erreicht. Daphnien als unselektive Filtrierer hingegen benötigen hohe Futterkonzentrationen. Bei beiden Gruppen wurde dann eine sehr geringe Populationsdichte im August festgestellt (Copepoda: 1.390 Ind./m³; Cladocera: 280 Ind./m³). Ein Herbstmaximum, das deutlich geringer ausfiel als das Frühjahrsmaximum, wurde im September registriert. Die Crustaceen waren mit 20.300 Ind./m³ abundant und jeweils zur Hälfte durch die beiden Gruppen vertreten.

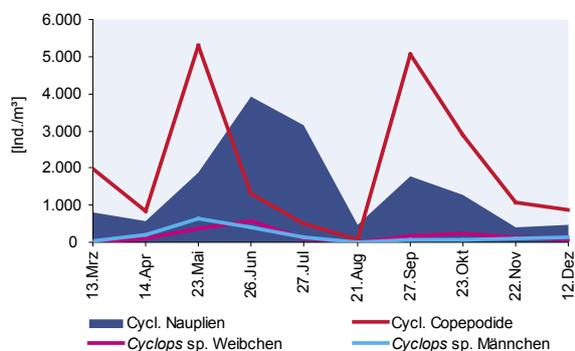


Abb. 46: Abundanzverlauf [Ind./m³] der cyclopoiden Copepoden im Jahr 2000.

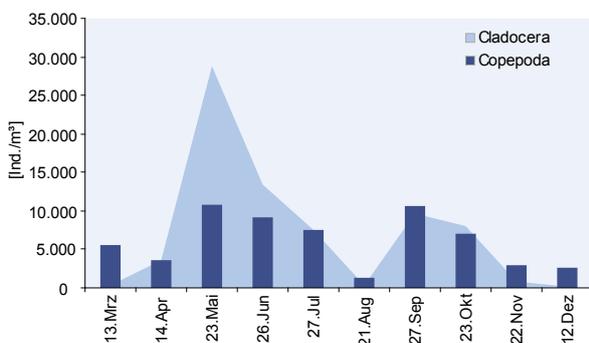


Abb. 47: Sukzession der Cladoceren- und Copepodenfauna (Ind./m³) im Jahr 2000.

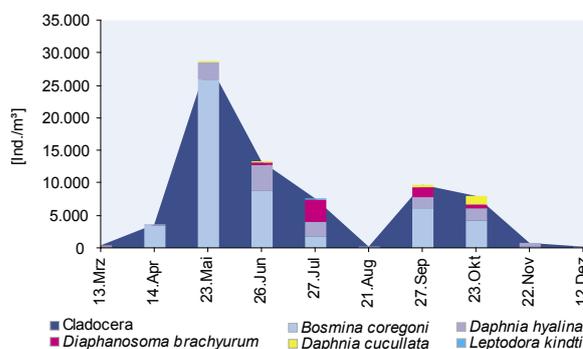


Abb. 48: Zusammensetzung der Cladocerenabundanz [Ind./m³] im Jahr 2000.

Bis zum Dezember hin sank die Abundanz beider Gruppen auf ihr niedrigstes Niveau (Copepoda: 2.691 Ind./m³, Cladocera: 100 Ind./m³).

Das Abundanzmaximum der Cladoceren im Frühjahr wurde hauptsächlich von *Bosmina coregoni* getragen (Abb. 48). Der Anteil dieser Art an der Cladoceren-Abundanz betrug im Jahresdurchschnitt 67 %. Lediglich *Daphnia hyalina* und im Sommer *Diaphanosoma brachyurum* erzielten einen 20%igen Anteil an der Cladocerenfauna.

Durchschnittlich nahmen die cyclopoiden Copepoden mit *Cyclops abyssorum*, *C. bohater* und *Mesocyclops leuckarti* einen Anteil von 58 % an der Copepodenfauna gegenüber der einzigen calanoiden Art, *Eudiaptomus gracilis*, ein. Die Abundanzen (Abb. 49) wurden vor allem von den Larvenstadien (Nauplien und Copepodide) gebildet. So bildeten z.B. die cyclopoiden Copepodide Ende Mai 50 % und die Adulten 9 % der Copepodenabundanz. Die Adulten von *Eudiaptomus gracilis* erzielten im abundanzstärksten Monat Juli 16 % der Copepodenfauna, die Nauplien 24 % und die Copepodide 8 %.

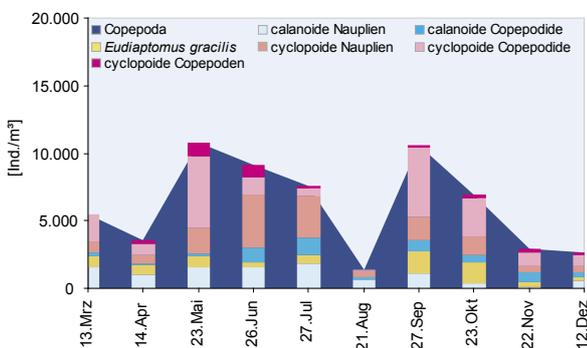


Abb. 49: Zusammensetzung der Crustaceenabundanz [Ind./m³] im Jahr 2000.

Unter den planktischen Crustaceen im Millstätter See zählen *Eudiaptomus gracilis* und die meisten Cladoceren mit Ausnahme von *Leptodora kindtii* zum herbivoren Zooplankton. Sie filtern das Wasser nach Phytoplankton und Detritus und nehmen Einfluss auf die Qualität und Quantität der Algen. Auch die Nauplien- und ersten Copepodidstadien der cyclopoiden Copepoden ernähren sich von der autotrophen Biomasse. Die Adulten und älteren Copepodidstadien von *Cyclops abyssorum*, *C. bohater* und *Mesocyclops leuckarti* ernähren sich räuberisch (auch von den eigenen Nachkommen).

In Abbildung 50 wird das Verhältnis der herbivoren zu carnivoren Predatoren im Jahresverlauf dargestellt. Der Anteil der herbivoren planktischen Crustaceen, die sich hier aus den Cladoceren, aus allen Entwicklungsstadien von *Eudiaptomus gracilis* und den Nauplien der Cyclopoiden zusammensetzen, betrug im Millstätter See im Jahr 2000 ca. 80 % der Crustaceenpopulation. Das Frühjahrs- und Herbstmaximum zeigte sowohl bei den herbivoren als auch bei den räuberischen Crustaceen eine Abundanzzunahme. Dass unter den Herbivoren die Cladoceren gegenüber den räuberischen Arten deutlich dominieren, liegt in der unterschiedlichen Fortpflanzungsstrategie begründet. Die zu Jungfernzeugung befähigten Cladoceren können rascher geeignete Biotope besiedeln als die sich geschlechtlich fortpflanzenden Copepoden, die nicht so schnell auf Umweltbedingungen (Nahrung, Temperatur) reagieren können.

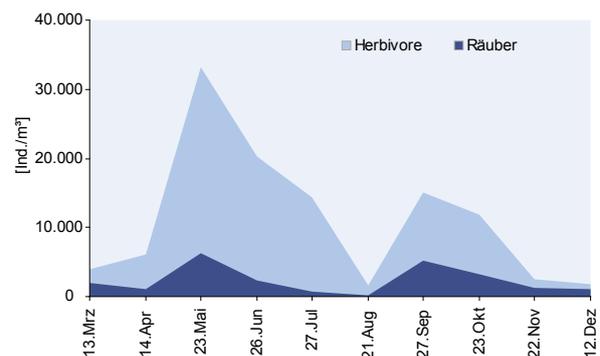


Abb. 50: Abundanzverlauf der herbivoren Crustaceen verglichen mit dem der räuberischen Crustaceen im Jahr 2000.

In Abbildungen 51 und 52 wird die Beziehung zwischen dem herbivoren Zooplankton und den potentiellen Nahrungsalgen dargestellt. Als Nahrungsalgen kommen im Millstätter See vor allem kleine, leicht filterbare Algen in Frage, die in den Abbildungen als Summe folgender Algen dargestellt werden: *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica*, *Oocystis* sp., *Mallomonas* sp., kleine chlorococcale Formen, kleine begeißelte Formen, picoplanktische Formen und kleine Arten wie *Cyclotella* sp., *Cryptomonas* sp., *Gymnodinium* sp., *Peridinium* sp..

Es zeigt sich, dass die Herbivoren vor allem in der Frühjahrshochproduktion der Schwebelalgen einen deutlichen Druck auf die fressbaren Algen ausüben. Ab April nimmt die Biomasse der Herbivoren zu, während die Biomasse der

filtrierbaren Algen abnimmt. Im Mai steht der maximalen Biomasse der Filtrierer eine minimale Biomasse der Nahrungsalgen gegenüber. Im Juni und Juli kann der Rückgang der Herbivoren als eine Folge des geringen Nahrungsangebots gesehen werden. Wie in einer klassischen Räuber-Beute-Beziehung ist gleichzeitig mit dem Rückgang der Predatorenbiomasse eine Zunahme der Nahrungsalgen zu beobachten (Abb. 51). Ein zweiter, aber weniger deutlich ausgeprägter Druck wurde von den Herbivoren in der zweiten Jahreshälfte auf die filtrierbaren Algen ausgeübt.

Aus Abbildung 52 wird ersichtlich, dass der überwiegende Teil des herbivoren Zooplanktons von *Daphnia hyalina* gebildet wird. Die Daphnien, als effiziente Filtrierer, tragen wesentlich zur optischen Qualität des Millstätter Sees bei. Auch die Langzeitbeobachtung der Schwebalgen-Entwicklung konnte in der Artenzusammensetzung eine Tendenz hin zu größeren, das Wasser weniger trübenden Arten feststellen. Der von den Daphnien ausgehende Fraßdruck auf die kleinen, das Wasser stärker trübenden Algen, trug somit wesentlich zur Verbesserung der optischen Qualität bei, was im Jahr 2000 mit einer durchschnittlichen Sichttiefe von 6 m (Abb. 24) bestätigt wurde.

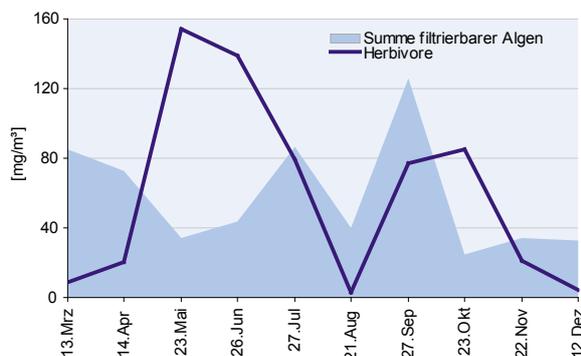


Abb. 51: Vergleich der Biomasse [mg/m³] filtrierbarer Algen mit der des herbivoren Zooplanktons im Millstätter See im Jahr 2000.

Aufgrund der Zusammensetzung, der Abundanzen und des Größenspektrums des Zooplanktons ist nur ein mäßiger Fraßdruck seitens planktivorer Fische zu erkennen. Untersuchungen haben gezeigt, dass lediglich das Vorhandensein größerer oder kleinerer Arten, einen wichtigen Hinweis auf die Fraßbeziehungen bzw. auf die dominierenden Räuber liefert. LAMPERT (1987) beschrieb drei Szenarien über den Einfluss planktivorer Fische auf die Zusammensetzung des Zooplanktons. Das Fehlen von planktivoren Fischen in einem Gewässer führt zum Vorherrschen großer Wasserflöhe, *Chaoborus*-Larven und großer Cyclopiden. Viele planktivore Fische fressen bevorzugt große Arten, sodass kleine Zooplankter wie: *Bosmina* sp., *Ceriodaphnia* sp. und *Daphnia cucullata* übrig bleiben. Wenige planktivore Fische entnehmen hauptsächlich die großen Filtrierer, mittelgroße Filtrierer erleiden nur einen mäßigen Druck, sodass Arten wie *Daphnia hyalina* und *D. galeata* dominieren. Die Dominanz von *Daphnia hyalina* im Crustaceenplankton des Millstätter See ist sicherlich auf das Fangen von Coregonen mittels Schwebenetzen zurückzuführen. Dadurch verringert sich der Fraßdruck auf die Daphnien, die ihrerseits den Druck auf die Nahrungsalgen erhöhen und somit zur besseren optischen Qualität des Wassers beitragen.

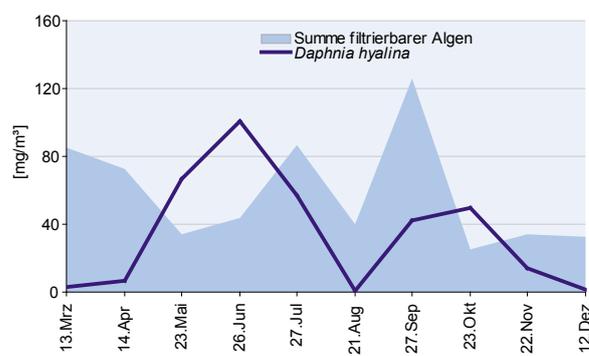


Abb. 52: Vergleich der Biomasse [mg/m³] filtrierbarer Algen mit der von *Daphnia hyalina* im Millstätter See im Jahr 2000.

Abbildungsverzeichnis

- Abb. 1: Lage des Millstätter Sees.
- Abb. 2: Mittelwasserabfluss [m^3/s] des Millstätter Seebaches von 1951 bis 1999 mit Trendlinie.
- Abb. 3: oben: Sauerstoffprofile zur Zeit der Frühjahresdurchmischung; unten: am Ende der sommerlichen Stagnationsphase der Jahre 1970 bis 2002.
- Abb. 4: Sauerstoff-Konzentration [mg/l] im Epilimnion (0 - 6 m) (Mittel, Minimal- und Maximalwerte) im Jahr 2000.
- Abb. 5: Sauerstoffprofile im Jahr 2000.
- Abb. 6: Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] des Epilimnions (0 - 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1965 bis 2003 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).
- Abb. 7: Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] in 50 m Tiefe (Mittel-, Minimal- und Maximalwert) von 1971 bis 2003.
- Abb. 8: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2003.
- Abb. 9: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 49 m und 50 bis 80 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1971 bis 2003.
- Abb. 10: Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Epilimnion (0 - 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) im Jahr 2000.
- Abb. 11: Gesamt-Phosphor-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 49 m und 50 bis 140 m im Jahr 2000.
- Abb. 12: Vergleich der Algenbiomasse [mg/m^3] mit der Gesamt-Phosphor-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Epilimnion des Millstätter Sees im Jahr 2000.
- Abb. 13: Vertikalprofile der Parameter: Gesamt-Phosphor [$\text{mg}/\text{l} \times 10^2$], Temperatur [$^{\circ}\text{C}$] und Sauerstoffgehalt [mg/l] des Millstätter Sees aller Termine im Jahr 2000.
- Abb. 14: Orthophosphat-P-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2003.
- Abb. 15: Orthophosphat-P-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 49 und 50 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2003.
- Abb. 16: Ammonium-N-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Epilimnion (0 bis 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1972 bis 2002.
- Abb. 17: Ammonium-N-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1972 bis 2003.
- Abb. 18: Ammonium-N-Inhalt [kg] im Wasserkörper von 0 bis 49 und von 50 bis 140 m (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1972 bis 2003.
- Abb. 19: Nitrat-N-Konzentration [$\mu\text{g}/\text{l}$] im Epilimnion (0 bis 6 m) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte) von 1970 bis 2002.
- Abb. 20: Vergleich der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen [$\mu\text{g}/\text{l}$] zur Zirkulations- und Stagnationsphase im Vertikalprofil der Jahre 1974, 1975, 1977, 1979, 1983, 1985, 1986, 1992 und 2000.
- Abb. 21: Vertikalprofile der Parameter: Ammonium-N [$\text{mg}/\text{l} \times 10^2$], Nitrat-N [$\text{mg}/\text{l} \times 10^2$] und Sauerstoffgehalt [mg/l] zu drei Terminen im Jahr 2000.
- Abb. 22: Temperaturprofile zu je vier Terminen der Jahre 1974, 1975, 1977, 1979, 1980, 1985, 1986, 1992 und 2000.
- Abb. 23: Temperaturverlauf [$^{\circ}\text{C}$] des Epilimnions (0 - 6 m) im Jahr 2000.
- Abb. 24: Sichttiefen [m] incl. Mittel-, Minimal- und Maximalwerte von 1970 bis 2002 (n = Anzahl der Messungen pro Jahr).
- Abb. 25: Natrium-Konzentration [mg/l] dargestellt als Tagesmittelwerte aller Termine von 1971 bis 2002.
- Abb. 26: Chlorid-Konzentration [mg/l] dargestellt als Tagesmittelwerte aller Termine von 1974 bis 2002.
- Abb. 27: pH-Werte des Millstätter Sees, dargestellt als Tagesmittelwerte aller Termine von 1931 bis 2002.
- Abb. 28: Vergleich der Inhalte von Algenbiomasse [t] (von 0 bis 30 m) mit dem Gesamt-Phosphor [t] (von 0 bis 140 m) von 1970 bis 2002 mit Aufzeichnungen von Findenegg aus den Jahren 1932 - 1939, 1948 - 1951 und 1954 - 1969 (Sanierungsschritte: Beginn - 1968, Fertigstellung der Seeuferbereiche 1977, Fertigstellung im Einzugsbereich 1985).
- Abb. 29: Oben: Phytoplanktonbiomasse [mg/m^3]; unten: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplanktonbiomasse in der Wassersäule von 0 bis 30 m im Zeitraum von 1970 bis 2002 sowie Aufzeichnungen von Findenegg aus den Jahren 1932 - 1939, 1948 - 1951 und 1954 - 1969.
- Abb. 30: Oben: Phytoplanktonbiomasse [mg/m^3]; unten: Prozentueller Anteil der Algengruppen an der Phytoplanktonbiomasse im Epilimnion (0 - 6 m) im Zeitraum von 1970 bis 2002 sowie Aufzeichnungen von Findenegg aus den Jahren 1932 - 1939, 1948 - 1951 und 1954 - 1969.
- Abb. 31: Algenbiomasse-Konzentration [mg/m^3] einiger Arten im Epilimnion (0 - 6 m) verglichen mit dem Gesamt-Phosphor-Inhalt [t] des Epilimnions im Jahr 2000.
- Abb. 32: Algenbiomasse-Konzentration [mg/m^3] in der Wassersäule von 0 bis 30 m im Jahr 2000.
- Abb. 33: Tiefenverteilung der Biomasse-Konzentrationen [mg/m^3] in der Wassersäule von 0 bis 30 m von *Planktothrix rubescens*, *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis*, der Kieselsäure [mg/m^3] und der Temperatur [$^{\circ}\text{C} \times 100$] im Jahr 2000.
- Abb. 34: Biomasse [mg/m^3] des Zooplanktons im Jahr 2000.
- Abb. 35: Verteilung der Biomasse [mg/m^3] auf die Zooplanktongruppen: Cladocera und Copepoda im Jahr 2000.
- Abb. 36: Vergleich der Abundanzen [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] der Rotatorien und Crustaceen im Jahr 2000.
- Abb. 37: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] - gemittelt über die Wassersäule von 0 bis 70 m - von *Keratella cochlearis* im Jahr 2000.
- Abb. 38: Tiefenverteilung von *K. cochlearis* und *P. dolichoptera-vulgaris* im Millstätter See am 26. Juni 2000.
- Abb. 39: Vergleich des Abundanzverlaufs [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] - gemittelt über die Wassersäule von 0 bis 70 m - von *Keratella cochlearis* und *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* im Jahr 2000.
- Abb. 40: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] von *Synchaeta tremula-oblonga* im Jahr 2000.
- Abb. 41: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] von *Keratella quadrata* im Jahr 2000.
- Abb. 42: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] von *Kellicottia longispina* im Jahr 2000.
- Abb. 43: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] von *Ascomorpha saltans* im Jahr 2000.
- Abb. 44: Vergleich der Tiefenverteilung von *Ascomorpha saltans* mit seiner bevorzugten Beute - *Ceratium hirundinella* am 26. Juni 2000.
- Abb. 45: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] von *Eudiaptomus gracilis* im Jahr 2000.
- Abb. 46: Abundanzverlauf [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] der cyclopoiden Copepoden im Jahr 2000.
- Abb. 47: Sukzession der Cladoceren- und Copepodenfauna ($\text{Ind.}/\text{m}^3$) im Jahr 2000.
- Abb. 48: Zusammensetzung der Cladocerenabundanz [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] im Jahr 2000.
- Abb. 49: Zusammensetzung der Crustaceenabundanz [$\text{Ind.}/\text{m}^3$] im Jahr 2000.
- Abb. 50: Abundanzverlauf der herbivoren Crustacea verglichen mit dem der räuberischen Crustacea im Jahr 2000.

- Abb. 51: Vergleich der Biomasse [mg/m³] von filtrierbarer Algen mit der des herbivoren Zooplanktons im Millstätter See im Jahr 2000.
- Abb. 52: Vergleich der Biomasse [mg/m³] von filtrierbarer Algen mit der von *Daphnia hyalina* im Millstätter See im Jahr 2000.

Fotoverzeichnis

- Foto 1: Millstätter See. Foto: G. Santner
 Foto 2: Reinanke (*Coregonus lavaretus*). Foto: H. Frey
 Foto 3: *Tabellaria fenestrata*. Foto: M. Mairitsch
 Foto 4: *Fragilaria crotonensis*. Foto: M. Mairitsch
 Foto 5: *Planktothrix rubescens*. Foto: M. Mairitsch
 Foto 6: *Keratella cochlearis*. Foto: G. Santner
 Foto 7: *Polyarthra vulgaris-dolichoptera*. Foto: G. Santner
 Foto 8: *Keratella quadrata*. Foto: G. Santner
 Foto 9: *Kellicottia longispina*. Foto: R. Fresner
 Foto 10: *Ascomorpha saltans*. Foto: http://data.acnatsci.org/biodiversity_databases/rotifer
 Foto 11: *Ceratium hirundinella*. Foto: G. Santner
 Foto 12: *Bosmina coregoni*. Foto: G. Santner
 Foto 13: *Daphnia cucullata*. Foto: G. Santner
 Foto 14: *Daphnia hyalina*. Foto: G. Santner
 Foto 15: *Diaphanosoma brachyurum*. Foto: R. Fresner
 Foto 16: *Bythotrephes longimanus*. Foto: M. Ambros
 Foto 17: *Eudiaptomus gracilis*. Foto: G. Santner
 Foto 18: *Cyclops abyssorum*. Foto: R. Fresner

Tabellenverzeichnis

- Tab. 1: Morphometrische Daten des Millstätter Sees.
 Tab. 2: Pegelmessungen des Riegerbaches, des Millstätter Sees und Millstätter Seebaches.
 Tab. 3: Fische des Millstätter Sees (20 Arten).
 Tab. 4: Daten zur Realisierung des Kanalnetzes samt Baukosten.
 Tab. 5: Einteilung der Trophieklassen aufgrund der Gesamt-Phosphors und der Phytoplanktonbiomasse.
 Tab. 6: Chemisch-physikalische Untersuchungsmethoden.
 Tab. 7: Liste ausgewählter Parameter zur Analyse des Seewassers.
 Tab. 8: Artenliste des Zooplanktons des Millstätter Sees (° kennzeichnet Arten, die FINDENEKG (1963), SAMPL (1971) und EINSLE (1971) antrafen und 2000 vorkamen; * kennzeichnet Arten, die von genannten Autoren beobachtet wurden und 2000 nicht mehr vorkamen, (°) wurde indirekt über Magenanalysen an Reinanken nachgewiesen).
 Tab. 9: Vergleich der Zusammensetzung der Zooplanktonbiomasse von Seen unterschiedlicher Trophiestufen (O = oligotroph, M = mesotroph, E = eutroph, polym. = polymiktisch, dim. = dimiktisch und merom. = meromiktisch).

Literatur

- BOTRELL, H. H., A. DUNCAN, Z. M. GLIWICZ, E. GRYGIEREK, A. HERZIG, A. HILLBRECHT-ILKOWSKA, H. KURSAWA, P. LARSON & T. WEGLENSKA (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. - *Norw. J. Zool.*, 24: 419 - 456.
- DE MOTT, W. R. (1986): The role of taste in food selection by freshwater zooplankton. - *Oecologia (Berl.)*, 69: 334 - 340.
- DOKULIL, M., A. HAMM & J. KOHL (2001): Ökologie und Schutz von Seen. - *Facultas UTB*, 239 pp. - Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- EINSLE, U. (1966): Die Buchenseen bei Radolfzell (Bodensee) und ihr Zooplankton. - *Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz*, 9: 27 - 63.
- EINSLE, U. (1969): Untersuchungen zur systematischen Stellung von *Cyclops abyssorum* forma *tatricus* (Kozminsky). - *Arch. Hydrobiol.*, 66: 161 - 168.
- EINSLE, U. (1971): Über das Copepodenplankton einiger Kärntner Seen. - *Carinthia II, Sonderheft*, 31: 63 - 71.
- EINSLE, U. (1975): Revision der Gattung *Cyclops* s. str. speziell der *abyssorum*-Gruppe. - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 32: 57 - 219.
- EINSLE, U. (1993): Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. - *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8/41: 208 pp.
- FINDENEKG, I. (1932): Beobachtungen an Kärntner Seen. - *Carinthia II, Sonderheft*, 31: 63 - 71.
- FINDENEKG, I. (1934): Umschichtungsvorgänge im Millstätter See und Weißensee in Kärnten. - *Internat-Rev. der ges. Hydrobiol. und Hydrographie*, 31: 88 - 98.
- FINDENEKG, I. (1943): Zur Kenntnis der planktischen Cladoceren Kärntens. - *Carinthia II*, 53: 47 - 67.
- FINDENEKG, I. (1962): Limnologische und fischereibiologische Untersuchungen an einem durch Abwasser alkalisierten Alpensee, dem Millstätter See, in Kärnten. - *Zeitschr. f. Fischerei und deren Hilfswissenschaften*, 11, 1-2: 115 - 127.
- FINDENEKG, I. (1971): Wie steht es um die Verschmutzung Kärntner Seen? - *Carinthia II, Sonderheft*, 28 (Festschrift Kahler): 421 - 439.
- FLÖSSNER, D. (1972): Branchiopoda, Branchiura. - In: DAHL, F. (1972): *Die Tierwelt Deutschlands*, 60. Teil: 501 pp. - Gustav Fischer Verlag, Jena.
- FRESNER, R. (1995): Populationsökologische Untersuchungen des Zooplanktons dreier Kärntner Baggerseen (Weizelsdorfer Badensee, Kirschentheur Badensee und Ferlacher Badensee). - *Dissertation Univ. Graz*, 257 pp.
- FRESNER, R. (1999): Reaktionen des Zooplanktons des Ossiacher Sees auf Fischbestands- und Trophieänderungen. - *Carinthia II*, 189./109.: 537 - 548.
- FRESNER, R. (2004): Der Wörthersee - Limnologische Langzeitentwicklung 1970 - 2002. - *Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung*, 71 pp.
- GILBERT, J.J. (1980): Feeding in the rotifer *Asplanchna*: behaviour, cannibalism, selectivity, prey defenses and impact on rotifer communities. - *Evol. and Ecol. of Zooplankton Com.*, 16: 158 - 172.
- GUISET, A. (1977): Stomach contents in *Asplanchna* und *Ploesoma*. - *Arch. Hydrobiol. Beih./Ergebn. Limnol.*, 8: 126 - 112.
- HERBST, H. V. (1962): Blattfußkrebse. - *Kosmos - Gesellschaft der Naturfreunde*, 130 pp. - Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- HERZIG, A. (1987): The analysis of planktonic rotifers population: A study for long term investigations. - *Hydrobiol.* 157: 163 - 180.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & P. MILDNER (1996): Franz Xaver Freiherr von Wulfen als Ichthyologe. - *Carinthia II*, 186./106.: 349 - 360.
- HONSIG-ERLENBURG, W. & N. SCHULZ (1989): Die Fische Kärntens. - *Carinthia II*, 122 pp.
- KIEFER, F. (1960): Ruderfußkrebse - Copepoda. - *Kosmos - Gesellschaft der Naturfreunde*, 97 pp. - Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.
- KIEFER, F. & R. MUCKLE (1959): Beobachtungen am Crustaceenplankton des Überlinger Sees (Bodensee) 1957 - 1959. Das Auftreten der Arten im Jahresverlauf. - *Beitr. naturk. Forsch. Südw.-Deutschl.*, 18: 5 - 41.
- KOSTE, W. (1978): Rotatoria - Die Rädertiere Mitteleuropas - Ein Bestimmungswerk, begründet von Max. Voigt. - 2. Auflage. neu bearbeitet von W. Koste., I Textband, 673 pp. - Verlag Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- LAMPERT, W. & H. G. WOLF (1986): Cyclomorphosis in *Daphnia cucullata*: morphometric and population genetic analyses. - *J. Plankton Res.*, 8: 289 - 303.
- LAMPERT, W. (1987): Predictability in lake ecosystems: The role of biotic interactions. - In: SCHULZE, E. D. & H. ZWÖLFER (Hrsg) *Ecological Studies*, Vol. 61: 333 - 346. - Springer, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- LIEDER, U. (1996): Crustacea, Cladocera, Bosminidae. - *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, 8/2-3: 80 pp.
- MITTERHOLZER, E. (1970): Populationsdynamik und Produktion des Zooplanktons im Greifensee und Vierwaldstättersee. Schweiz. - *Zeitschr. Hydrolog.*, 32: 91 - 147.
- MOOG, O. (1979): Zur Populationsökologie des Crustaceenplanktons im Attersee. - *Dissertation Univ. Wien*, 255 pp.
- MUCK, P. & W. LAMPERT (1984): An experimental study on the importance of food conditions for the relative abundance of calanoid copepods and cladocerans. 1. Comparative feeding studies with *Eudiaptomus gracilis* and *Daphnia longispina*. - *Arch. Hydrobiol./Suppl.*, 66: 157 - 179.
- NAUWERCK, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. - *Symbolae Botanicae Upsaliensis*, XVII, 5: 163 pp.
- NERESHEIMER, E. & F. RUTTNER (1928): Der Einfluß der Abwässer des Magnesitwerkes in Radenthein auf den Chemismus, die Biologie und die Fischerei des Millstätter Sees in Kärnten. - *Zeitschrift für Fischerei*, 27: 47 - 66.
- PETUTSCHNIG, J. (1996): Flusskrebse in Kärnten - Tagungsführer zum III. Symposium: Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische in Salzburg 1996. - *Institut für Zoologie der Universität Salzburg*.
- POURRIOT, R. (1965): Notes taxonomiques sur quelques Rotifères planctoniques. - *Hydrobiol.*, 26: 579 - 604.
- POURRIOT, R. (1977): Food and feeding habits of Rotifera. - *Arch. Hydrobiol. Beih./Ergebn. Limnol.*, 8: 243 - 260.
- RAKOBITSCH, K. (1980): Die Abhängigkeit des Zooplanktons vom unterschiedlichen Trophiegrad des Hafnersees und Keutschacher Sees (Kärnten). - *Dissertation Univ. Graz*, 223 pp.

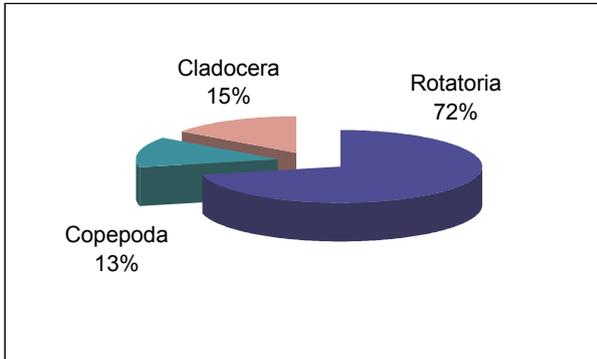
- RUTTNER-KOLLISKO, A. (1972): Rotatoria, 99 - 234. In: BICK, H., G. BREITIG, TH. GROSPIETSCH, CH. HOLMQUIST, H. LÖFFLER, E. REISINGER, A. RUTTNER-KOLLISKO, O. A. SAETHER & J. SCHWOERBEL (1972): Die Binnengewässer Bd. XXVI, Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil, 294 pp. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- RUTTNER-KOLLISKO, A. (1977): Suggestions for biomass calculation of plankton rotifers. - Arch. Hydrobiol. Beih., *Ergebn. Limnol.*, 8: 71 - 76.
- SAMPL, H. (1971): Änderungen der Zusammensetzung des Zooplanktons einiger Kärntner Seen. - *Carinthia II Sonderheft*, 28 (Festschrift Kahler): 441 - 448.
- SAMPL, H. (1974): Die Nährstoff-Fracht der Zuflüsse und die Auswirkungen der Abwässer des Magnesitwerkes Radenthein auf den Millstätter See. - *Kärntner Naturschutzblätter*, 13 (2): 49 - 82.
- SAMPL, H. (1980): Untersuchungen zum Natrium- und Chloridgehalt einiger Kärntner Seen. - *Carinthia II*, 170./89.: 533 - 547.
- SAMPL, H., N. SCHULZ, L. SCHULZ, G. DEISINGER, W. HONSIG-ERLENBURG, E. ZECHNER & E. GRUND (1992): Kärntner Seenbericht 1992. - Amt der Kärntner Landesregierung, Abt. 15 U 1992. - Veröffentlichungen des Kärntner Institutes für Seenforschung, 7: 471 pp.
- SCHABER, P. (1974): Das Zooplankton (Metazoa) im Piburger See. - Dissertation Univ. Innsbruck, 152 pp.
- SCHARF, B. (1995): Räumliche und zeitliche Verteilung des Zooplanktons im hypolimnisch belüfteten Feldsee in Kärnten. - Diplomarbeit Univ. Graz, 189 pp.
- SCHULZ, L., N. SCHULZ & H. SAMPL (1984): Verlauf und Ursache der Eutrophierung in zwei Kärntner Seen (Wörthersee und Millstätter See) mit unterschiedlichem Einzugsgebiet. - *MaB-Programm*, 8/1: 75 - 170.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. - *Mitt. int. Verein Limnol.*, 9: 1 - 38.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. - *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33: 53 - 83.
- WAPPIS, E. (1980): Zur Populationsökologie des Zooplanktons des Ossiacher Sees. - Dissertation Univ. Graz, 168 pp.
- WASSERMANN, B. (2003): Fischökologische Studien am Millstätter See. Untersuchung und Entwicklung des Fischbestandes im Millstätter See. - Diplomarbeit Univ. Graz, 125 pp.
- ZIMMERMANN, H. (1974): Die pelagischen Rotatorien des Sempachersees, mit spezieller Berücksichtigung der Brachioniden und der Ernährungsfrage. - *Schweiz. Z. Hydrol.*, 36: 205 - 300.

Anhang

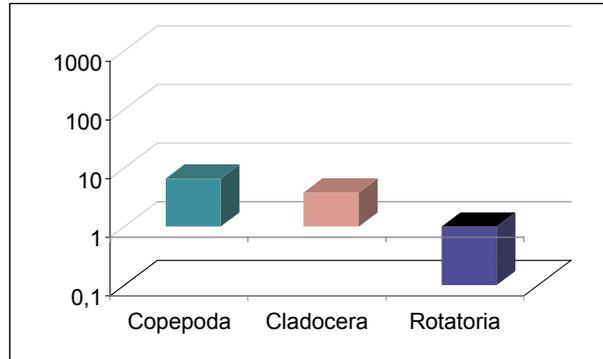
Datum 13.03.2000

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



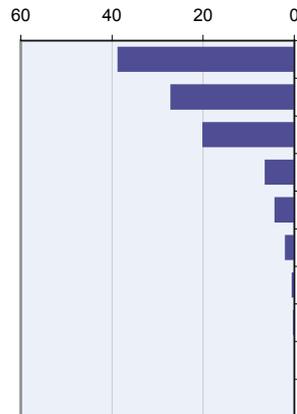
	[n/m³]
Copepoda	5.504
Cladocera	6.225
Rotatoria	29.397

	[mg/m³]
Copepoda	6,61
Cladocera	3,79
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

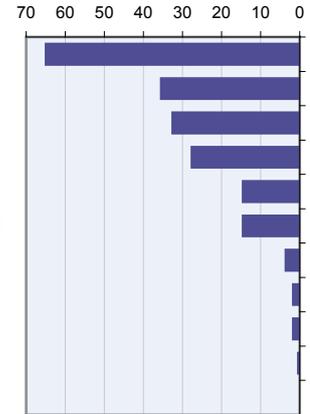
Rotatoria [%]

- Keratella quadrata*
- Synchaeta tremula-oblonga*
- Keratella cochlearis*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Kellicottia longispina*
- Ascomorpha saltans*
- Trichocerca similis*
- Filinia longiseta*
- Asplanchna priodonta*
- Synchaeta stylata-pectinata*

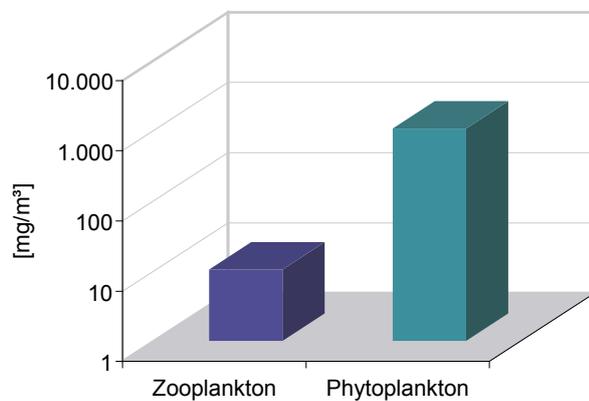


Crustacea [%]

- Bosmina coregoni*
- Cycl. Copepodid
- Daphnia hyalina / galeata*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Cycl. Nauplien
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Daphnia cucullata*
- Cyclops* sp. Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



Limnologische Parameter

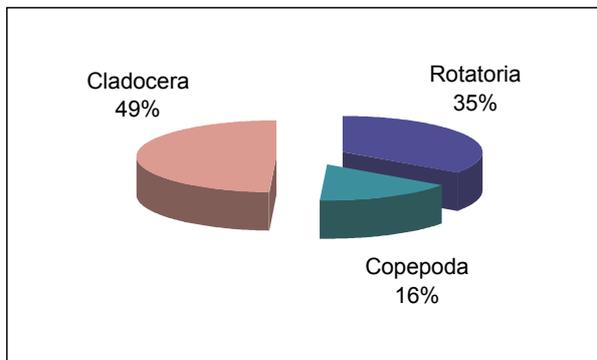
Sichttiefe: 8 m

	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	4,9	4,1
pH	7,1	7,6	7,4
O ₂ [mg/l]	1,8	10,6	6,4
O ₂ [%]	14	83	63,5
P _{tot} [µg/m³]	0,5	12,6	3,9
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	1.358,4		
0-30 m [mg/m³]	1.062,8		

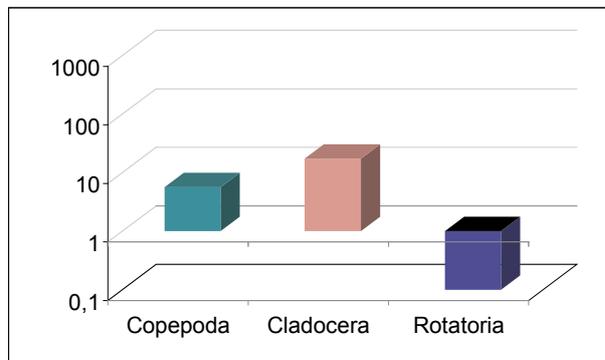
Datum 14.04.2000

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



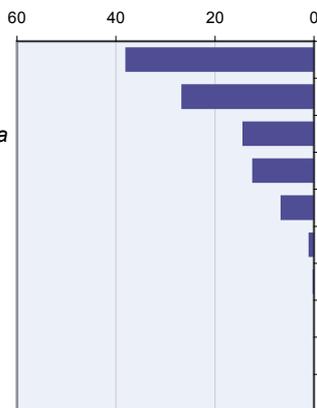
	[n/m³]
Copepoda	3.558
Cladocera	10.859
Rotatoria	7.645

	[mg/m³]
Copepoda	5,65
Cladocera	17,37
Rotatoria	0,00

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

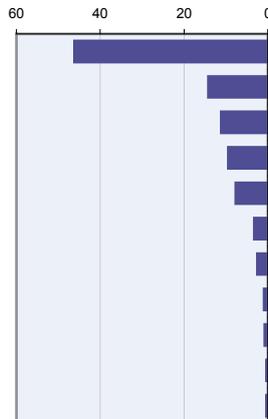
Rotatoria [%]

- Keratella quadrata*
- Keratella cochlearis*
- Synchaeta tremula-oblonga*
- Kellicottia longispina*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Ascomorpha saltans*
- Trichocerca similis*

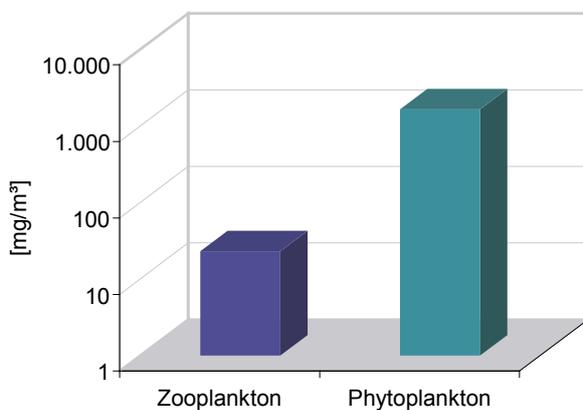


Crustacea [%]

- Bosmina coregoni*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Cycl. Copepodid
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Cycl. Nauplien
- Daphnia hyalina / galeata*
- Cyclops* sp. Männchen
- Cyclops* sp. Weibchen
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Daphnia cucullata*



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

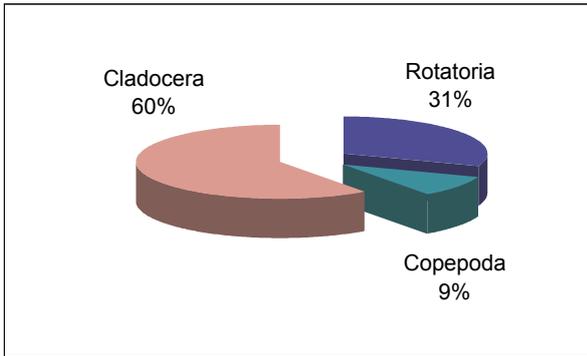


Limnologische Parameter

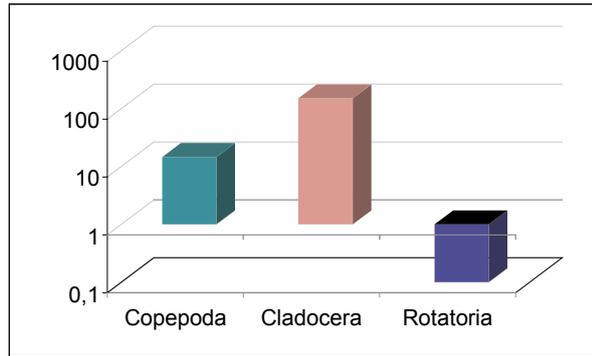
Sichttiefe:	3,0 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4,1	15,8	4,7
pH	7,2	8,9	7,6
O ₂ [mg/l]	0,6	16,5	6,2
O ₂ [%]	5	152	83,1
P _{tot} [µg/m³]	0,5	8	3,1
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	1.959,9		
0-30 m [mg/m³]	1.650,1		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



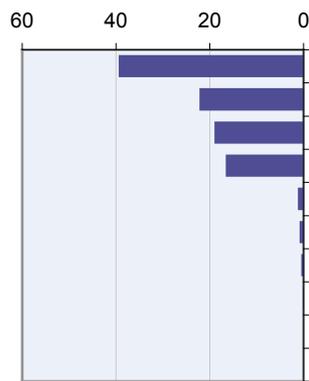
	[n/m³]
Copepoda	10.735
Cladocera	68.225
Rotatoria	34.835

	[mg/m³]
Copepoda	14,53
Cladocera	150,18
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

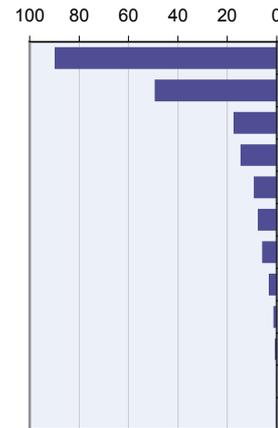
Rotatoria [%]

- Kellicottia longispina*
- Keratella cochlearis*
- Synchaeta tremula-oblonga*
- Keratella quadrata*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Ascomorpha saltans*
- Asplanchna priodonta*

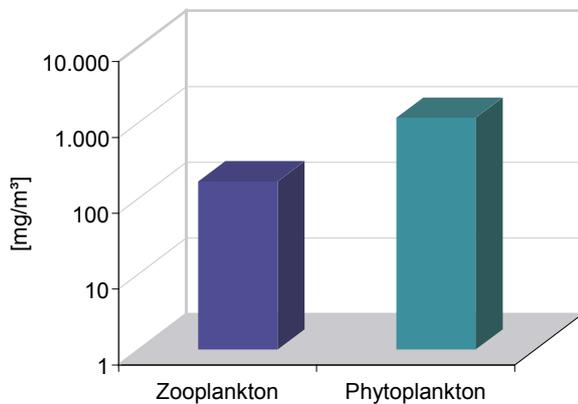


Crustacea [%]

- Bosmina coregoni*
- Cycl. Copepodid
- Cycl. Nauplien
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Daphnia hyalina / galeata*
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Cyclops sp. Männchen
- Cyclops sp. Weibchen
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Daphnia cucullata*



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



Limnologische Parameter

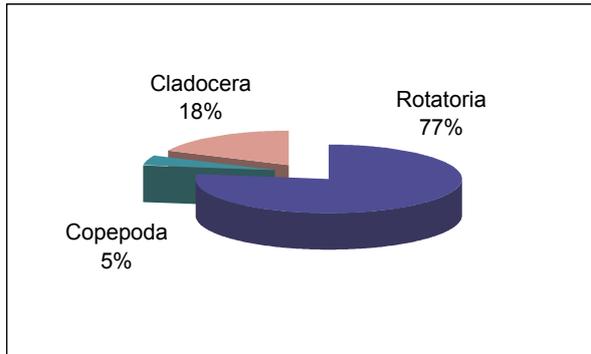
Sichttiefe: 5,5 m

	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	3,9	16,8	4,9
pH	7	8,8	7,4
O ₂ [mg/l]	0	13	3,9
O ₂ [%]	0	129	61,8
P _{tot} [µg/m³]	0,5	9,7	3,0
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	501,4		
0-30 m [mg/m³]	1.142,6		

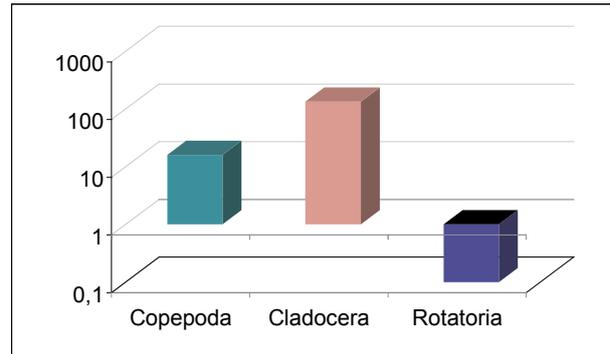
Datum 26.06.2000

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



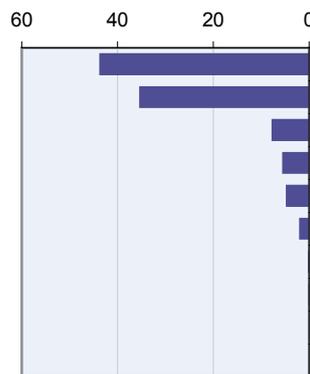
	[n/m³]
Copepoda	9.177
Cladocera	35.882
Rotatoria	153.435

	[mg/m³]
Copepoda	15.98
Cladocera	132.96
Rotatoria	0,06

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

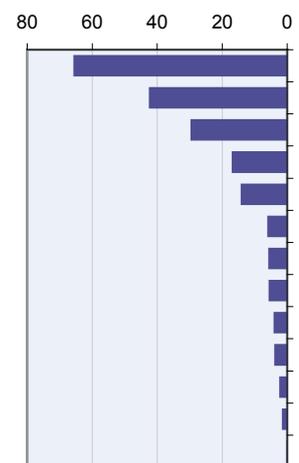
Rotatoria [%]

- Keratella cochlearis*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Ascomorpha saltans*
- Kellicottia longispina*
- Synchaeta tremula-oblonga*
- Keratella quadrata*

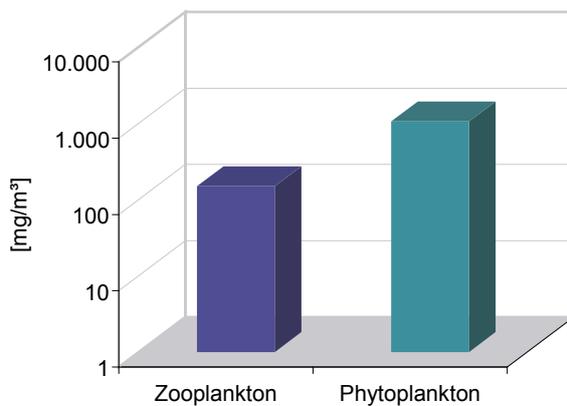


Crustacea [%]

- Bosmina coregoni*
- Cycl. Nauplien
- Daphnia hyalina / galeata*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Cycl. Copepodid
- Cyclops* sp. Weibchen
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Cyclops* sp. Männchen
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Diaphanosoma brachyurum*
- Daphnia cucullata*



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

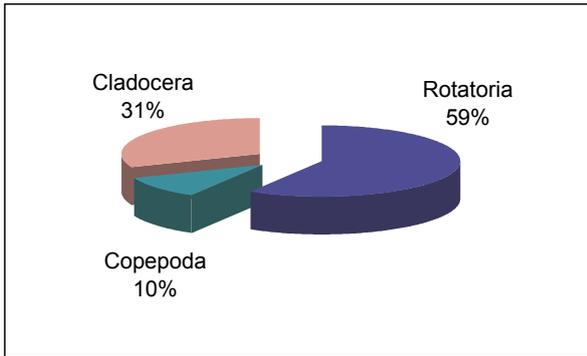


Limnologische Parameter

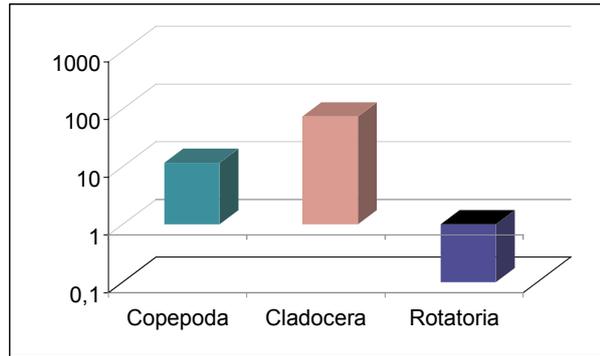
Sichttiefe: 6,5 m			
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	21,1	5,7
pH	7,2	8,8	7,6
O ₂ [mg/l]	0	13,1	5,5
O ₂ [%]	0	132	74,3
P _{tot} [µg/m³]	0,5	30,8	4,7
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	1.693,3		
0-30 m [mg/m³]	1.054,5		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



[n/m³]

Copepoda	7.563
Cladocera	22.701
Rotatoria	42.896

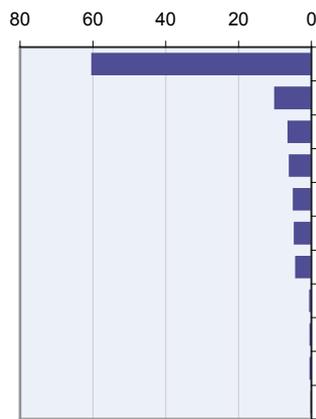
[mg/m³]

Copepoda	11,58
Cladocera	74,11
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

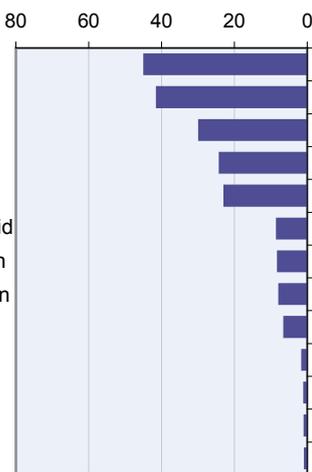
Rotatoria [%]

- Synchaeta tremula-oblonga*
- Keratella cochlearis*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Ascomorpha saltans*
- Kellicottia longispina*
- Keratella quadrata*
- Trichocerca similis*
- Gastropus stylifer*
- Euchlanis dilatata*
- Filinia longiseta*

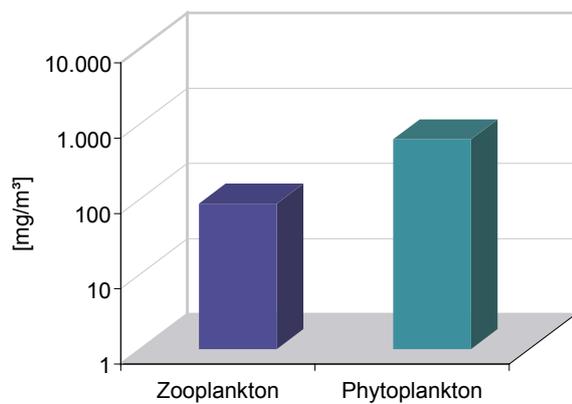


Crustacea [%]

- Diaphanosoma brachyurum*
- Cycl. Nauplien
- Daphnia hyalina/galeata*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Bosmina coregoni*
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Cycl. Copepodide
- Cyclops* sp. Männchen
- Cyclops* sp. Weibchen
- Leptodora kindti*
- Daphnia cucullata*



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



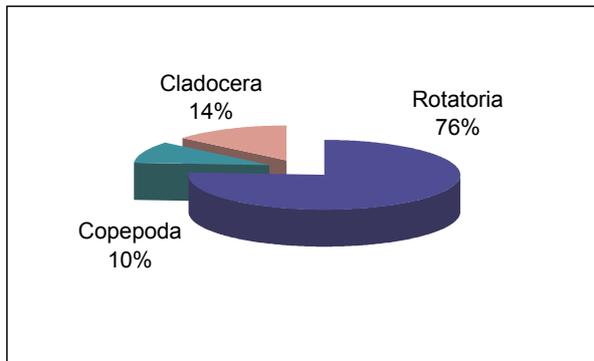
Limnologische Parameter

Sichttiefe:	5,8 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	3,9	22	5,7
pH	7	8,9	7,3
O ₂ [mg/l]	0	19,5	4,4
O ₂ [%]	0	117	65,5
P _{tot} [µg/m³]	0,5	61,5	7,1
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	736,2		
0-30 m [mg/m³]	611,9		

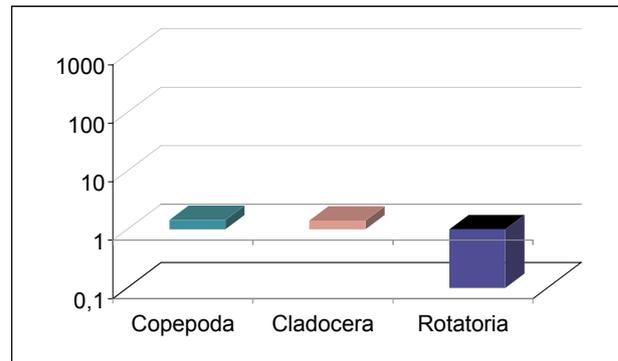
Datum 21.08.2000

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



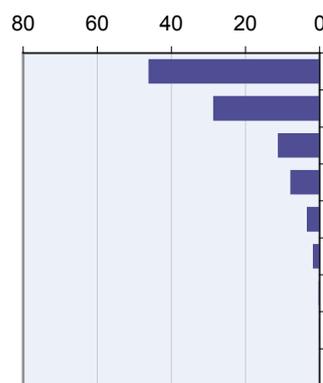
	[n/m³]
Copepoda	1389
Cladocera	1941
Rotatoria	10594

	[mg/m³]
Copepoda	1,44
Cladocera	1,42
Rotatoria	0,00

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

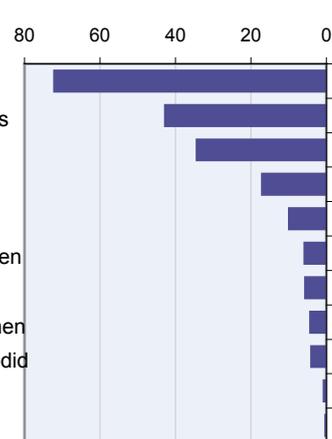
Rotatoria [%]

- Keratella cochlearis*
- Ascomorpha saltans*
- Trichocerca similis*
- Keratella quadrata*
- Kellicottia longispina*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*

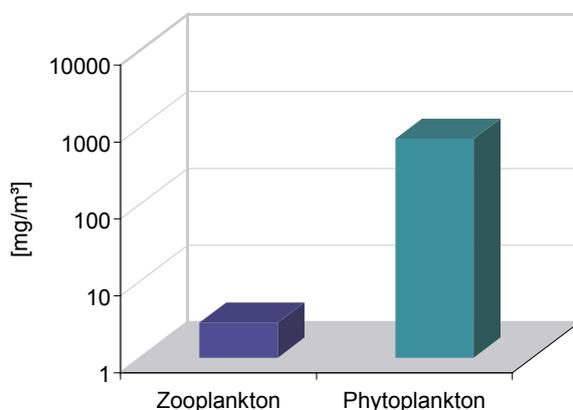


Crustacea [%]

- Bosmina coregoni*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Cycl. Nauplien
- Diaphanosoma brachyurum*
- Daphnia hyalina / galeata*
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Cycl. Copepodid
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Cyclops* sp. Weibchen
- Cyclops* sp. Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

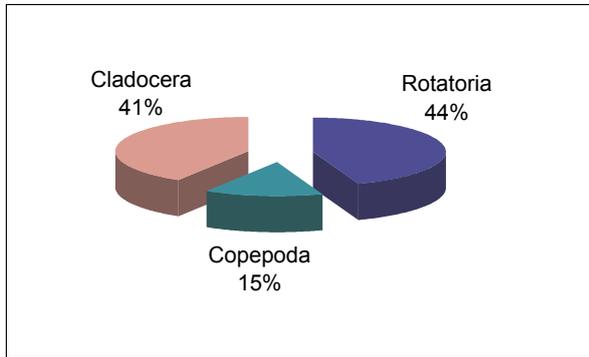


Limnologische Parameter

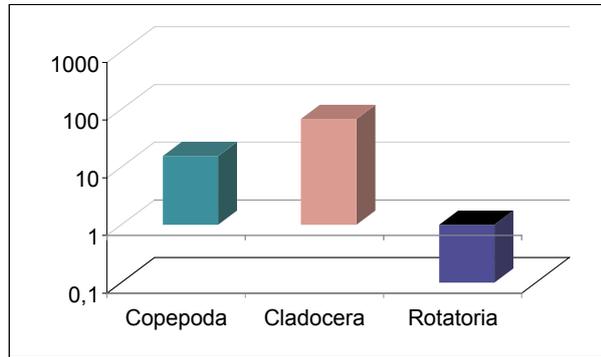
	Sichttiefe: 8,2 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	24	6,2
pH	7,1	9,1	7,4
O ₂ [mg/l]	0	14,6	5,0
O ₂ [%]	0	130	73,7
P _{tot} [µg/m³]	0,5	18,5	3,6
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	234,9		
0-30 m [mg/m³]	697,4		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



[n/m³]

Copepoda	10599
Cladocera	29979
Rotatoria	32386

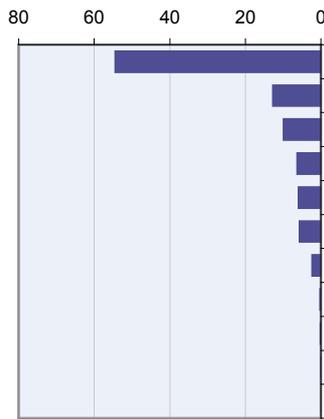
[mg/m³]

Copepoda	15,47
Cladocera	68,17
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

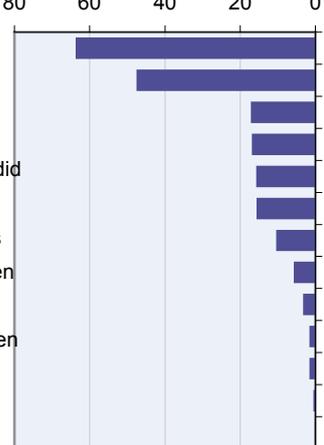
Rotatoria [%]

- Keratella cochlearis*
- Keratella quadrata*
- Synchaeta tremula-oblonga*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Kellicottia longispina*
- Ascomorpha saltans*
- Conochilus unicornis*
- Trichocerca similis*
- Filinia longiseta*

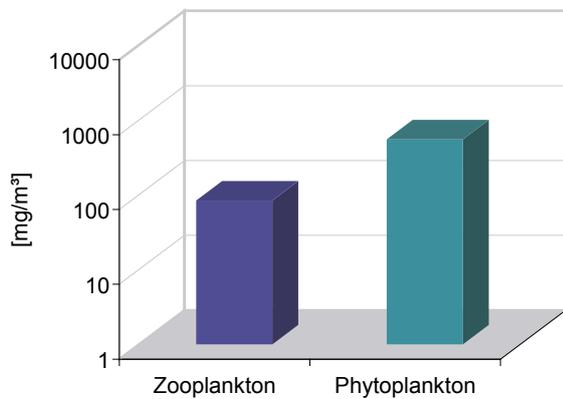


Crustacea [%]

- Bosmina coregoni*
- Cycl. Copepodide
- Daphnia hyalina / galeata*
- Cycl. Nauplien
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Diaphanosoma brachyurum*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Daphnia cucullata*
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Cyclops* sp. Weibchen
- Cyclops* sp. Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



Limnologische Parameter

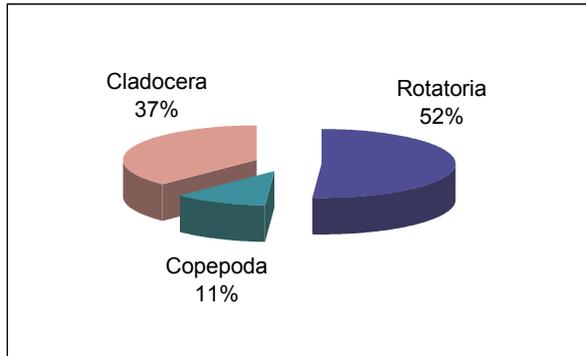
Sichttiefe: 7,2 m

	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	18,8	5,6
pH	7,1	8,8	7,3
O ₂ [mg/l]	0	11	4,3
O ₂ [%]	0	111	63,6
P _{tot} [µg/m³]	0,5	28,5	4,3
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	363,5		
0-30 m [mg/m³]	550,2		

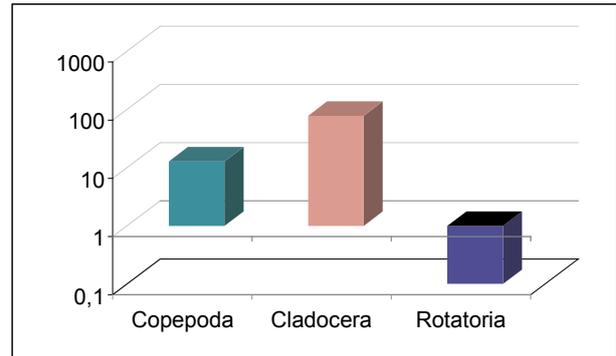
Datum 23.10.2000

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



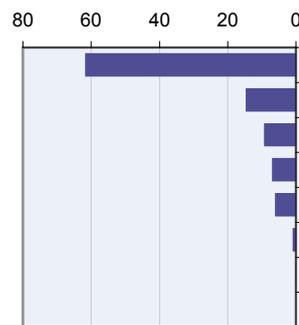
	[n/m³]
Copepoda	6.965
Cladocera	22.928
Rotatoria	31.421

	[mg/m³]
Copepoda	12,83
Cladocera	78,11
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

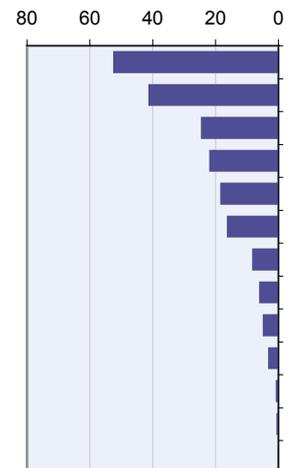
Rotatoria [%]

Keratella cochlearis
Kellicottia longispina
Keratella quadrata
Ascomorpha saltans
Polyarthra vulgaris-dolich.
Filinia longiseta

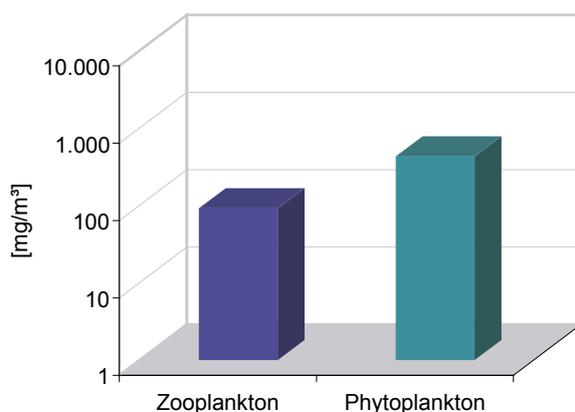


Crustacea [%]

Bosmina coregoni
 Cycl. Copepodid
Daphnia hyalina / galeata
Eudiaptomus gracilis Copepodid
 Cycl. Nauplien
Daphnia cucullata
Eudiaptomus gracilis Weibchen
Diaphanosoma brachyurum
Eudiaptomus gracilis Nauplius
Cyclops sp. Weibchen
Cyclops sp. Männchen
Eudiaptomus gracilis Männchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen

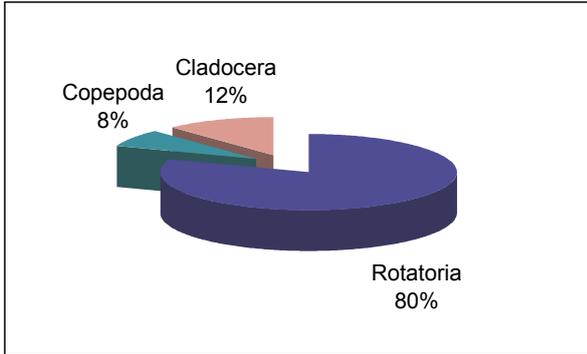


Limnologische Parameter

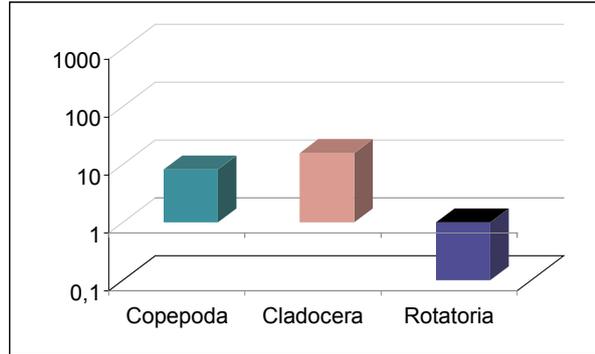
Sichttiefe: 10,5 m			
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	14,1	5,50
pH	7,1	8,6	7,39
O ₂ [mg/l]	0	11,6	4,69085
O ₂ [%]	0	105	61,7368
P _{tot} [µg/m³]	0,5	63,8	7,21043
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	256,1		
0-30 m [mg/m³]	426,7		

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



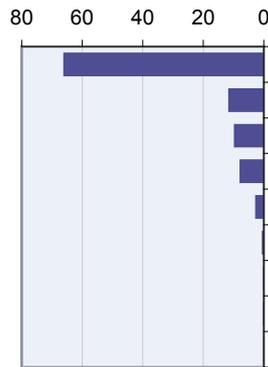
	[n/m³]
Copepoda	2.938
Cladocera	4.592
Rotatoria	31.331

	[mg/m³]
Copepoda	8,22
Cladocera	15,74
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

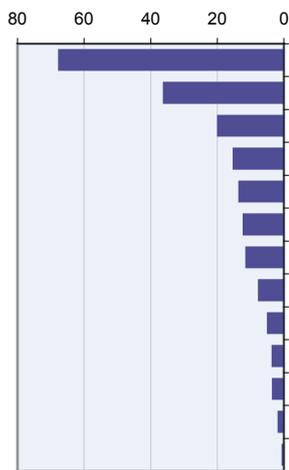
Rotatoria [%]

- Keratella cochlearis*
- Polyarthra vulgaris-dolich.*
- Keratella quadrata*
- Kellicottia longispina*
- Ascomorpha saltans*
- Synchaeta tremula-oblonga*

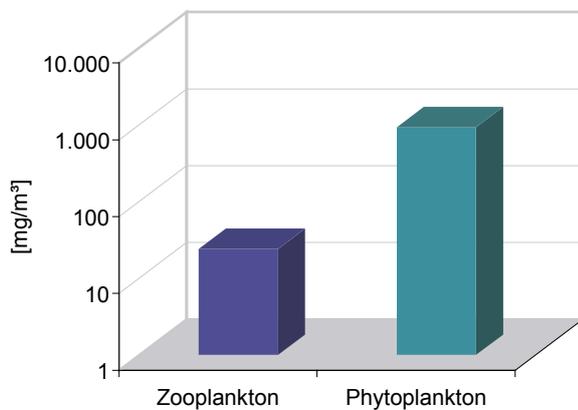


Crustacea [%]

- Daphnia hyalina / galeata*
- Cycl. Copepodid
- Bosmina coregoni*
- Eudiaptomus gracilis* Weibchen
- Cycl. Nauplien
- Eudiaptomus gracilis* Copepodid
- Eudiaptomus gracilis* Männchen
- Daphnia cucullata*
- Cyclops* sp. Weibchen
- Cyclops* sp. Männchen
- Diaphanosoma brachyurum*
- Eudiaptomus gracilis* Nauplius
- Leptodora kindti*



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



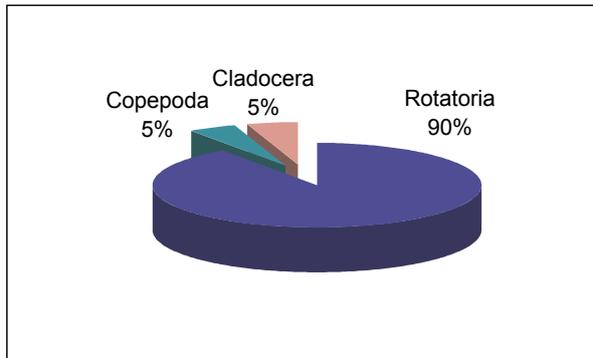
Limnologische Parameter

Sichttiefe:	4,5 m		
	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	9,6	5,0
pH	6,9	8,4	7,2
O ₂ [mg/l]	0	10,4	3,8
O ₂ [%]	0	98	55,6
P _{tot} [µg/m³]	0,5	59,3	6,92567
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	1.681,0		
0-30 m [mg/m³]	920,7		

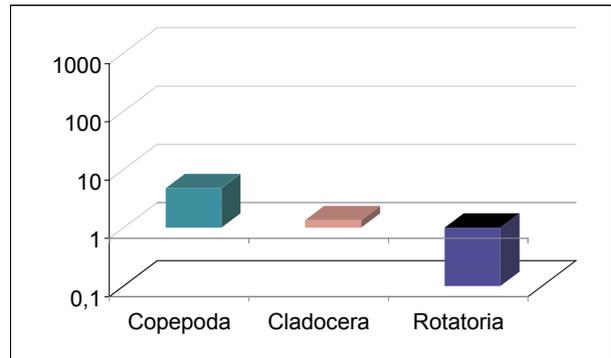
Datum 12.12.2000

Zusammensetzung des Zooplanktons

Individuendichten [%]



Biomasse [mg/m³]



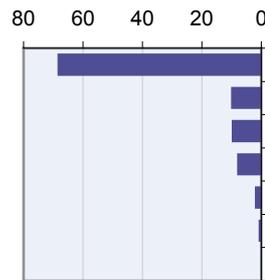
	[n/m³]
Copepoda	2.692
Cladocera	2.908
Rotatoria	51.279

	[mg/m³]
Copepoda	4,74
Cladocera	1,34
Rotatoria	0,01

Prozentuelle Verteilung der Individuendichten

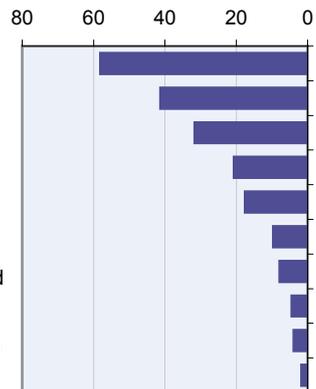
Rotatoria [%]

Keratella cochlearis
Polyarthra vulgaris-dolichoptera
Keratella quadrata
Kellicottia longispina
Synchaeta tremula-oblonga
Ascomorpha saltans

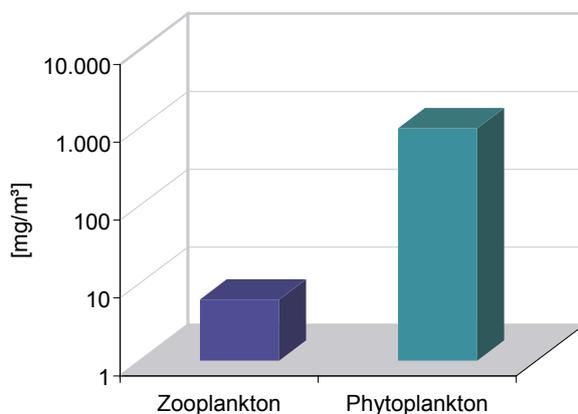


Crustacea [%]

Bosmina coregoni
Daphnia hyalina/galeata
 Cycl. Copepodide
Eudiaptomus gracilis Nauplius
 Cycl. Nauplien
Eudiaptomus gracilis Weibchen
Eudiaptomus gracilis Copepodid
Cyclops sp. Männchen
Eudiaptomus gracilis Männchen
Cyclops sp. Weibchen



Vergleich der Phyto-/Zooplanktonbiomassen



Limnologische Parameter

Sichttiefe: 4,5 m

	Minimum	Maximum	MW
Temperatur [°C]	4	7,6	4,8
pH	7,2	8,2	7,5
O ₂ [mg/l]	0	10,6	4,0
O ₂ [%]	0	93	55,6
P _{tot} [µg/m³]	0,5	27,4	4,3
Algenbiomasse			
0-6 m [mg/m³]	1.715,1		
0-30 m [mg/m³]	962,6		

Tiefenkarte des Millstätter Sees