



GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL

# Das Phytoplankton der großen Salzburger Seen

Land Salzburg • Reihe Gewässerschutz • Band 4 • 2013

Trophiezustand  
Entwicklung  
1981 bis 2005



  
*Land Salzburg*

*Für unser Land!*



[www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz](http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz)

#### TITELFOTO

*Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis*, *Dinobryon divergens* und Cryptomonaden im Obertrumer See, Mai 2006  
(Foto: C. D. JERSABEK)

#### ZITIERVORSCHLAG

LAND SALZBURG (2013):  
Das Phytoplankton der großen Salzburger Seen 1981–2005. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 4: 1–95.

#### IMPRESSUM

Medieninhaber: Land Salzburg  
Herausgeber: Abteilung 4: Lebensgrundlagen und Energie – Gewässerschutz, vertreten durch Dr. Andreas Unterweger  
Redaktion und Korrektorat: Dr. Peter Schaber, Mario Lindlbauer  
Gestaltung und Satz: Grafik Land Salzburg  
Druck: Hausdruckerei Land Salzburg  
Alle: Postfach 527, 5010 Salzburg  
E-Mail: [gewaesserschutz@salzburg.gv.at](mailto:gewaesserschutz@salzburg.gv.at)  
Für den Inhalt verantwortlich: Die Autoren der Beiträge  
Bilder: Amt der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz, bzw. beim Bild genannte Autoren  
ISBN 978-3-901934-14-8

REIHE GEWÄSSERSCHUTZ

BAND · 4

**Das Phytoplankton der großen Seen Salzburgs  
von 1981 bis 2005**

Land Salzburg, 2013



## Vorwort zum 4. Band



### **Saubere Seen sind ein wertvolles Gut für das Land Salzburg**

Die Ansehnlichkeit eines Sees ist ein wesentliches Kriterium für das Publikum über dessen Wasserqualität. Klare durchsichtige Seen werden immer besser beurteilt. Trübes Wasser und geringe Durchsichtigkeit wird durch übermäßige Nährstoffzufuhr und die dadurch entstehende starke Algenentwicklung verursacht. Vor den unangenehmen Folgen dieses Eintrags von Pflanzennährstoffen in den 1960er und 1970er Jahren blieb keiner der großen Salzburger Seen verschont.

Sehr schnell reagierte die Politik auf die Eutrophierung der Salzburger Seen durch die kanaltechnische Entsorgung und Düngebeschränkungen im Einzugsgebiet der Seen. Um den Finger am Puls zu haben wurden durch den Gewässerschutz seit den 1980er Jahren neben den chemischen und physikalischen Messgrößen auch das pflanzliche Plankton regelmäßig auf seine artenmäßige Zusammensetzung und die Menge untersucht. Die Wirkung der Sanierungsbemühungen zur Reduktion der Nährstoffeinträge zeigte sich rasch in der Abnahme der Algenmenge und in der Änderung der Artenzusammensetzung. Anstelle der Anzeiger erhöhter Phosphor- und Stickstoffbelastung prägen nunmehr Arten das Planktonbild, die mit deutlich weniger Nährstoffen das Auslangen finden. Die Ergebnisse der Sanierungsbemühungen im Phytoplanktonbild werden mit diesem Band der Öffentlichkeit zugänglich gemacht.

Der in der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union geforderte „Gute Zustand“ wurde in allen Seen erreicht, zum Teil sogar übertroffen. Trotz dieser guten Ergebnisse dürfen wir die Hände nicht in den Schoß legen. Es sind weiterhin erhebliche Anstrengungen nötig, um die erreichte Wasserqualität nachhaltig zu bewahren, damit die Seen für die Bürger des Landes und seine Gäste ein Anziehungspunkt zur Erholung und Freizeitgestaltung bleiben.

Als ressortverantwortlicher Politiker habe ich den Schutz der großen Seen Salzburgs auch zu meiner großen Aufgabe im Land gemacht.

  
Landesrat Sepp Eisl



## INHALT

### DAS PHYTOPLANKTON DER GROSSEN SEEN SALZBURGS 1981 bis 2005

JERSABEK C. D., JÄGER P., SCHABER P. (2001): Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981-1995 .....	7
KAIBLINGER C., JERSABEK C. D., JÄGER P., SCHABER P. (2006): Phytoplankton und trophische Situation der großen Salzburger Seen in den Jahren 1996-2005 .....	55



# Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981-1995

Christian D. JERSABEK, Paul JÄGER, Peter SCHABER  
(2001)

Mit 49 Abbildungen und einer Tabelle im Text

## KURZFASSUNG

Die Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet der Salzburger Seen führten im Beobachtungszeitraum 1981-1995 zu einer deutlichen Verminderung des allochthonen Nährstoffeintrags. Während sich Fuschlsee und Zeller See nach starken Eutrophierungsschüben in den Fünfziger- bis Siebzigerjahren zu Beginn des Beobachtungszeitraums bereits im fortgeschrittenen Stadium der Reoligotrophierung befanden, war in den massiv belasteten Trumer Seen (Obertrumer See, Grabensee) eine Abnahme des Trophieniveaus von stark eutrophen bis hypertrophen Bedingungen auf heute meso- (Obertrumer See) bis schwach eutrophe (Grabensee) Verhältnisse erst seit Mitte der Achtzigerjahre zu beobachten. Auch der ehemals eutrophe Wallersee konnte bereits weitgehend saniert werden, eine signifikante Abnahme der Phosphorbelastung war hier ab 1992 zu verzeichnen. Heute ist der Wallersee mesotroph. Ein Problem in den genannten Seen sind jedoch auch heute noch massive O<sub>2</sub>-Zehrungen im Hypolimnion.

Neben Nährstoffkonzentrationen und Sauerstoffhaushalt reflektierte vor allem die qualitative Zusammensetzung der Algenzönosen den trophischen Status der einzelnen Seen. Änderungen im Artenspektrum des Phytoplanktons ergaben sich in den Trumer Seen vor allem durch den starken Rückgang von *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens*, die heute quantitativ nur noch eine geringe Rolle spielt. Wasserblüten wurden zur Zeit geringer Phosphorlimitierung des Algenwachstums vor allem durch Stickstoff fixierende *Anabaena*-Arten gebildet. Abnehmende P-Konzentrationen und steigendes N:P-Verhältnis führten zum Rückgang auch dieser Blaualgen. Die erste Phase der Reoligotrophierung äußerte sich zunächst nicht in einer signifikanten Abnahme der Algenbiomasse, sondern durch instabile Dominanzverhältnisse in der Sukzession der Arten. In den heute schwach mesotrophen Seen Fuschlsee und Zeller See ist die metalimnische Etablierung von *P. rubescens* nach wie vor als ein Zeichen zu hoher Phosphorbelastung zu werten. Durch intensivierte Rezirkulation von Nährstoffen im Metalimnion erreicht diese Art trotz insgesamt abnehmender Nährstoffkonzentrationen nach wie vor hohe Populationsdichten. *Tabellaria fenestrata*, ebenfalls Indikator für erhöhte Nährstoffbelastung, ist aus den beiden Seen nach hoher Dominanz zurzeit stärkerer Eutrophierung heute fast völlig verschwunden. Als Folge einer mit der Reoligotrophierung zunehmenden Wichtigkeit der Phosphorlimitierung und der sich daraus ergebenden Verschiebungen im Si:P-Verhältnis ergaben sich generell eine Zunahme des relativen Anteils von Diatomeen im Phytoplankton, sowie Verschiebungen im jahreszeitlichen Auftreten der Arten. Die beste Wasserqualität weist der Wolfgangsee auf, er kann als oligo- bis schwach mesotroph bezeichnet werden.

Insgesamt besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen abnehmender Phosphorbelastung und sinkender Algenbiomasse. Die epilimnischen Phytoplanktonmengen zur Zeit der Sommerstagnation liegen im nach den zur Zeit der Frühjahrszirkulation gemessenen TP-Werten zu erwartenden Bereich.

## GLIEDERUNG

1. EINLEITUNG
2. EUTROPHIERUNGSGESCHICHTE DER SALZBURGER SEEN
3. METHODIK
4. ERGEBNISSE
  - 4.1 Wallersee
  - 4.2 Obertrumer See
  - 4.3 Grabensee
  - 4.4 Mattsee (Niedertrumer See)
  - 4.5 Fuschlsee
  - 4.6 Zeller See
  - 4.7 Wolfgangsee
5. DISKUSSION
6. LITERATUR

# 1. Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten zeigten alle größeren Seen Salzburgs in unterschiedlichem Ausmaß eine zivilisationsbedingte Veränderung ihres limnologischen Zustandes durch allochthone Nährstoffzufuhr und Sanierungsmaßnahmen. Massive Eutrophierungsschübe gab es vor allem in den Fünfziger- bis Siebzigerjahren. Nur zum Teil gibt es aus dieser Zeit kontinuierliche Aufzeichnungen trophierelevanter Parameter, wie Nährstoffkonzentration, hypolimnischer Sauerstoffentwicklung, Sichttiefe oder Artenzusammensetzung und Biomasse des Phyto- und Zooplanktons. Als Grundlage zur limnologischen Beurteilung des aktuellen Zustandes der Salzburger Seen führt das Amt der Salzburger Landesregierung (Referat Gewässerschutz) seit 1981 regelmäßige Kontrolluntersuchungen an den großen Salzburger Seen durch. Im "Projekt Vorlandseen" wurde der trophische Zustand des Wallerseees und der Trumer Seen am Beginn der Achtzigerjahre anhand umfangreicher Untersuchungen dokumentiert. Über Nährstoffbilanzen wurde abgeschätzt, welches Trophieniveau die Seen nach der Sanierung der Einzugsgebiete einnehmen würden (JÄGER 1986 c). Neben der Erhebung verschiedener limnophysikalischer und -chemischer Beurteilungskriterien wurde dabei auch das Algenplankton als Gradmesser für die planktische Primärproduktion berücksichtigt. Die Auswertung des vorliegenden Datenmaterials soll es nun ermöglichen, neben der Beschreibung jährlich wiederkehrender qualitativer (Artenspektrum) und quantitativer (Bio-

massen, Dominanzstruktur) Veränderungen des Phytoplanktons auch längerfristige Tendenzen als Folge der sich ändernden Belastungssituation zu erkennen.

Die Zusammensetzung des Phytoplanktons ergibt sich als Resultat des Zusammenwirkens verschiedener exogener und systemeigener Faktorenkomplexe, von welchen neben hydraulischen und morphometrischen Bedingungen die Nährstoffsituation nur eine produktionsbestimmende Komponente darstellt. Die Vernachlässigung von weiteren, die autogene Sukzession der Artengemeinschaft steuernden, Faktoren, wie Wechselwirkungen zwischen verschiedenen trophischen Ebenen (Zooplankton-Phytoplankton, Fische-Zooplankton) äußert sich in periodischen Abweichungen von den erwarteten Korrelationen zwischen Nährstoffkonzentration und Algenbiomasse. Trotz dieser Komplexität des Wirkungsgefüges zeigen jedoch hinsichtlich Trophiegrad und Morphometrie vergleichbare Seen gemäßigter Breiten ähnliche jahreszeitliche Zyklen der Phytoplanktonentwicklung (REYNOLDS 1982, 1988; SOMMER et al., 1986). Änderungen im Trophiezustand eines Sees lassen dementsprechend Veränderungen des Phytoplanktonbildes erwarten. Als sensibles Maß zum Erkennen spezifischer Entwicklungstrends spielen qualitative und quantitative Charakteristika planktischer Algenzönosen daher heute eine wichtige Rolle im Trophiekonzept von Seen (ROTT 1984).

## 2. Eutrophierungsgeschichte der Salzburger Seen

Nach RÖHRS et al. (1986) und Schultze (1986) ist die Eutrophierungsgeschichte der Trumer Seen (Mattsee, Obertrumer See, Grabensee) bereits sehr alt und kann nicht allein auf zivilisatorische und landwirtschaftliche Einflüsse der letzten Jahrzehnte zurückgeführt werden. Anhand von sedimentgeologischen Untersuchungen und stratigraphischen Pigmentanalysen lassen sich drei Eutrophierungsphasen der ehemals oligo- bis mesotrophen Seen anhand historischer Ereignisse datieren. Ein erster, bedeutender Nährstoffeintrag fällt mit Rodungsmaßnahmen und Moor-Drainagen während der bajuwarischen Besiedlung um 800 n. Chr. zusammen, zu einem zweiten Eutrophierungsschub kam es vor ca. 350 Jahren im Zuge der Brauereigründung in Oberttrum mit zunehmender Besiedlung und Landwirtschaft. Ein Höhepunkt der Gewässerbelastung durch punktuelle Eutrophierungsquellen wurde schließlich zwischen 1950 und 1970 erreicht. Massive Algenblüten, hervorgerufen durch Massenentwicklungen von Blaualgen (*Anabaena spiroides*, "Burgunderblutalge" *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens*) waren die Folge (FINDENEGG 1971, CZERNIN-CHUDENITZ 1986). Im Zeitraum 1964 bis 1978 stieg die Algenbiomasse im Obertrumer See um das Elffache auf  $> 7 \text{ g m}^{-3}$  (JAGSCH & HAIDER 1982). Ende der Siebzigerjahre galten Obertrumer See und Grabensee als stark eutrophiert, der Mattsee

befand sich in einem Stadium fortgeschrittener Eutrophierung (JAGSCH & HAIDER 1982). Mit der Installation kanalisationstechnischer Anlagen seit den Siebzigerjahren ist die Nährstoffbelastung durch punktuelle Eutrophierungsquellen deutlich zurückgegangen (JÄGER 1986, SCHINDLBAUER 1986). Seit 1985 wird das Einzugsgebiet der Trumer Seen über die Verbandskläranlage des RHV Trumer Seen entsorgt. Die heutige trophische Situation zeigt eine Zunahme des Trophiegrades vom Mattsee über den Obertrumer See zum Grabensee.

In der Zeit vor 900 Jahren B. P. befand sich der Wallersee in einem oligo- bis mesotrophen Zustand (RÖHRS et al., 1986). Der Trophiegrad des Sees hat erst in jüngster Zeit durch den immer stärker werdenden Eintrag allochthoner Nährstoffe zugenommen. Gegen Ende der Sechzigerjahre stieg mit zunehmender Belastung die Algenbiomasse sprunghaft an, eine massive Algenblüte, verursacht durch den Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella*, wurde erstmals für das Jahr 1968 dokumentiert (FINDENEGG 1971). Bezüglich ihrer Ursachen und ihres Erscheinungsbildes im Sediment ist der Beginn der akuten Eutrophierung des Wallerseees in den Sechzigerjahren mit der Eutrophierungsphase in den Trumer Seen ab 1950 identisch.

Im Fuschlsee, der noch bis in die Sechzigerjahre als

extrem oligotroph galt, wurden geringfügig erhöhte Nitrat- und Phosphatgehalte erstmals 1966 festgestellt (HASLAUER & HAIDER 1982). Als schwache Eutrophierungstendenz wurde das massenhafte Auftreten der Kieselalge *Tabellaria fenestrata* 1969 gewertet. Bereits 1971 kam es zur ersten Blüte von *Planktothrix rubescens*, verbunden mit starker Sauerstoffzehrung im Hypolimnion am Ende der Sommerstagnation. Nach Anschluss der Anlieger an eine Ringkanalisation Mitte der Siebzigerjahre konnte auf der Grundlage einer Abnahme der Phosphatkonzentration eine Verbesserung des Trophiegrades des Sees vom meso-/eutrophen Zustand zum oligo-/mesotrophen Zustand im Jahre 1981 verzeichnet werden. Dabei nahm im kurzen Zeitraum von nur drei Jahren das Jahresmittel des Gesamtphosphors von ca. 50 mg m<sup>-3</sup> im Jahr 1978 auf 13 mg m<sup>-3</sup> im Jahr 1981 ab.

Im Zeller See wurde anhand röntgenfluoreszenzanalytischer Sedimentuntersuchungen ein Anstieg im Trophiegrad erstmals Mitte der Dreißigerjahre festgestellt (SCHNEIDER 1992). Bereits in den Fünfzigerjahren befand sich der Zeller See in einem Stadium fortgeschrittener Eutrophierung. Die mittlere Sichttiefe lag nur um 3 m und es kam zu Blaualgen- (*Planktothrix*

*rubescens*) und Kieselalgenblüten (*Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa*), sowie akuten Sauerstoffdefiziten im Hypolimnion. SLANINA (1981) bezeichnete diese Phase bereits als "typisch eutroph". 1954 lag die mittlere Algenbiomasse in der euphotischen Zone bei 5,5 g m<sup>-3</sup>, bei einem Jahresmaximum von 14 g m<sup>-3</sup>. Die Installation kanalisationstechnischer Anlagen und damit die weitgehende Fernhaltung kommunaler Abwässer, bewirkten eine Reoligotrophierung des Sees, der sich bereits 1979 wieder im Übergangsstadium von der Meso- zur Oligotrophie befand (SLANINA 1981).

Auch im Wolfgangsee führten zunehmende Siedlungstätigkeit und ansteigender Fremdenverkehr zu einer allmählichen Eutrophierung. Der früher oligotrophe See gelangte in den Sechzigerjahren in den mesotrophen Zustand (JAGSCH et al., 1982). Die mittlere Algenbiomasse stieg in den Jahren 1959 bis 1970 von 220 mg m<sup>-3</sup> auf 880 mg m<sup>-3</sup>, im Sommer 1974 kam es zu einer Goldalgenblüte durch *Uroglena* sp. Anfang der Siebzigerjahre wurde in den umliegenden Gemeinden mit Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung begonnen. Bis 1987 wurden die Verbandssammler des RHV Wolfgangsee-Ischl weitgehend fertiggestellt, die zentrale Kläranlage in Bad Ischl 1988 in Betrieb genommen.

### 3. Methodik

**Probenahmetermin:** Die Auswertungen basieren auf Datenerhebungen des Amtes der Salzburger Landesregierung im Zeitraum 1981-1995. Am Wallersee und an den Trumer Seen wurde mit einzelnen Abweichungen zumindest zur Zeit der Frühjahrs- (März/April) und Herbstzirkulation (November/Dezember), sowie je einmal im Frühsommer (Juni) und Herbst (September/Okttober) eine Probenserie entnommen. Der Fuschlsee wurde in den Jahren 1981-1984 je zweimal (Frühjahr/Frühsommer, Herbst), in den Jahren 1985-1988 nur einmal (Frühjahr/Frühsommer) beprobt. Seit 1991 unterliegt auch dieser See einer viermaligen Kontrolle im Jahr. Der Zeller See wurde im Zeitraum 1981-1988 mit der gleichen Frequenz wie der Fuschlsee untersucht, 1991 und 1992 je zweimal, erst ab 1993 drei- bis viermal, zumindest jedoch während der Frühjahrszirkulation und der sommerlichen Stagnationsperiode. Vom Wolfgangsee liegen Phytoplanktonanalysen nur einmal jährlich (Ausnahmen: 1981, 1982, 1986, 1995 je zweimal) vor. Dabei wurde der See seit 1988 regelmäßig während oder kurz nach der Frühjahrszirkulation beprobt. Keine Phytoplanktondaten liegen für 1989 (Ausnahme Wallersee im April) und die erste Jahreshälfte 1990 vor.

**Probenahme:** Die Probenahmen erfolgten jeweils an der tiefsten Stelle des Sees in den ersten Jahren mit einem Ruttner-Schöpfer, später mit einer Schindler-Falle. Je nach Tiefe der Gewässer wurden zur Zeit der Sommerstagnation 6 bis 10 Tiefenstufen punktuell beprobt. Während der Zirkulationsperioden wurden

Proben aus je vier Tiefenstufen entnommen. Im Epilimnion (angenommener Bereich zwischen 0 und 12 m) wurden in allen Seen in gleicher Weise je fünf Tiefenstufen analysiert (0,5, 3, 6, 9, 12 m). Hier wurde außerdem eine Mischprobe mit einem integrierenden Wasserschöpfer nach Schröder gezogen. Die Proben zur Quantifizierung des Phytoplanktons wurden in 100-ml Glasflaschen abgefüllt und sofort mit drei Tropfen Lugol'scher Lösung fixiert. Aus demselben Schöpfer wurden Proben zur Analyse von O<sub>2</sub>, Gesamtphosphor (TP), gelöstem Gesamtphosphor (IDP), NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-Stickstoff, sowie weiterer chemischer Parameter (vgl. JÄGER 1986) entnommen. Zusätzlich wurde an jedem Termin die Sichttiefe mit einer weißen Scheibe von 30 cm Durchmesser ermittelt.

**Auswertung:** Die Auszählung des Phytoplanktons erfolgte nach Sedimentation in Röhrenkammern entsprechend der Methode nach UTERMÖHL (1958). Zur Ermittlung des Biovolumens einzelner Arten wurden deren Zelldimensionen an geometrische Körper angeglichen. Unter der Annahme des spezifischen Gewichts von 1,0 entspricht dabei das Biovolumen von 1 cm<sup>3</sup> 1 g Biomasse. Zur Interpretation der Algenentwicklung auf höherer taxonomischer Ebene wurden höhere Taxa (Cyanobacteria, Chlorophyceae, Desmidiaceae, Chrysophyceae, Cryptophyta, Dinophyta, Diatomeae) zu Einheiten zusammengefasst. "Picoplankton" (Picoplankton s. str., unbestimmtes Nanoplankton < 5 µm) wurde erst ab 1990 quantifiziert. Für Arten, bzw. Gattungen, die im Untersuchungszeitraum zumindest dreimal einen relativen Anteil von > 10 %

an der Gesamtbiomasse im Epilimnion erreichten, wurde deren Langzeitentwicklung getrennt analysiert. Die angegebenen  $\text{m}^3$ -Werte von Biomassen bzw. Nährstoffgehalten sind nach dem Volumsinhalt der entsprechenden Entnahmetiefen gewichtete Mittelwerte. Entsprechend der Gewichtung der 12 m-Probe beziehen sich Werte aus dem Epilimnion auf das 0-13 m Stratum im Wallersee und im Grabensee, auf das 0-16 m Stratum bei allen weiteren Seen. Eine Ausnahme wurde bei der Berechnung der Nährstoffinhalte für den Grabensee gemacht. In diesem seichten See würde bei einem angenommenen Epilimnion von 0 bis 12 m auch ein großer Anteil des Hypolimnions erfasst werden, Reduktions- und Rücklösungsprozesse also mit Dauer der Sommerstagnation zu einer zunehmenden Verfälschung der Situation in den produktiven Schichten führen. In Bezug auf die Nährstoffchemie entspricht daher im Grabensee das 0-6 m Stratum dem angenommenen Epilimnion.

Da Volumsinhalte zu den einzelnen Tiefenschichten für den Wolfgangsee nicht verfügbar waren, werden hier nur  $\text{m}^2$ -Werte für die Wassersäule unter 1  $\text{m}^2$  Seeoberfläche über dem tiefsten Punkt ("Gesamtiefe")

bzw. die 0-12 m Wassersäule ("Epilimnion") angegeben. Dazu wurden die Biomassen durch Summation der entsprechend der vertikalen Tiefenerstreckung gewichteten Kubikmeter-Werte berechnet. Alle Berechnungen und Interpretationen der limnologischen Entwicklung beziehen sich auf die Datenerhebung über der maximalen Seetiefe, im Wolfgangsee auf das tiefere St. Gilgener Becken, im Mattsee auf das Hauptbecken "Mattsee 1".

Als Grundlage zur Beurteilung des Trophiezustandes gelten die Richtwerte laut ÖNORM M 6231. Demnach liegt der Gesamtphosphorgehalt oligotropher Gewässer zur Zeit der Frühjahrszirkulation unter  $10 \text{ mg m}^{-3}$ , in eutrophen Gewässern  $>20 \text{ mg m}^{-3}$ . Die hypolimnische  $\text{O}_2$ -Zehrung am Höhepunkt der Sommerstagnation bleibt in oligotrophen Seen unter 30 %, bei  $>70$  % spricht man von eutrophen Verhältnissen. Die entsprechenden Richtwerte für  $\text{O}_2$ -Übersättigung im Epilimnion liegen bei  $<20$  bzw. bei 40-60 %, für die mittlere Algenbiomasse der trophogenen Schicht bei  $<0,2$  bzw.  $>2 \text{ g m}^{-3}$ . Die jeweiligen Werte zwischen diesen Angaben würden demnach mesotrophe Gewässer kennzeichnen.

Tab. 1. Morphometrische Daten der bearbeiteten Seen (Land Salzburg - Gewässerschutz)

SEE	Seehöhe (m ü. A.)	Fläche ( $\text{km}^2$ )	Max. Tiefe (m)	Mittlere Tiefe (m)	Volumen ( $10^6 \text{ m}^3$ )	Erneuerungszeit theor. (Jahre)	Einzugs- gebiet( $\text{km}^2$ )
Fuschlsee	663	2,64	66,9	37,1	97,90	2,6	31,9
Grabensee	503	1,30	14,1	9,3	12,13	0,23	68,5
Mattsee	503	3,62	42,3	17,2	61,40	4,7	15,0
Obertrumer See	503	4,88	36,3	17,4	84,80	1,7	56,6
Wallersee	506	5,9	23,3	13,0	76,10	0,8	109,5
Wolfgangsee	538	13,49	112,6	50,7	666,50	3,9	124,8
Zeller See	750	4,55	69,8	39,7	180,60	4,0	54,7

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Wallersee

#### 4.1.1. Nährstoffe und Algenbiomasse

Unter Phosphor-limitierten Bedingungen lässt sich der trophische Status eines Sees am besten anhand der Konzentration des Gesamtphosphors (TP) während der Frühjahrszirkulation charakterisieren. Vor Beginn der Vegetationsperiode liegt ein erheblicher Anteil des Phosphors als gelöster Gesamtphosphor (TDP) vor. Die Konzentration des davon reaktiven Anteils (SRP, "Orthophosphat"), als die für das Algenplankton effektiv verfügbare Komponente, steuert entscheidend die Entwicklung der Frühjahrspopulationen. Im Wallersee schwankt das Verhältnis TP : TDP zwischen den einzelnen Frühjahrsterminen stark (2,2 - 4,1). Es liegt also ein beträchtlicher Anteil des TP in Form partikulärer Komponenten vor. Tatsächlich wurde in einzelnen Jahren bereits zu dieser Zeit ein erstes Biomassemaximum erreicht (Abb. 1). Dabei dominierten v. a. zentrische Diatomeen (*Cyclotella*, *Stephanodiscus*), im März 1995 die pennate *Asterionella formosa*, heterotrophe Flagellaten (*Gymnodinium helveticum*), sowie Cryptomo-

naden (*Cryptomonas*, in den letzten Jahren zunehmend auch *Rhodomonas minuta*) (Abb. 5). Der Frühjahrs-TP schwankte in den Achtzigerjahren zwischen 24,1 und  $32,7 \text{ mg m}^{-3}$ , seit Beginn der Neunziger Jahre sank er stetig von  $26,5 \text{ mg m}^{-3}$  im April 1991 auf  $17,5 \text{ mg m}^{-3}$  im März 1995 (Abb. 1).

Eine statistisch signifikante Beziehung der Frühjahrsbiomasse konnte weder zum TP ( $r^2 = 0,18$ ,  $P > 0,05$ ), noch zu einem anderen Nährstoff gefunden werden. In Anbetracht der sehr unterschiedlichen Bedingungen (Licht, Temperatur, beginnende Schichtung) zur Zeit der Frühjahrstermine war dies auch nicht zu erwarten. Auch im langjährigen Mittel schwankte die Frühjahrsbiomasse eher zufällig, als steuernde und limitierende Größen von Populationswachstum und Artensukzession sind zu dieser Zeit vielmehr physikalische als limnochemische Größen anzunehmen. Die Algenbiomassen zeigen im Frühsommer starke

und scheinbar regellose Schwankungen. In den Jahren 1983, 1991 und 1995 bilden die Juni-Werte das Jahresminimum. Dass die Probenahmen hier in eine durch das Grazing des Zooplanktons verursachte "Klarwasserphase" fiel, kann nur vermutet werden. Teilweise höhere Sichttiefen und ein Anstieg der TDP-

Konzentration stützen diese Annahme.

Eine echte P-Limitierung des Algenwachstums ist im Wallersee nur kurzfristig im Hochsommer oder Herbst zu erwarten. Je nach TP-Konzentration im Frühjahr ( $TP_{mix}$ ) und Ausmaß der thermischen Schichtung, ist

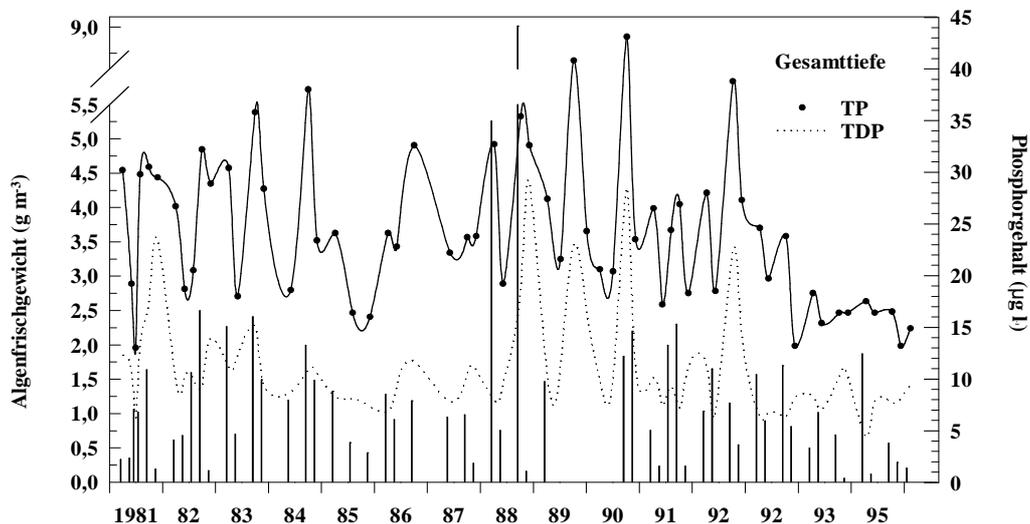


Abb. 1: Wallersee - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

das sommerliche Algenwachstum daher mehr oder weniger stark von den Bedingungen im Frühjahr abhängig. Setzt man die spätsommerlich/herbstlichen Biomassen im Epilimnion in Bezug zum  $TP_{mix}$ , ergibt sich ein schwacher, aber signifikanter Zusammenhang ( $r^2=0,36$ ;  $P<0,05$ ,  $n=11$ ; Abb. 49). Die Geringfügigkeit des Zusammenhangs erklärt sich aus der Zufälligkeit bei Verwendung von Einzeldaten. Während der hochsommerlichen und herbstlichen Stagnationsperioden dominierten im Wallersee v. a. Dino- und Cryptophyten. Biomasseanteile von  $> 25\%$  erreichten dabei v. a. *Cryptomonas* spp. und *Ceratium hirundinella*, vereinzelt *Peridinium willei* und pennate Diatomeen (*Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*), sowie im Frühsommer zentrische Diatomeen (*Cyclotella* spp.) (Abb.5). *C. hirundinella* und *Cryptomonas*-Arten treten im Wallersee "opportunistisch" auf, d. h. sie dominieren unter verschiedensten Milieubedingungen sobald die Abundanz anderer Arten gering ist.

Die gemittelten Jahresbiomassen fluktuieren im Untersuchungszeitraum sehr stark (Abb. 4). Vor allem in den Achtzigerjahren lässt sich keine deutliche Tendenz erkennen. Einem Minimum von  $854 \text{ mg m}^{-3}$  im Jahr 1987 folgte ein durch eine Ceratien-Blüte im Oktober, sowie ein *Cyclotella*-Maximum im April verursachtes Maximum von  $4.452 \text{ mg m}^{-3}$  im Jahr 1988 (epilimnische Werte)! Zumindest jedoch seit 1988 ist ein Rückgang im Jahresmittel der Algenbiomasse zu verzeichnen (Abb. 4 und 6). Die mittlere Biomasse in der Oberflächenschicht des Wallersees ist seit 1988 von  $4.452 \text{ mg}$

$\text{m}^{-3}$  auf  $742 \text{ mg m}^{-3}$  im Jahr 1995 gesunken, die mittlere Sichttiefe stieg im gleichen Zeitraum von 2,4 m auf 3,8 m.

Ein Absinken des TDP-Gehalts unter die von SAS (1989) (zit. in GAEDKE & SCHWEIZER 1993) als Schwellwert für P-limitiertes Algenwachstum angegebene Konzentration von  $10 \text{ mg m}^{-3}$  (SRP) wurde im Wallersee seit 1985 regelmäßig bereits im Frühsommer festgestellt. Da der TDP neben dem gelösten reaktiven Anteil (SRP) auch noch gelöste organische Phosphate, sowie kolloidalen Phosphor enthält, liegt der als Algen Nährstoff verfügbare Phosphor stets unter dem gemessenen TDP. Ein Phosphorlimitiertes Algenwachstum während der Stagnationsperiode ist also zumindest wahrscheinlich. Relativ hoch ist im Wallersee der Gehalt des anorganischen Stickstoffs (gemessen als Nitrat- und Ammonium-Stickstoff). Ein N:P-Verhältnis (Summe anorganischer N : gelöster P) von  $< 10:1$ , bei dem der Stickstoff als limitierender Pflanzennährstoff angenommen werden kann (KLAPPER 1992), wurde im gesamten Untersuchungszeitraum nie festgestellt. Auffallend ist in den letzten Jahren der gegenläufige Trend der Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen (Abb. 2). Dementsprechend hat im Wallersee das jährliche Mittel des N:P-Verhältnisses seit 1990 von 71 (1990) auf 141 (1995) zugenommen.

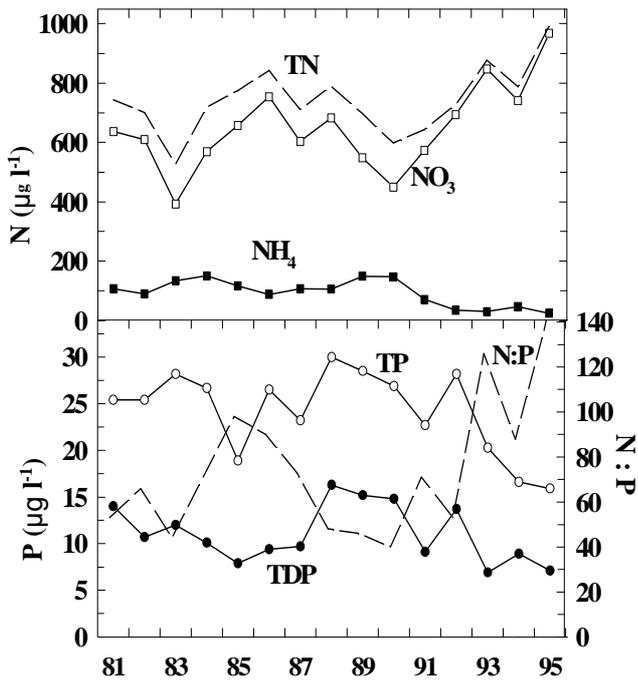


Abb. 2: Wallersee - mittlere Jahresinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See

#### 4.1.2 Sauerstoffhaushalt

Gegen Ende der Sommerstagnation ergab die vertikale Verteilung des Sauerstoffs in allen Jahren einen extrem klinograden Verlauf. Trotz vollständiger Sauerstoffanreicherung im Frühjahr führte die Veratmung organischer Stoffe und organogener Sedimente meist schon bis Juni/Juli zu einer weitgehenden Zehrung des gelösten Sauerstoffs im tiefsten Beckenbereich. Mit fortschreitender Dauer der Stagnation setzten sich anaerobe Verhältnisse fast im gesamten Hypolimnion durch. In den Jahren 1990 und 1991 war im September bereits in 9 m Tiefe kein Sauerstoff mehr nachzuweisen, während im Epilimnion Sauerstoffübersättigungen von > 70 % gemessen wurden. Im Herbst 1990 führten die anaeroben Bedingungen im Hypolimnion bis zur Reduktion des Sulfats zu Schwefelwasserstoff. Dabei sank der  $\text{SO}_4$ -Gehalt von 9,3 mg  $\text{l}^{-1}$  in 12 m auf 5,9 mg pro Liter über Grund, was einem "negativen Sauerstoffvorrat" von 6,8 mg  $\text{l}^{-1}$  entspricht! Seither hat sich die Situation sukzessive verbessert, die Sauerstoffsprungschicht sank von 6 auf unter 9 m, in den Jahren 1993 bis 1995 wurden auch über Grund noch Spuren von gelöstem Sauerstoff nachgewiesen. 1995 betrug die Sauerstoffsättigung in 12 m Tiefe noch 38 % (Abb. 3). Aufgrund der hohen Reduktionskapazität der organogenen Sedimente ergibt sich aus den hypolimnischen Sauerstoffverhältnissen für den Wallersee nach wie vor das Bild eines stark eutrophen Sees.

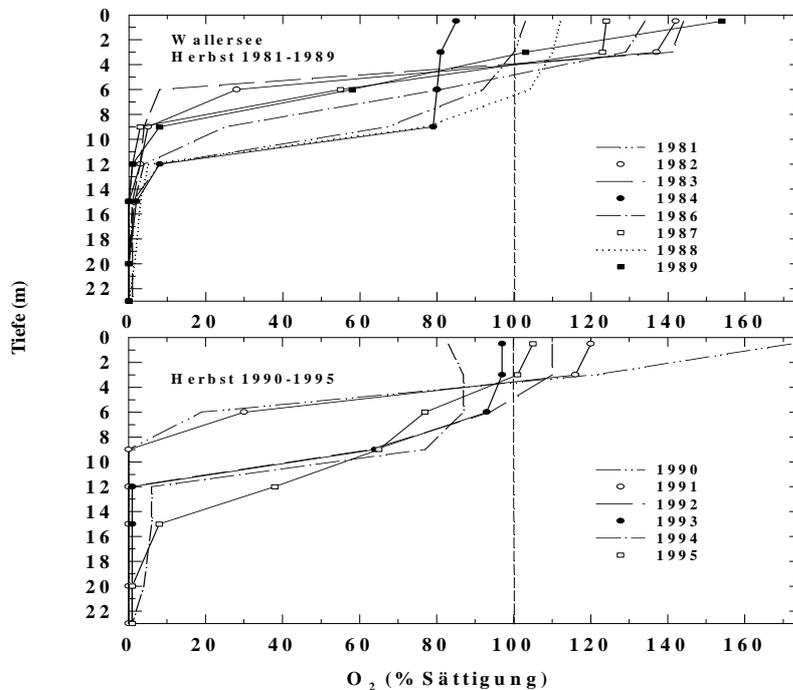


Abb. 3: Wallersee - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation

### 4.1.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Während des gesamten Untersuchungszeitraums dominierten im Wallersee v. a. die Kieselalgen und Panzerflagellaten. Zusammen trugen sie in den meisten Jahren mit >50-75 % zur Jahresbiomasse bei (Abb. 4). In Abb. 5 sind die relativen Anteile jener wichtigen Taxa, die im Wallersee an zumindest drei Untersuchungsterminen einen relativen Anteil von >10 % an der epilimnischen Algenbiomasse erreichten, dargestellt. Als wichtigste Art der Dinophyteen erreicht *Ceratium hirundinella* einen Entwicklungsschwerpunkt im Spätsommer bis Herbst (Abb. 5). Achtmal stellte diese Art allein > 50 % der herbstlichen Algenbiomasse, im Herbst 1988 mit 11,1 g m<sup>-3</sup> sogar 98 % (Abb. 48). Je nach Entwicklung der Schichtungsverhältnisse kann diese wärmeliebende Art auch im Frühsommer bereits dominieren (Abb. 5). Entsprechend seines opportunistischen Auftretens fluktuieren die relativen Anteile von *C. hirundinella* an der Gesamtbiomasse jedoch stark, spezifische Trends lassen sich nicht erkennen. Im Frühjahr spielte während der Achtzigerjahre auch *Gymnodinium helveticum* mit relativen Anteilen von meist >20 % eine Rolle. Die Bedeutung dieser Art scheint jedoch in den letzten Jahren im Abnehmen begriffen zu sein

(Abb. 5). Die Kieselalgen erreichen ihre höchsten Biomasseanteile um die Zeit der Zirkulationsperioden im Frühjahr und Spätherbst/Frühwinter. Dabei dominieren meist centrische Arten (*Cyclotella comensis*, *C. comta*, *Stephanodiscus astraea*), vereinzelt auch *Asterionella formosa* (Frühjahr 1995 >60 %), im Spätherbst/Frühwinter erreicht fallweise auch *Tabellaria fenestrata* Anteile von >50 %. Von den übrigen Gruppen erlangten in den meisten Jahren die Cryptophyten (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta*; Abb. 47) den höchsten relativen Anteil neben den erstgenannten Gruppen. Mit zunehmender Reoligotrophierung des Wallersees zeigt *R. minuta* zu allen Jahreszeiten zunehmende Tendenz, woraus sich in erster Linie die im Jahresmittel gleichbleibende Cryptophyteenbiomasse (Abb. 6) trotz abnehmender Gesamtbiomasse des Phytoplanktons erklärt (Abb. 4). Von den übrigen Gruppen waren im Jahresdurchschnitt die Chrysophyteen in den Jahren 1984 (*Mallomonas* sp.), 1990 (*Mallomonas caudata*) und 1992 (*Uroglena volvox*, *M. caudata*), die Chlorophyteen 1985 (*Chlorella* sp.) bedeutsam.

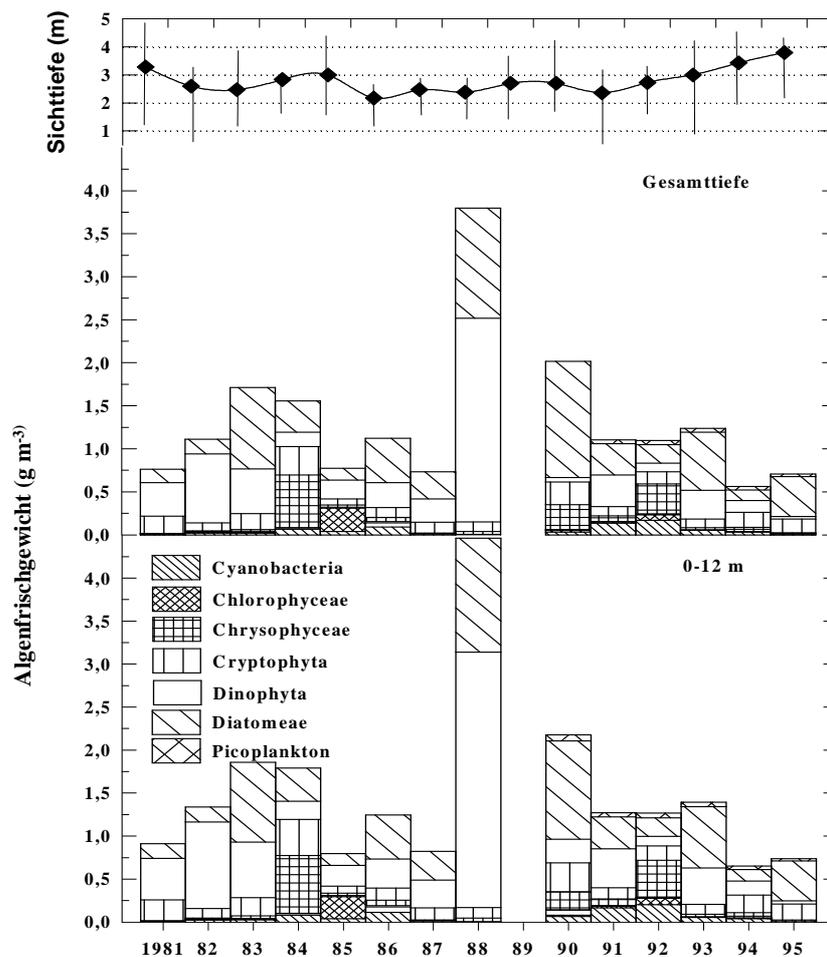


Abb. 4: Wallersee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m)

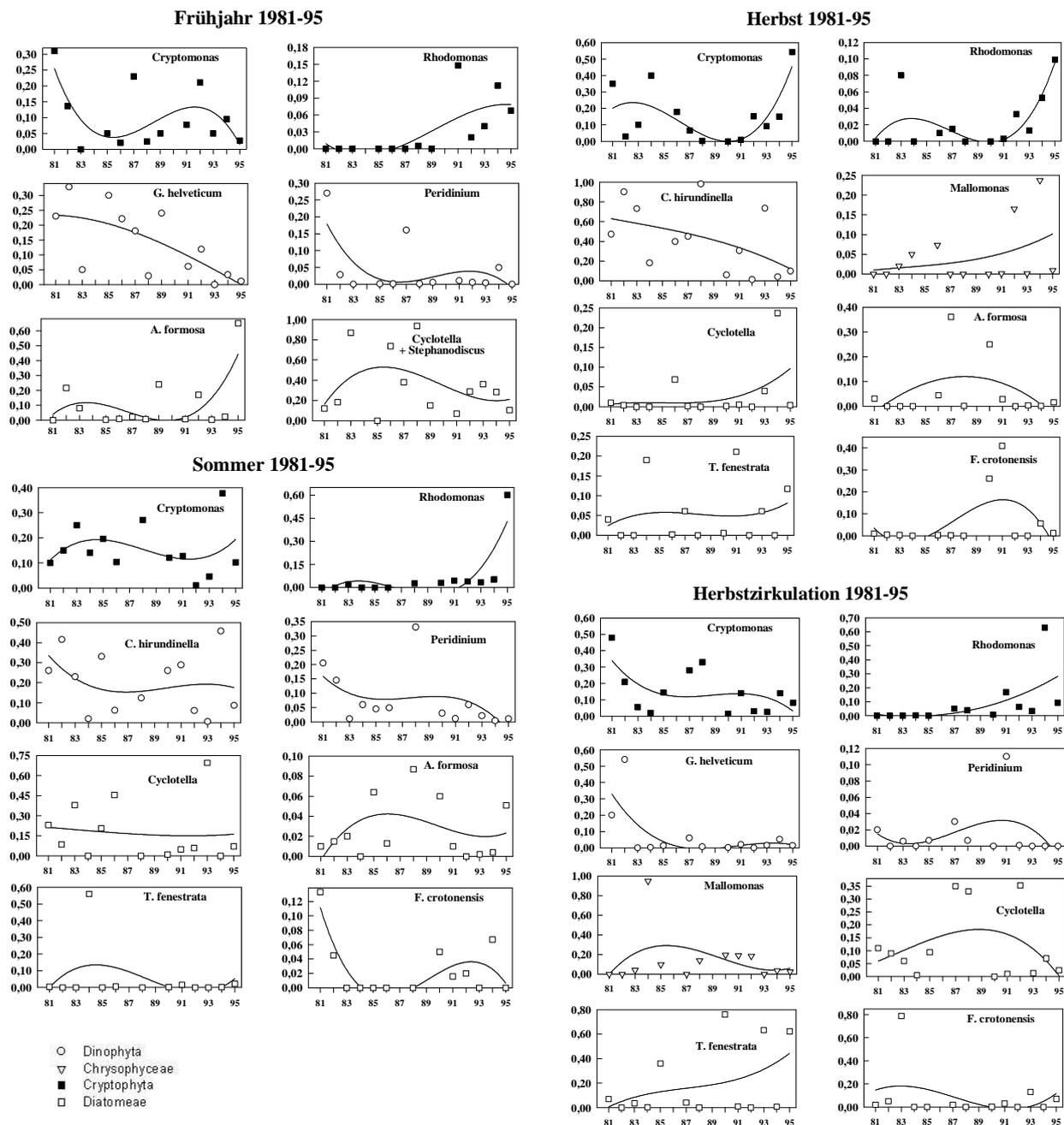


Abb. 5: Wallersee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

Auffallend ist im Wallersee die untergeordnete Rolle der Blaualgen während des ganzen Jahres (Abb. 4). Nennenswerte Anteile an der Gesamtbio­masse erreichten Mitte der Achtzigerjahre *Gomphosphaeria lacustris* und *G. aponina*. Zu Beginn der Neunzigerjahre erreichten zeitweilig auch die N-autonomen Arten *Aphanizomenon flos-aquae* und *Anabaena flos-aquae* Bedeutung. Die in den Trumer Seen v. a. zu Beginn der Untersuchungsperiode so dominante *Planktothrix rubescens* spielte im Wallersee quantitativ nie eine Rolle. Blaualgenblüten wurden während des gesamten Zeitraums nie beobachtet.

#### 4.1.4 Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse

Nach unregelmäßigen Schwankungen der Algenbiomasse in den Achtzigerjahren ist der Trend des Phytoplanktons seit Beginn der Neunzigerjahre abnehmend. Diese Entwicklung verläuft analog der abnehmenden TP-Konzentration und äußerte sich bereits in einer entsprechenden Zunahme der Sichttiefe (Abb. 6). Dabei ist die Abnahme der mittleren Jahresbiomasse nur schwer auf spezifische Entwicklungen innerhalb der Artengemeinschaft zurückzuführen, da hier die Langzeitrends meist nur wenig signifikant oder sogar

entgegengerichtet verlaufen (Abb. 5). Scheinbar kommt die Reaktion einzelner Arten nicht im Jahresmittelwert der Biomasse, sondern in der saisonalen Dynamik zum Ausdruck. Diese zu erfassen ist mit 4 Terminen nicht

möglich. Jedenfalls aber ist die insgesamt abnehmende Tendenz der beiden Hauptgruppen Dinophyta und Diatomeae für die Entwicklung der Gesamtbiomasse entscheidend.

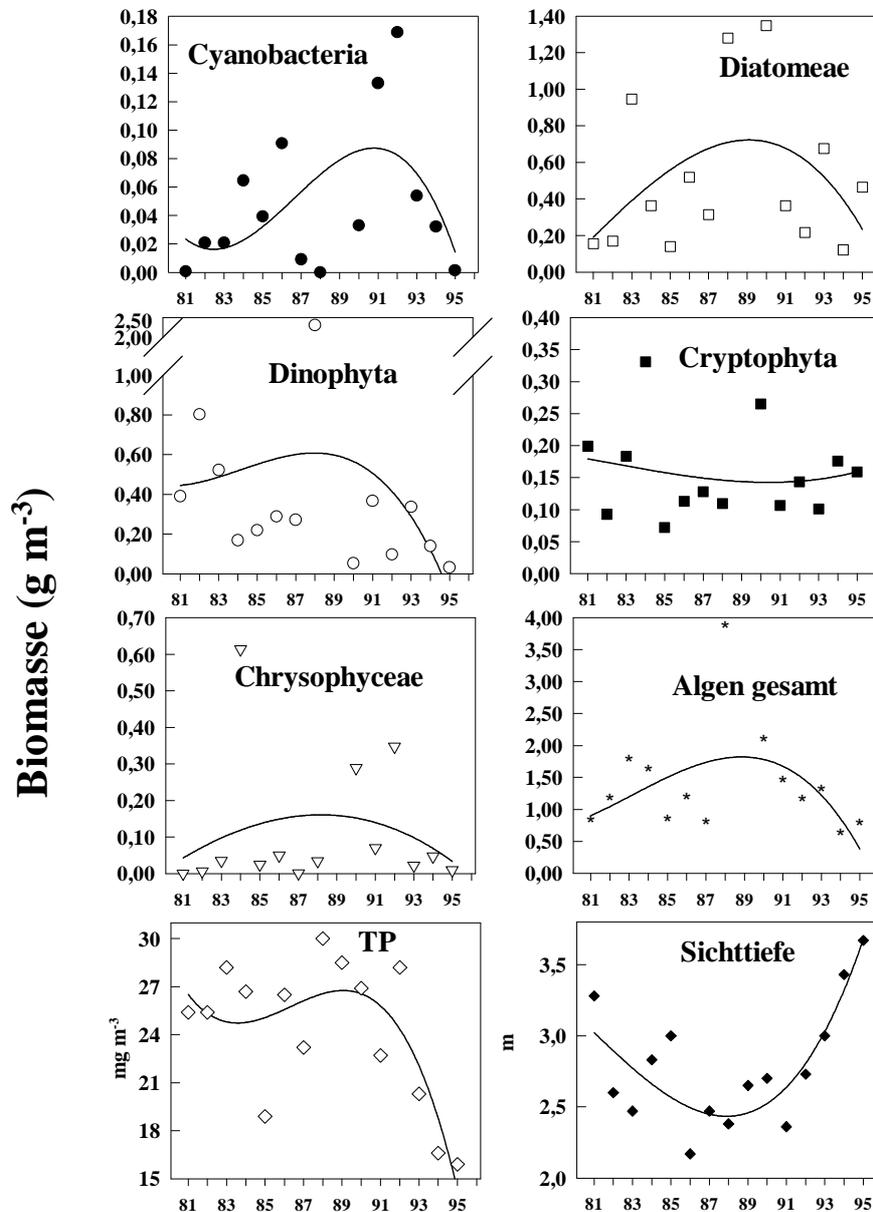


Abb. 6: Wallersee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

## 4.2 Obertrumer See

### 4.2.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Im hocheutrophen Obertrumer See der frühen Achtzigerjahre lag der TP-Gehalt im Jahresmittel über 70 mg m<sup>-3</sup> (Abb. 8). Spitzenwerte nahe oder über 100 mg m<sup>-3</sup> wurden dabei regelmäßig zur Zeit der spätherbstlichen Zirkulation gemessen (Abb. 7). Der Frühjahrs-TP schwankte vor 1986 zwischen 54,7 und

90,2 mg m<sup>-3</sup> (TP:TDP = 1,9-2,6), seit dem Anschluss des Einzugsgebiets an die Verbandskläranlage des RHV Trumer Seen (1985) sank er stetig von 67,4 mg m<sup>-3</sup> im April 1986 auf 15,5 mg m<sup>-3</sup> im April 1995 (Abb. 7). Im Jahr 1981 wurde bereits im April eine durch *P. rubescens* dominierte Algenblüte (> 12 g m<sup>-3</sup>) beobachtet. Der mittlere Algengehalt pro Kubikmeter lag 1981 im

Epilimnion bei 9,6 g, bezogen auf die Gesamttiefe immerhin noch bei 7 g m<sup>-3</sup> (Abb. 10). In den darauffolgenden Jahren sank die Biomasse des Phytoplanktons, vorwiegend verursacht durch das starke Zurück-

gehen von *P. rubescens*, auf ein Jahresmittel von 1,4 g m<sup>-3</sup> im Jahr 1984. Der Phosphorgehalt sank vergleichsweise langsamer auf 61 mg m<sup>-3</sup> (Abb.8). Seit 1992 liegt die mittlere Algenbiomasse im Jahresmittel unter 1 g m<sup>-3</sup>.

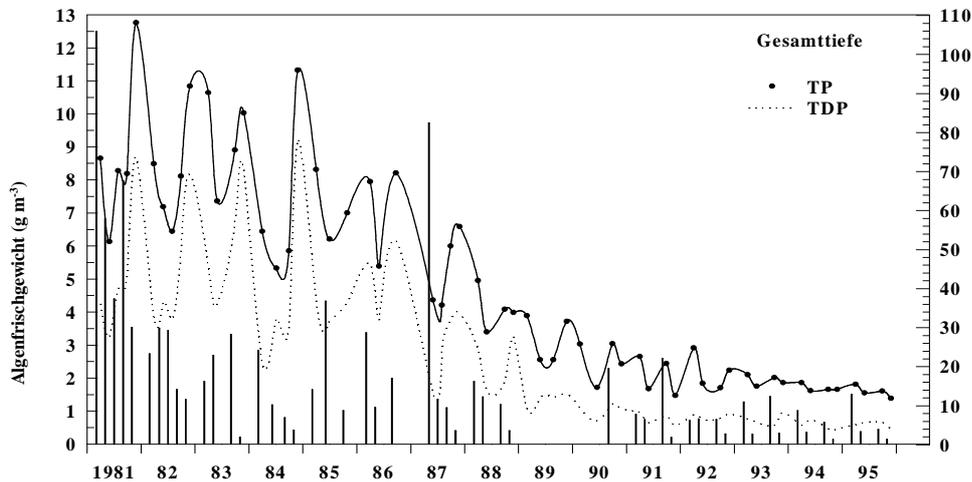


Abb. 7: Obertrumer See - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Im Gegensatz zum mittleren TP-Gehalt, der in den vergangenen 15 Jahren von 75 mg m<sup>-3</sup> auf <14 mg m<sup>-3</sup> sank, stieg der Gehalt an anorganischem Stickstoff im gleichen Zeitraum von 430 mg m<sup>-3</sup> auf >650 mg m<sup>-3</sup>. Daraus resultierte ein Anstieg im N:P-Verhältnis von 10 auf 129 (Abb.8). Dieses seit 1983 stetig steigende N:P-Verhältnis ist vermutlich mit einer Ursache der Abnahme von zur Heterocystenbildung befähigte Cyanobakterien (s. u.), die damit als N-autonome Art einen Selektionsvorteil verloren. Ein Absinken dieses Nährstoff-Verhältnisses zu Zeiten hoher Algenproduktion auf Werte von <10 wurde im Epilimnion noch in den Jahren 1981-1983 gemessen. Das deutet auf N-limitiertes Algenwachstum hin. Ein Absinken des gelösten Phosphors unter den Schwellwert von 10 mg m<sup>-3</sup> (P-Limitation) im sommerlich/herbstliche Epilimnion konnte im Obertrumer See während der Achtzigerjahre nur ausnahmsweise beobachtet werden. Seit 1990 lag die TDP-Konzentration jedoch während des ganzen Jahres konstant unter diesem Wert. Immer geringer werdende Fluktuationen des Phosphatgehaltes im Jahresgang spiegeln eine abnehmende Bedeutung der Phosphorakkumulation im stagnierenden Hypolimnion im Vergleich zu früheren Jahren wieder (Abb. 7). Dementsprechend ist die Abnahme der mittleren NH<sub>4</sub>-Konzentration durch verminderte Nitratammonifikation im Tiefenwasser zu erklären (Abb. 8). Gegen ein im langjährigen Mittel P-limitiertes Wachstum der Algen würde auch die nur geringfügige Abhängigkeit der spätsommerlich/herbstlichen Biomassen im Epilimnion vom TP<sub>mix</sub> sprechen

(r<sup>2</sup>=0,33, P>0,05, n=12; Abb. 49). Wirklich aussagekräftig wären solche Berechnungen jedoch nur bei Verwendung von über längere Zeiträume gemittelten Biomassen.

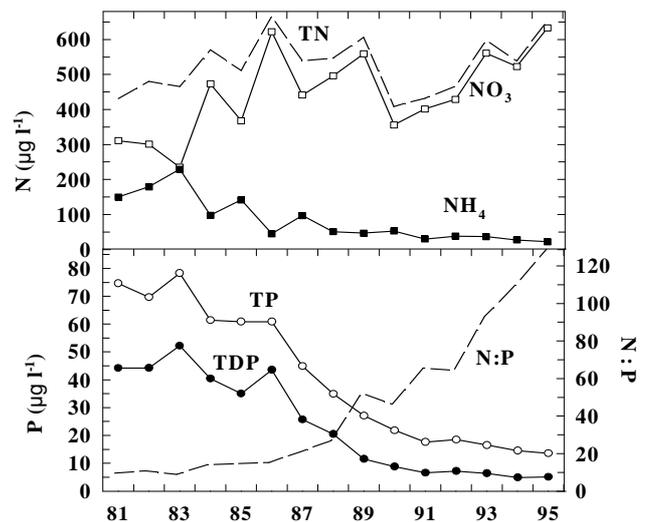


Abb. 8: Obertrumer See - mittlere Jahresinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See

#### 4.2.2 Sauerstoffhaushalt

Gegen Ende der sommerlichen Stagnationsperiode ergab sich für den Obertrumer See das in Abb. 9 dargestellte Bild.

In den Achtzigerjahren wurden ab 12 m Tiefe meist nur noch Spuren (max. 0,4 mg l<sup>-1</sup> im Oktober 1988) von gelöstem Sauerstoff festgestellt. Darunter war das Hypolimnion weitgehend sauerstofffrei. Im Epilimnion wurden im Sommer Sauerstoffübersättigungen von bis zu 75 % gemessen. Die sich seit Mitte der Achtzigerjahre bessernde trophische Situation spiegelt sich im Obertrumer See seit Beginn der Neunzigerjahre

auch im herbstlichen Sauerstoffprofil wider. Im September 1995 wurde erstmals auch in 20 m Tiefe noch eine O<sub>2</sub>-Konzentration von >3 mg l<sup>-1</sup> (30 %) gemessen. Über Grund wurden im September 1993 noch 0,4 mg O<sub>2</sub> festgestellt, in allen anderen Jahren lagen die Sauerstoffwerte unter 0,2 mg l<sup>-1</sup>. Unter dieser Konzentration beginnt der an Fe<sup>3+</sup> gebundene Phosphor in Lösung zu gehen. Nach wie vor ergäbe sich bei alleiniger Betrachtung des klinograden O<sub>2</sub>-Profils und der hohen hypolimnischen Sauerstoffdefizite für den Obertrumer See das Bild eines stark eutrophen Sees.

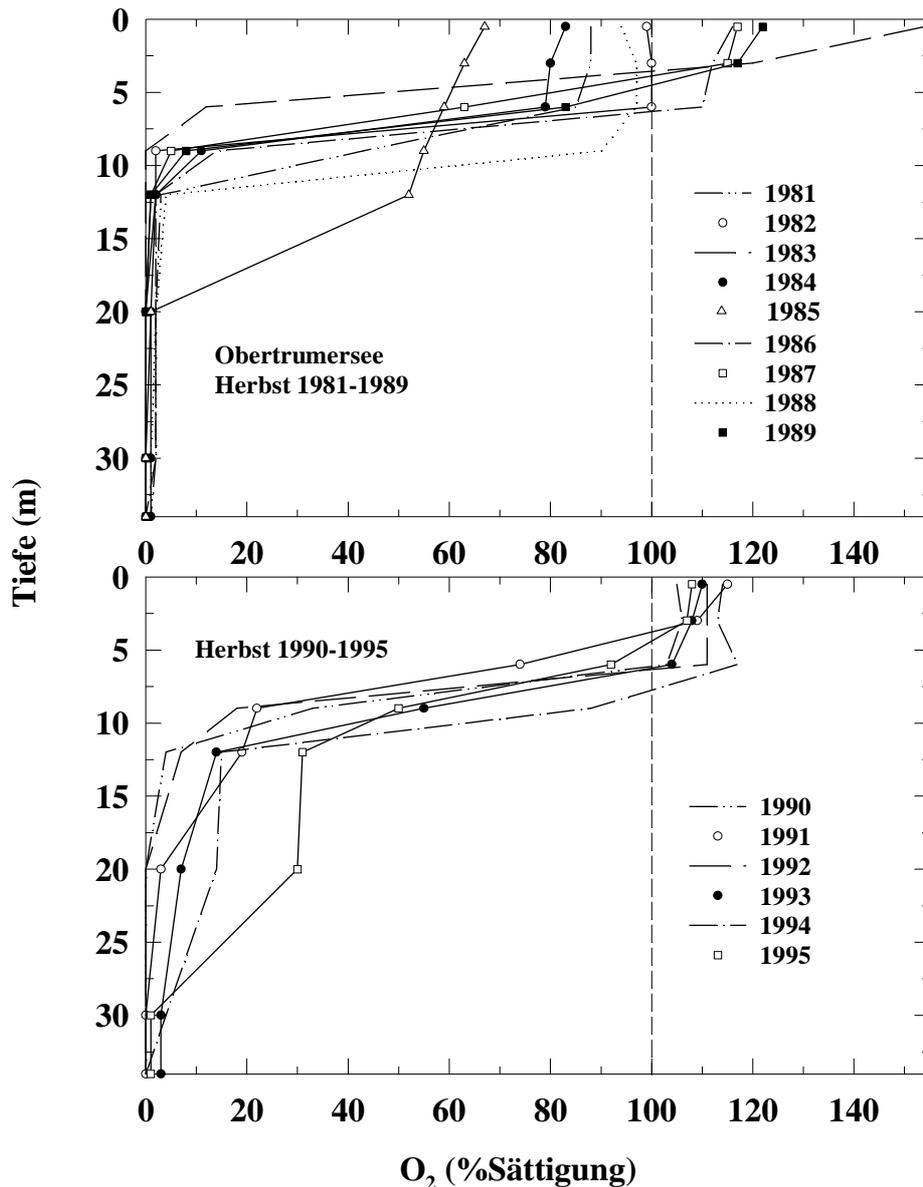


Abb. 9: Obertrumer See - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation. Messungen von 1985 fielen bereits in die beginnende Herbstzirkulation.

#### 4.2.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Nach der Dominanz von *Planktothrix* in den ersten Untersuchungsjahren traten 1984 v. a. Kieselalgen im Frühjahr (*Melosira ambigua*) und Sommer (*Tabellaria*

*fenestrata*), sowie Cryptomonaden (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta*) im Winter, in den Vordergrund. Diese erste Phase stark abnehmenden Phosphorgehalts 1982-1987 ist durch eine hohe Instabilität innerhalb des Artengefüges im Phytoplankton gekennzeichnet. Als erste Nutznießer des *Planktothrix*-Rückgangs traten zur

Zeit stabiler Schichtung weitere fädige Blaualgen (*Anabaena* spp., *Aphanizomenon* sp.) auf (Abb. 11 und 44). Im September 1985 führte eine Massentwicklung von *Anabaena spiroides* zu einer heftigen Algenblüte mit 74 g (!) Frischgewicht im Kubikmeter (Oberflächenwert, keine Probennahmeserie). In den weiteren Jahren nahm jedoch die Bedeutung der Blaualgen weiter ab, auch wenn der prozentuelle Anteil (75 % *Aphanizomenon flos-aquae* im Dezember 1988) bei insgesamt niedriger Gesamtbiomasse zeitweise noch hoch sein konnte. Das N:P Verhältnis als mögliche Ursache dafür wurde bereits oben diskutiert.

Das hohe Grünalgenmaximum 1987 (*Pandorina morum* im Frühjahr, Chloromonaden im Frühsommer) (Abb. 10) spiegelt gut die instabilen Dominanzverhältnisse im Obertrumer See während der ersten Phase der Reoligotrophierung wider. Chlorophyceen waren qualitativ zwar stets bedeutsam, spielten quantitativ jedoch weder vor noch nach diesem Produktionsmaximum eine Rolle. Offensichtlich konnte

diese auf nährstoffreiche Bedingungen hinweisende Gruppe unter noch eutrophen Bedingungen die Abnahme der Blaualgen kurzfristig optimal nützen. Die mit der Mehrzahl der Arten nährstoffreiches Milieu meidenden Chrysophyceen (ROTT 1983) erlangten im Obertrumer See seit dem verstärkten sommerlichen Auftreten von *Uroglena volvox* ab 1984 zunehmende Bedeutung (Abb. 11 und 12). Es fällt auf, dass *U. volvox* in den durch Blaualgen (*Aphanizomenon flos-aquae*, 1985), sowie durch Grünalgen (Chloromonaden, 1987) dominierten Sommern völlig fehlte (Abb. 11). In den letzten Jahren erreichten weitere Chrysophyceen-Taxa (*Mallomonas* spp., *Dinobryon* spp.) fallweise hohe Anteile an der Phytoplanktonbiomasse, die mittleren jährlichen Biomassen der Goldalgen zeigen jedoch eine abnehmende Tendenz (Abb. 12). Im Frühjahr 1996 (0 bis 12 m Mischprobe, im vorliegenden Bericht noch nicht berücksichtigt!) dominierten jedoch Chrysophyceen (*U. volvox*) mit >25 % Anteil an der Gesamtbiomasse von >1,2 g m<sup>-3</sup>!

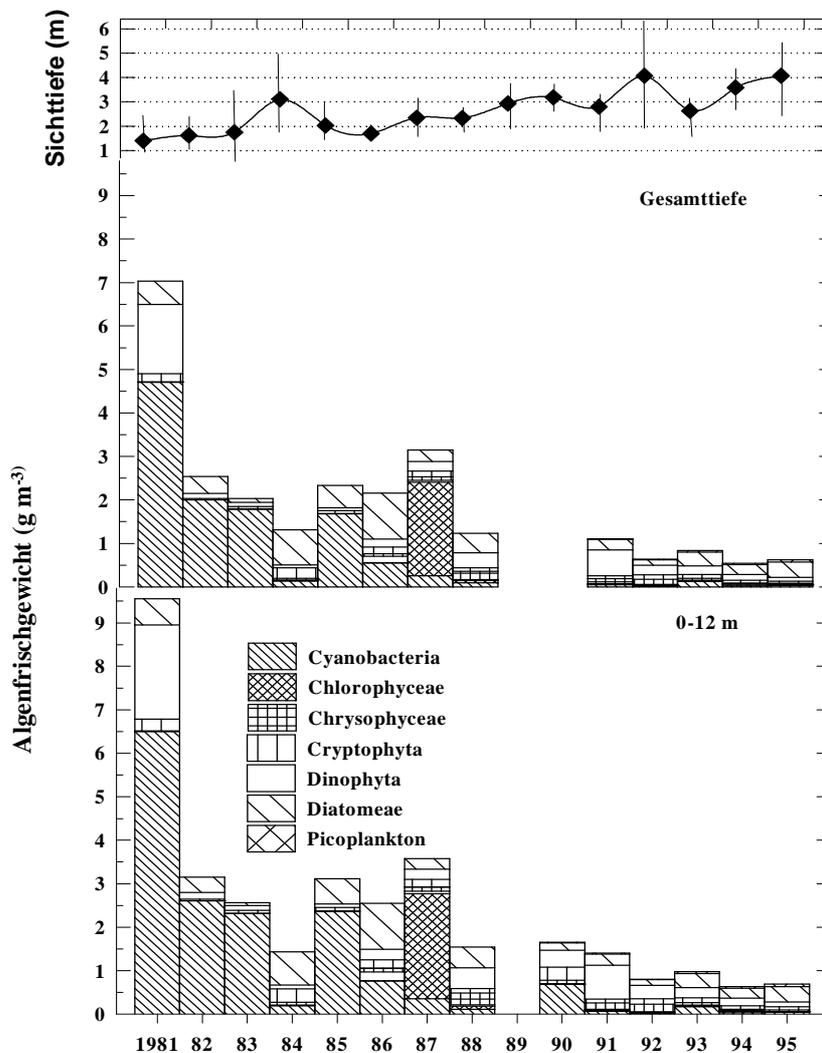


Abb. 10: Obertrumer See - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m)

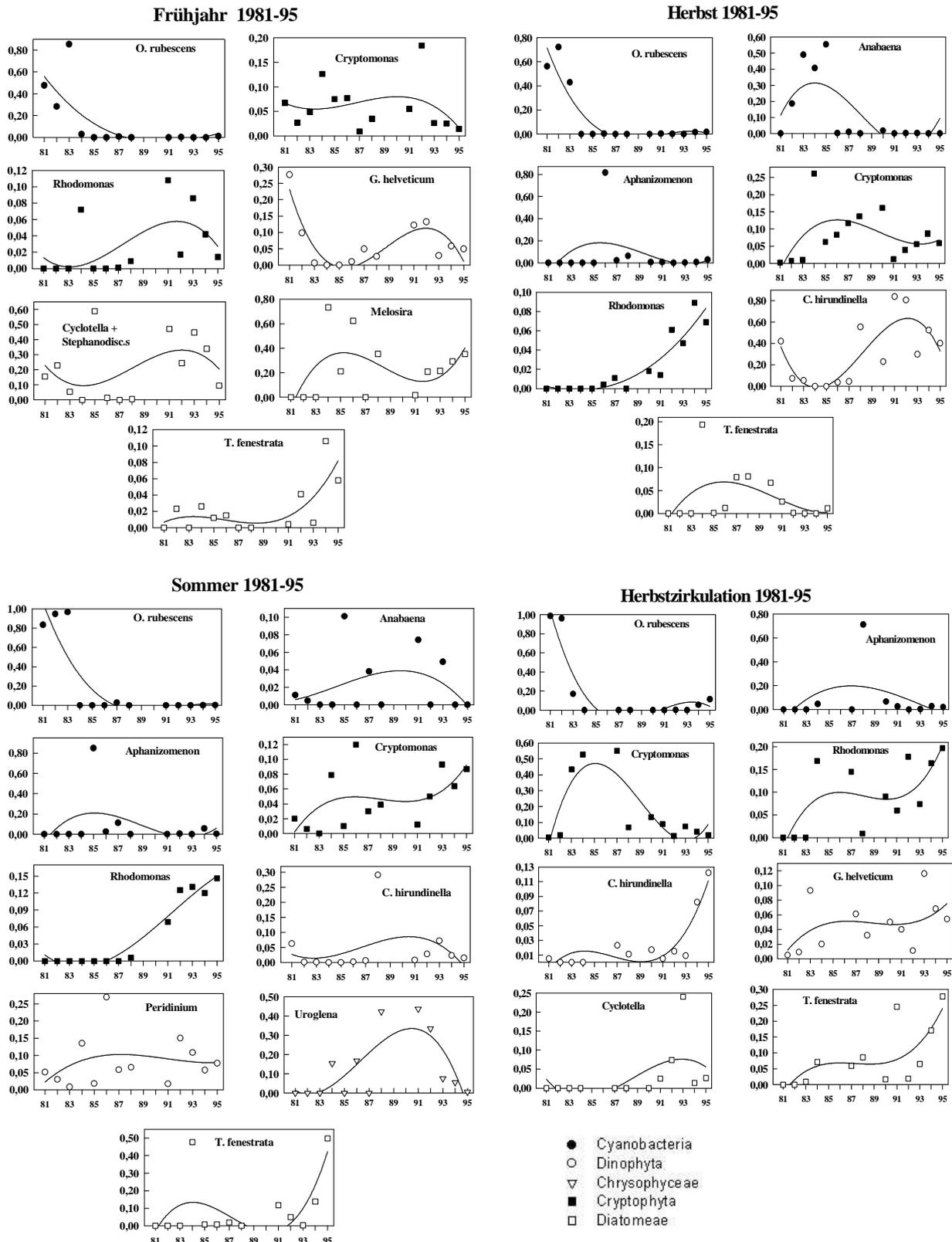


Abb. 11: Obertrumer See - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

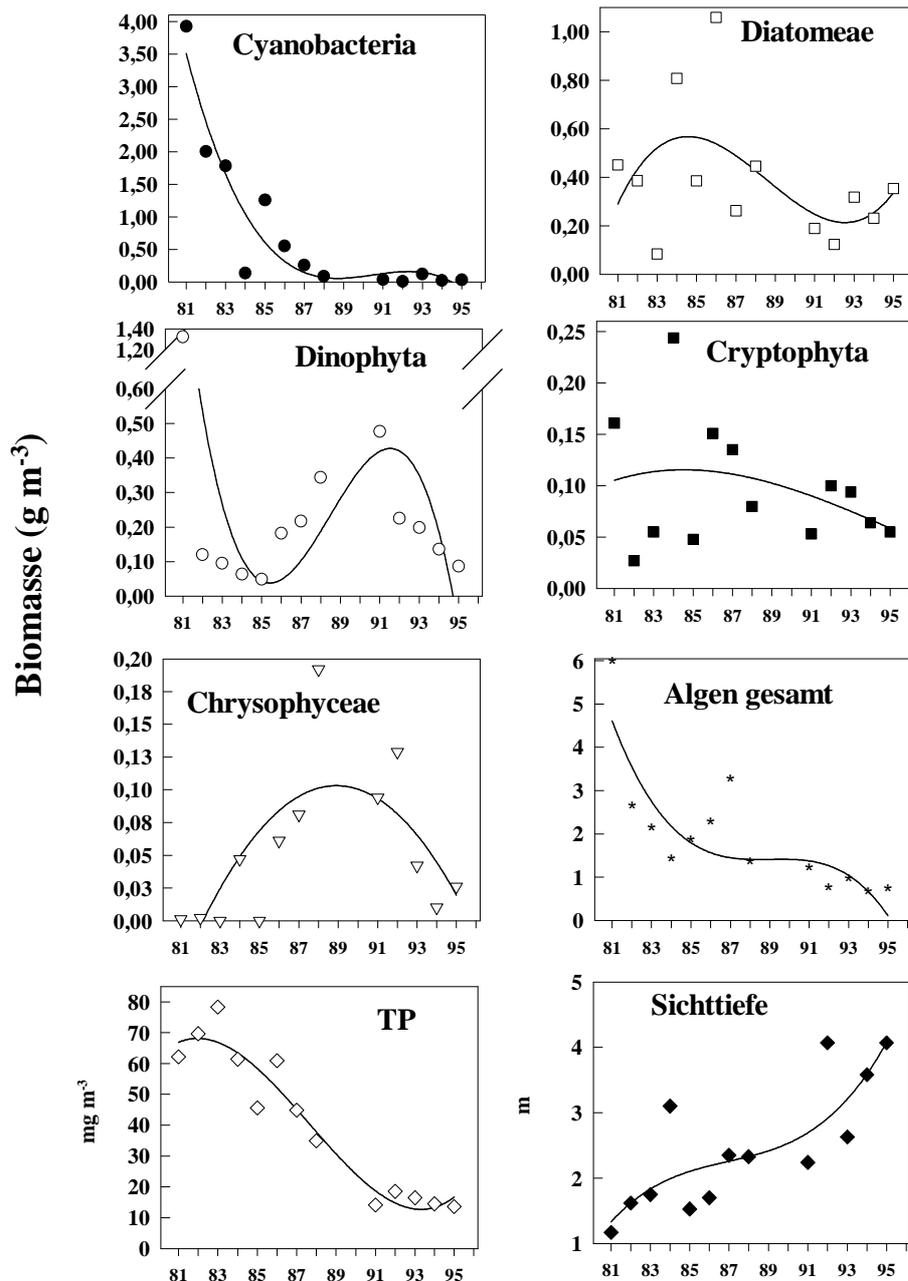


Abb. 12: Obertrumer See - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

Dinoflagellaten erreichten v. a. im Herbst (*Ceratium hirundinella*) und Sommer (*Peridinium* spp.), zeitweise auch während der Zirkulationsperioden (*Gymnodinium helveticum*), hohe Abundanzen (Abb. 11). Starke saisonale Schwankungen und Schwankungen zwischen den Jahren machen eine Interpretation der Sukzession dieser Algengruppe schwierig, doch ist es offensichtlich, dass speziell *C. hirundinella* seit dem Abklingen der Blaualgendominanz an relativer Bedeutung gewonnen hat. In den Jahren 1988, 1991, 1992 und 1994 dominierte diese Art mit >50 % Biomasse-Anteil das herbstliche Planktonspektrum (Abb. 11). Cryptomonaden

zeigten ein insgesamt den Dinophyten ähnliches, opportunistisches Sukzessionsmuster ohne deutlich erkennbare Tendenzen (Abb. 12). Eine Ausnahme ist jedoch *Rhodomonas minuta* während der sommerlichen Stagnationsperiode. Nach völliger Bedeutungslosigkeit in den Achtzigerjahren, gewann er im mesotrophen Obertrumer See der Neunzigerjahre deutlich an relativer Bedeutung (Abb. 11). Unter den Kieselalgen dominieren zentrische Arten (*Cyclotella*, *Stephanodiscus*, *Melosira* (= *Aulacoseira*)) im Frühjahr, *Tabellaria fenestrata* v. a. in der zweiten Jahreshälfte (Abb. 11).

#### 4.2.4 Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse

Aus der Entwicklung der stark fluktuierenden Algenbiomassen lässt sich in den Achtzigerjahren keine eindeutige Beziehung zum abnehmenden P-Gehalt erkennen. Der insgesamt abnehmende Trend wird durch das hohe Maximum von 1981 wohl überbetont (Abb. 10 und 12). Die erste Phase der Reoligotrophierung des Obertrumer Sees spiegelt sich in den Achtzigerjahren vielmehr in der Dynamik der Artensukzession, als in der Algenkonzentration wider. In den letzten Jahren folgte die Entwicklung der Algenbiomassen jedoch

auch quantitativ der Reoligotrophierungstendenz des Obertrumer Sees. Im Zeitraum 1987-1995 sank die mittlere Jahresbiomasse von  $3,1 \text{ g m}^{-3}$  auf  $0,6 \text{ g m}^{-3}$  (Abb. 10). Signifikante Zusammenhänge dieses Trends mit der Entwicklung innerhalb der einzelnen Großgruppen lassen sich mit Ausnahme der Blaualgen nicht erkennen. Jedenfalls scheint längerfristig die Tendenz auch bei den Diatomeen (leichter Anstieg jedoch seit 1992) und den Cryptomonaden, trotz zunehmender relativer Bedeutung (Abb.11), abnehmend zu sein. Die Sichttiefe hat sich seit 1981 beinahe verdreifacht.

### 4.3 Grabensee

#### 4.3.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der mit einer mittleren Tiefe von nur 9,26 m seichteste See der Trumer Seenkette wurde von der Eutrophierung am stärksten beeinflusst. In seiner limnologischen Entwicklung ist er wesentlich vom Obertrumer See abhängig, aus dem er die gesamte Zuflussfracht erhält. Der Grabensee spiegelt in wesentlichen Zügen die Situation im Obertrumer See wider, doch spielen biogene Umsetzungsprozesse hier eine bedeutendere Rolle. So prägen langandauernde

Rücklösungsprozesse im anoxischen Hypolimnion, sowie die an Kalziumphasen gebundene Mitfällung von Phosphor (biogene Entkalkung!), nach wie vor die saisonale Entwicklung des stark fluktuierenden Phosphatgehalts (Abb. 13). Die jährlichen Amplituden sind jedoch bedeutend geringer, auch zeigen Nitratreduktion, sowie meta- und hypolimnische Ammoniumanreicherung einen der zunehmenden Reoligotrophierung entsprechend abnehmenden Verlauf.

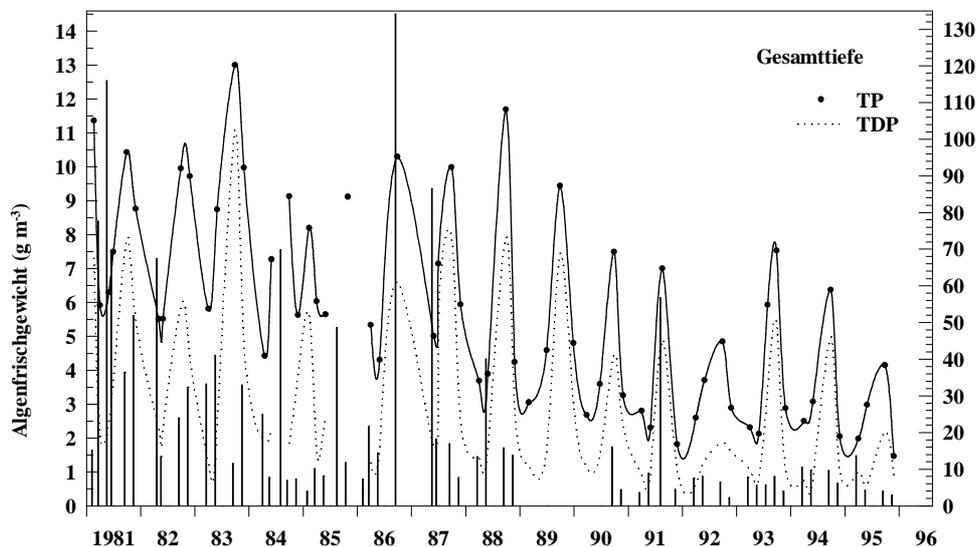


Abb. 13: Grabensee - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Im Jahresdurchschnitt ist der TP-Gehalt seit 1983 von  $86,7 \text{ mg m}^{-3}$  auf  $24,4 \text{ mg m}^{-3}$  im Jahr 1995 gesunken (Abb. 13). Der Frühjahres-TP schwankte vor 1986 (Anschluss des Einzugsgebiets an die Verbandskläranlage des RHV Trumer Seen im Jahr 1985) zwischen  $40,9$  und  $55,8 \text{ mg m}^{-3}$ . Anschließend ist er

von  $49,3 \text{ mg m}^{-3}$  im April 1986 auf  $18,3 \text{ mg m}^{-3}$  im April 1995 gesunken. Zur Zeit der Frühjahrsdurchmischung wurden meist schon erste Produktionsspitzen erreicht (TP:TDP = 1,9-4,5), in einzelnen Jahren (1982, 1987, 1994 und 1995) brachten die April/Mai-Werte bereits das gemessene Jahresmaxi-

mum (Abb. 13). Noch stärker als im Obertrumer See unterliegen die gemittelten Jahresbiomassen im Grabensee in den Achtzigerjahren starken Schwankungen (Abb. 16). Im Zeitraum 1981 bis 1985 sank die mittlere Biomasse kontinuierlich von  $6,6 \text{ g m}^{-3}$  auf  $< 1,8 \text{ g m}^{-3}$  ab. Hauptverantwortlich dafür war der Rückgang von *Planktothrix rubescens*. Obwohl der generelle Trend des TP in diesem Zeitraum ebenfalls abnehmend war, kann die Reduktion der Algenbiomasse auf nahezu ein Viertel kaum nur durch die Reduktion der Phosphorkonzentration erklärt werden, die vergleichsweise langsam von  $77 \text{ mg m}^{-3}$  auf  $64 \text{ mg m}^{-3}$  fiel, dazwischen 1983 sogar noch auf fast  $87 \text{ mg m}^{-3}$  stieg (Abb. 18). Wie im Obertrumer See profitierte auch im Grabensee andere Blaualgenarten von der *Planktothrix*-Abnahme. Diese Sukzession gipfelte in einer neuerlichen Blaualgenblüte mit  $14 \text{ g m}^{-3}$  (*Anabaena spiroides*) im Oktober 1986. Dabei sank die Sichttiefe auf einen oberflächlichen Algengehalt von  $> 76 \text{ g m}^{-3}$  auf  $40 \text{ cm}$ , eine mit der im September 1985 im Obertrumer See beobachteten Situation vergleichbare, aber um ein Jahr verzögerte Entwicklung. Im Zeitraum 1986 bis 1995 nahm die mittlere Jahresbiomasse konstant von  $4,8$  auf  $0,7 \text{ g m}^{-3}$  ab (Abb. 16). Hohe Biomassespitzen von  $> 3 \text{ g m}^{-3}$  gab es seither nur noch im Frühling/Frühsummer 1987/1988 durch Grünalgenblüten (*Eudorina* sp., *Pandorina* sp. 1987, *Sphaerocystis schroeteri* 1988), sowie im Herbst 1991 durch eine Massenentwicklung von *Ceratium hirundinella* (Abb. 11). Aufgrund der langsamer abnehmenden Phosphatkonzentration ist bei nahezu gleichbleibendem Stickstoffgehalt auch die Entwicklung des N:P-Verhältnisses im Grabensee nicht so deutlich wie im Obertrumer See. Dennoch stieg dieses Nährstoffverhältnis seit 1981 im Jahresmittel von 9 auf 53 (Abb. 14). Bis zum Ende der Sommerstagnation fiel jedoch der N:P-Wert im Epilimnion (hier 0-6 m) in den Achtzigerjahren noch regelmäßig unter 10, oft sogar unter 5. Ein Absinken des gelösten Phosphats unter die wachstumslimi-

tierende Konzentration von  $10 \text{ mg m}^{-3}$  wurde seit 1990 regelmäßig gemessen, an einzelnen Terminen lassen jedoch gleichzeitig niedrige N:P-Werte auf ein überwiegend N-limitiertes Algenwachstum schließen. Im September 1995 schien jedoch die Algenproduktion klar P-limitiert zu sein (TDP =  $2,5 \text{ Mg m}^{-3}$ , N:P = 147). Trägt man die spätsommerlich/herbstliche Algenbiomasse als abhängige Variable des Gesamtphosphors während der Frühjahrszirkulation (TP<sub>mix</sub>) auf, ergibt sich ein schwacher, aber statistisch signifikanter Zusammenhang ( $r^2=0,39$ ,  $P<0,05$ ,  $n=14$ ; Abb. 49).

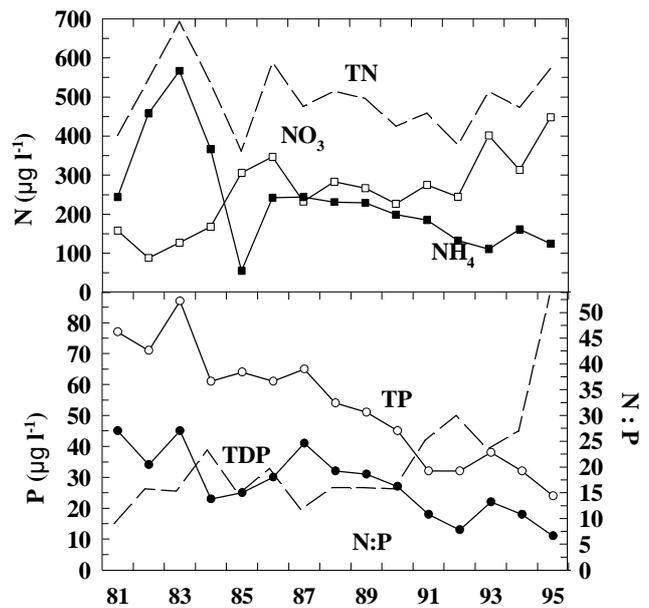


Abb. 14: Grabensee - mittlere Jahresinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See

#### 4.3.2 Sauerstoffhaushalt

Das stark klinograde Sauerstoff-Profil im Herbst entspricht im Wesentlichen jenem des Obertrumer Sees, doch schreitet die sommerliche Sauerstoffzehrung im seichteren Grabensee rascher voran und reicht der völlige Sauerstoffschwund höher. In den Achtzigerjahren konnte meist bereits unterhalb von 9 m kein gelöster Sauerstoff mehr nachgewiesen werden (Abb. 15), im anaeroben Hypolimnion kam es unter weitgehender Reduktion des Sulfats (1986 von  $9,8 \text{ mg pro Liter}$  in  $7,5 \text{ m}$  auf  $1,3 \text{ mg l}^{-1}$  in  $12 \text{ m}$ ) zur Anreicherung von Schwefelwasserstoff. Die höchste beobachtete Sauerstoffübersättigung betrug im Mai 1981  $62 \%$ . Seit 1992 sank die Grenze zum anaeroben Tiefenwasser auf  $12 \text{ m}$ , Sulfatreduktion wurde in bereits geringerem Ausmaß (von  $9,2 \text{ mg}$  in  $9 \text{ m}$  auf  $6,1 \text{ mg SO}_4 \text{ l}^{-1}$  in  $13,5 \text{ m}$ ) jedoch auch noch im Herbst 1995 festgestellt. Im Juni 1994 betrug die epilimnische Sauerstoff-Sättigung  $38 \%$ .

#### 4.3.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Im Zeitraum 1981 bis 1986 wurde die Phytoplanktonzönose des Grabensees von Blaualgen beherrscht. In den ersten drei Jahren dominierte *Planktothrix rubescens* praktisch zu allen Jahreszeiten mit relativen Anteilen von meist  $> 50 \%$ , nur im Sommer 1982 wurde sie von *Microcystis flos-aquae* übertroffen, die kurzfristig einen Anteil von  $55 \%$  erreichte (Abb. 17). Wie im Obertrumer See dokumentiert auch im Grabensee die unregelmäßige Sukzession der Arten in den ersten Jahren abnehmender Nährstoffkonzentration deutlich die instabilen Dominanzverhältnisse im Phytoplankton. Nach Abklingen der *Planktothrix*-Dominanz traten ab 1984 im Sommer und Herbst weitere Blaualgen in den Vordergrund. Hohe Biomassen-Anteile von  $> 30 \%$  wurden dabei von den N-autonomen Arten *Aphanizomenon flos-aquae* im Sommer und *Anabaena spiroides* (in geringerem Ausmaß auch

*A. planctonica*) im Herbst, sowie von *Gomphosphaeria lacustris* erreicht. Eine echte Algenblüte wurde nur noch einmal durch *A. spiroides* (s. o.) ausgebildet. *Microcystis* spielte keine Rolle mehr (Abb. 17). Seit dem Sommer 1984 ist *P. rubescens* praktisch aus dem Grabensee verschwunden, es wurden seither nur noch vereinzelt Fäden gefunden. Nach dem Rückgang dieser Art wird

das Frühjahrsplankton fast ausschließlich durch Kieselalgen dominiert (Abb. 17). Eine Ausnahme bilden die Jahre 1987 und 1993, in denen kurzfristig volvocale Grünalgen (1987, *Pandorina* sp., *Eudorina* sp.) bzw. Flagellaten (1993, *Gymnodinium helveticum*, *Rhodomonas minuta*) den Frühjahrs-Aspekt beherrschten.

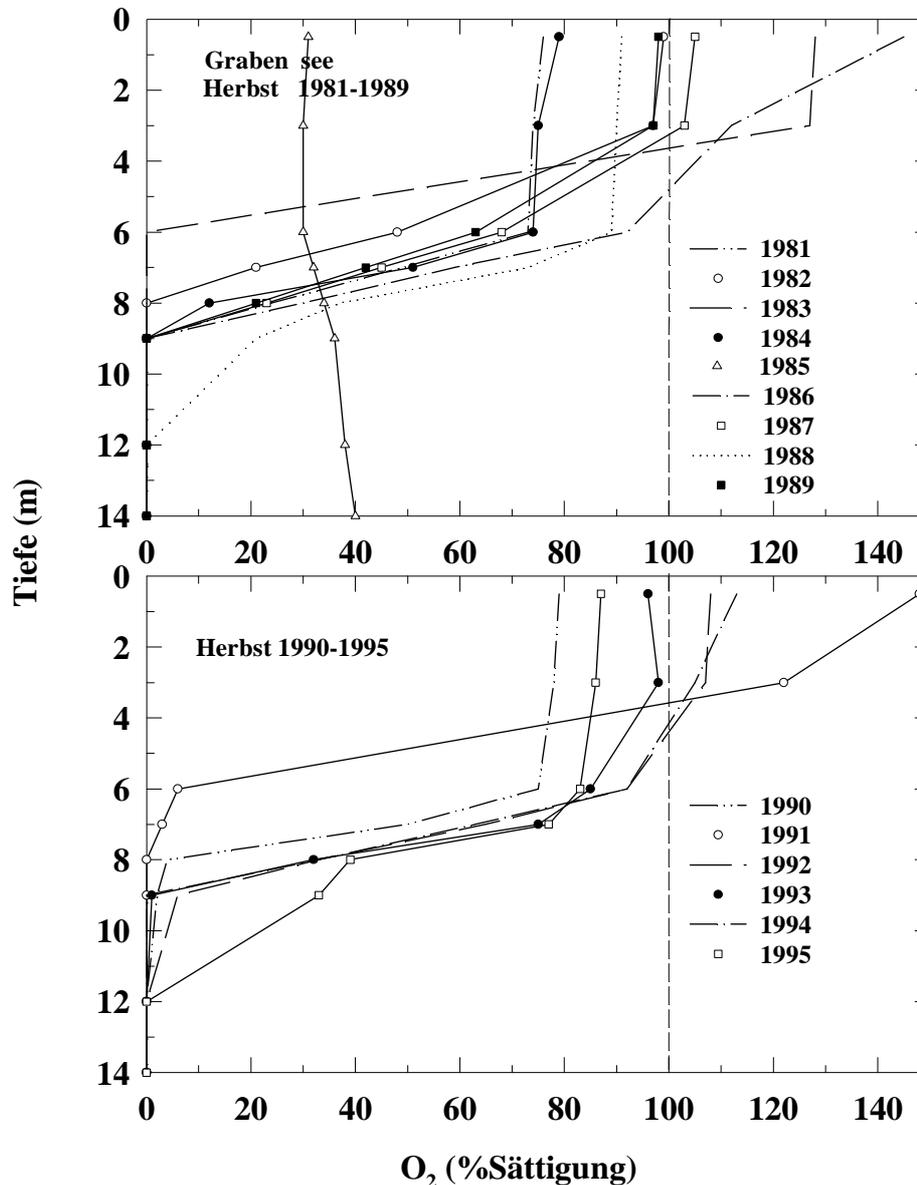


Abb. 15: Grabensee - Sauerstoffschichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation. Messungen von 1985 fielen bereits in die Herbstzirkulation.

Die Massenentfaltung der über den restlichen Untersuchungszeitraum nur qualitativ bedeutsamen Grünalgen nach Rückgang der nostocalen Blaualgen bildet eine auffallende Parallele zur Entwicklung im Obertrumer See. Die Beteiligung weiterer Arten (*Eudorina* sp.) sowie ein zusätzlicher Produktionsgipfel im Juni 1988 (*Sphaerocystis Schroeteri*) im Grabensee machen jedoch eine reine Überlagerung der Sukzession

im Grabensee durch den Einfluss des Obertrumer Sees unwahrscheinlich.

Im Sommerplankton (Juni) erreichten zur Zeit der Blaualgendominanz Cryptophyten (*Cryptomonas* sp.), Dinophyten (*Peridinium* sp., *Ceratium hirundinella*) und als einzige Kieselalge *Tabellaria fenestrata* Biomasseanteile von > 10 %. Die Goldalge *Uroglena volvox* ist seit 1986 bedeutender Bestandteil des Sommerplanktons, zeigt

zwischen den Jahren jedoch starke Bestandschwankungen. Möglicherweise wurden jedoch die tatsächlichen Bestandsmaxima nicht immer erfasst. Ein Vergleich der Abb. 11 und 17 spiegelt am besten die auffallende Übereinstimmung der fröhsommerlichen Dominanzverhältnisse im Grabensee und im Obertrumer See wieder.

Ein Vergleich der Herbstproben zeigt als auffälligste Erscheinung eine der Blaualgenabnahme deutlich entgegengerichtete Entwicklung von *Ceratium hirundinella*. Seit den späten Achtzigerjahren dominierte diese Art regelmäßig das September/Okttober-Plank-

ton, im September 1993 gemeinsam mit *Gomphosphaeria aponina* (Abb. 17). Seit 1992 zeigt *C. hirundinella* jedoch abnehmende Bestandsdichten. Davon scheinen in erster Linie Cryptophyten (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta*) und *Mallomonas caudata* zu profitieren, die in den Jahren 1994 und 1995 gemeinsam bereits 46 % und 59 % der herbstlichen Biomasse ausbildeten (Abb. 17). Kieselalgen spielten im Herbst zumeist eine untergeordnete Rolle. Anteile von >10 % wurden nur vereinzelt von *Tabellaria fenestrata* (1984 und 1988), *Synedra acus* (1985), sowie *Cyclotella comensis* (1993) erreicht.

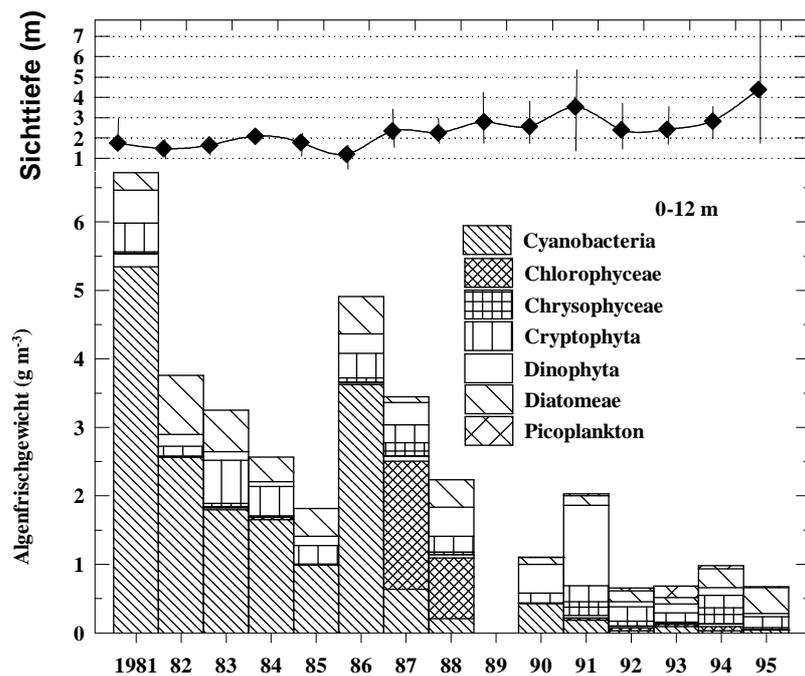


Abb. 16: Grabensee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons in 0-12 m

Zur Zeit der spätherbstlichen Vollzirkulation (November/Dezember) setzte sich das Phytoplankton im Grabensee zum überwiegenden Teil aus Cryptophyten (*C. erosa*, *C. marsonii*, *C. rostratiformis*, spp., *R. minuta*) zusammen. Sie profitierten zu dieser Jahreszeit in erster Linie vom *Planktothrix*-Rückgang und stellten im Zeitraum 1983 bis 1987 regelmäßig

hohe Anteile zwischen 65 und 90 % (Abb. 17). Seit Ende der Achtzigerjahre nahm jedoch die Bedeutung der Cryptomonaden ab. 1994 dominierte *Mallomonas caudata* mit 75 % Anteil an der Gesamtbiomasse. Kieselalgen erlangten nur in einzelnen Jahren nennenswerte Bedeutung (Abb. 17).

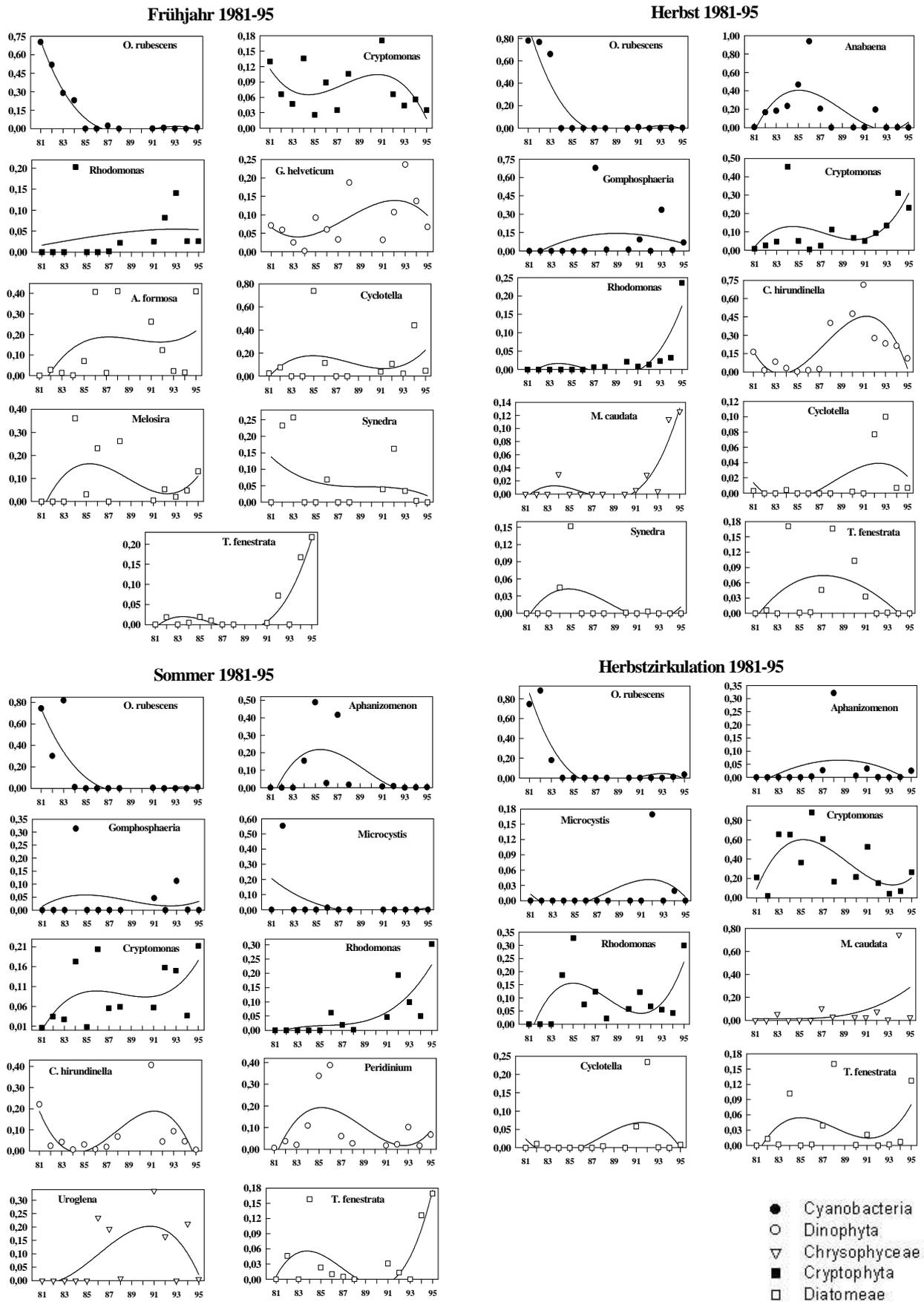


Abb. 17: Grabensee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

#### 4.3.4 Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse

Zu Beginn der Achtzigerjahre kam es im Grabensee zu einer ungewöhnlich raschen Reduktion der mittleren Jahresbiomasse auf nahezu ein Viertel. Die Ursache dafür liegt im praktisch völligen Verschwinden von *Planktotbrrix rubescens* bis 1984. Nach einem Minimum der mittleren Algenbiomasse im Jahr 1985 kam es bereits 1986 wieder zu einem starken Ansteigen des Algengehaltes (Abb. 16). Die kurzfristigen Blaualgen- oder Chlorophyteenblüten (Herbst 1986 bzw. Frühjahr 1987, Abb. 13) dürften jedoch das nur aus vier Einzelwerten gebildeten Jahresmittel unverhältnismäßig stark erhöht haben. Die Dynamik der Bestandsschwankungen schien in den Achtzigerjahren in erster Linie durch Umstrukturierungen der Dominanzverhältnisse innerhalb der Artengemeinschaft, als durch die verminderte Nährstoffbelastung gesteuert zu sein. Als

Reaktion auf die abnehmende Blaualgendominanz zu Beginn der Achtzigerjahre zeigten vor allem die Dinophyten in der zweiten Hälfte der Achtzigerjahre einen deutlichen Anstieg ihrer mittleren Biomasse. Seit einer ausgeprägten *Ceratium*-Blüte im Herbst 1991, spielten die Dinophyten jedoch keine bedeutende Rolle mehr. Seither blieben die Gesamtbiosmassen an allen Terminen konstant niedrig (Abb. 13). Deutlich abnehmende Tendenz im gesamten Untersuchungszeitraum zeigten die Cyanobacterien und, jedoch weniger ausgeprägt, die Cryptophyten. Eine insgesamt leicht steigende Tendenz zeigten die Chrysophyceen, während die Diatomeen nach abnehmender Tendenz in den Achtzigerjahren in den letzten Jahren eher wieder zuzunehmen scheinen (Abb. 18). Ganz allgemein gilt in Bezug auf spezifische Entwicklungen innerhalb der Artengemeinschaft das oben (Obertrumer See) gesagte.

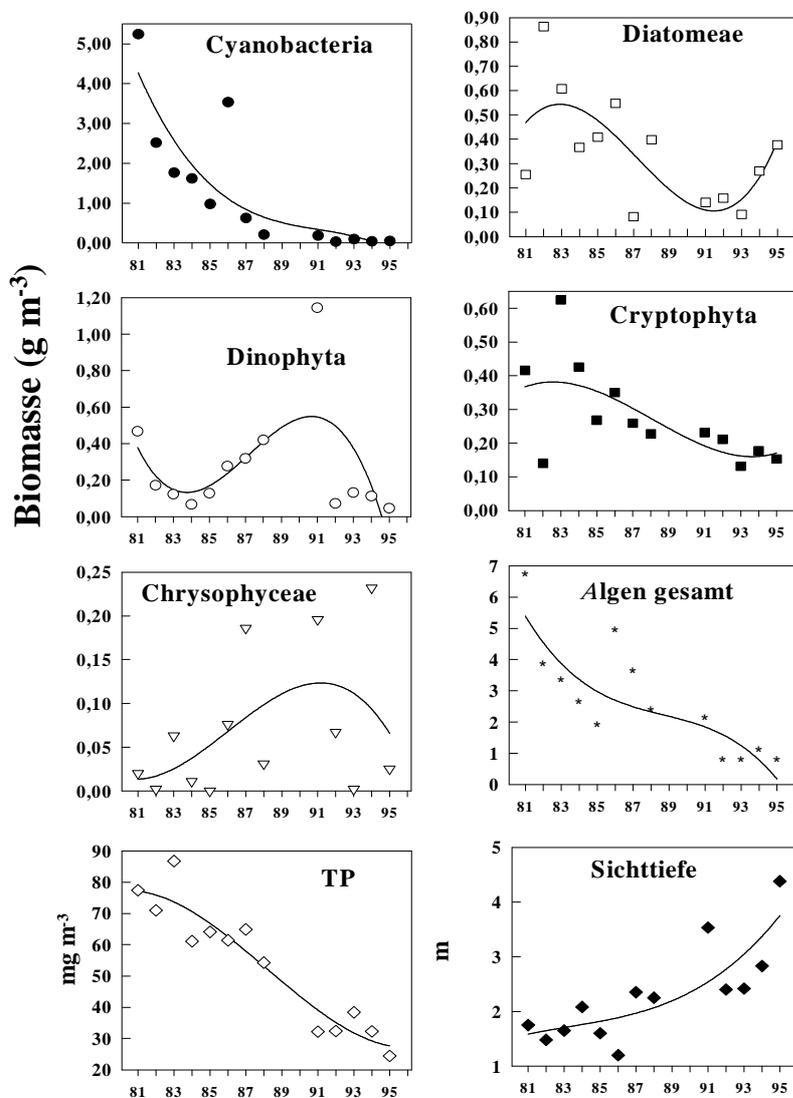


Abb. 18: Grabensee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

## 4.4 Mattsee (Niedertrumer See) (Hauptbecken Mattsee 1)

### 4.4.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Mattsee weist seit Beginn der Untersuchungen den mit Abstand geringsten Nährstoffgehalt der Trumer Seen auf. Im Vergleich zu den beiden stärker eutrophierten Nachbargewässern erreichte der TP-Gehalt im Mattsee zu Beginn der Achtzigerjahre nur etwa ein Fünftel, der Gehalt an anorganischem Stickstoff kaum die Hälfte der entsprechenden Vergleichswerte. Im Gegensatz zur deutlich abnehmenden Tendenz des Phosphors im Obertrumer See und im Grabensee, blieb die mittlere Phosphorkonzentration im Mattsee in den ersten Jahren jedoch annähernd gleich, bis 1987 wurde sogar

ein geringfügiger Anstieg von  $15,1 \text{ mg m}^{-3}$  auf  $15,8 \text{ mg m}^{-3}$  verzeichnet (Abb. 20). Danach sank er im Jahresmittel bis 1990 rasch auf  $8,6 \text{ mg m}^{-3}$ , stieg jedoch 1991 wieder auf  $13,0 \text{ mg m}^{-3}$  an. Der insgesamt abnehmende Trend setzte sich aber in den Folgejahren fort, 1995 wurden nur noch  $9,6 \text{ mg m}^{-3}$  gemessen. Der Frühjahrs-TP schwankte in den Achtzigerjahren ohne deutliche Tendenzen zwischen  $13,0$  und  $18,4 \text{ mg m}^{-3}$ , erst in den letzten Jahren wurde eine Konzentrationsabnahme zur Zeit der ersten Vollzirkulation deutlich (April 1995:  $10,1 \text{ mg m}^{-3}$ ; Abb. 19).

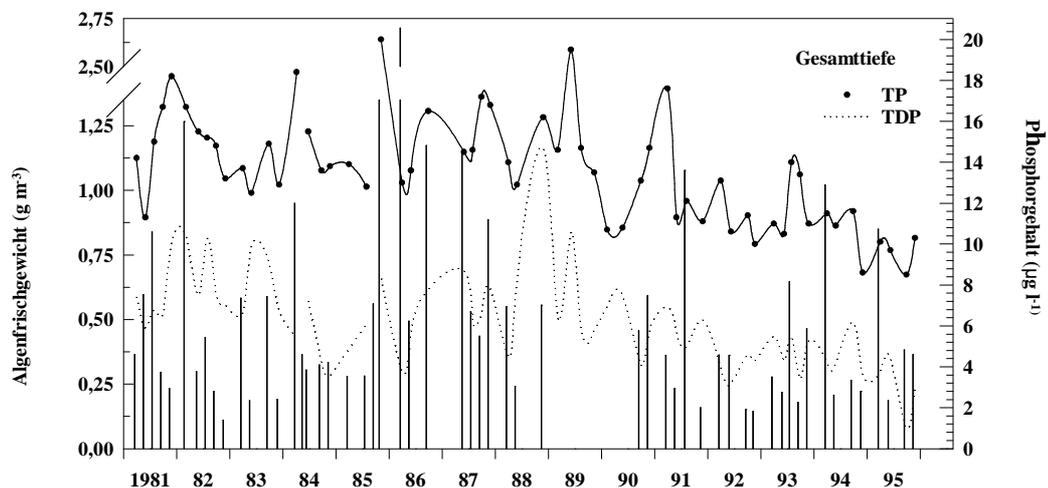


Abb. 19: Mattsee - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Im Mattsee ergab der Versuch, die spätsommerlich/herbstliche Biomasse als abhängige Variable des Gesamtphosphors während der Frühjahrszirkulation aufzutragen, kein signifikantes Ergebnis ( $r^2=0,11$ , n. s.,  $n=12$ ; Abb. 49). Die Ursache dafür dürfte in Anbetracht der natürlichen Fluktuationen der Biomasse (ein Termin!) v. a. in der geringen Schwankungsbreite des  $TP_{\text{mix}}$  während des Untersuchungszeitraums liegen. In praktisch allen Jahren wurde zur Zeit der ersten Vollzirkulation bereits eine beachtliche Algenbiomasse aufgebaut, häufig brachte die Probenserie im April bereits das gemessene Jahresmaximum. Im April 1986 wurde mit  $2,7 \text{ g m}^{-3}$  Algenfrischgewicht (93 % Diatomeen) auch die absolut höchste Biomasse während des gesamten Untersuchungszeitraums ermittelt (Abb. 19). Sieht man von dem durch den hohen Frühjahrespitze der Diatomeen verursachten Maximum im Jahr 1986 ( $1,46 \text{ g m}^{-3}$ ) ab, schwankten die jährlich gemittelten Biomassen in relativ engem Rahmen ( $255 \text{ mg m}^{-3}$  bis  $751 \text{ mg m}^{-3}$ ). Das Jahresmittel von 1995 ( $446 \text{ mg m}^{-3}$ ) liegt dabei nur geringfügig unter den Werten der Jahre

1981 und 1982 ( $465 \text{ mg m}^{-3}$ ) (Abb. 22). Nach dem Anstieg der mittleren Algenbiomasse in den Jahren 1983 bis 1986 kann seither jedoch von einem insgesamt abnehmenden Trend der Phytoplanktonentwicklung gesprochen werden, der sich bereits in einer entsprechenden Zunahme der Sichttiefe niederschlug. Lag die maximale Sichttiefe der Achtzigerjahre noch bei  $5,0 \text{ m}$  (Dezember 1982), wurden im Dezember 1995 bereits  $8,0 \text{ m}$  gemessen. Diese Entwicklung zeigt gute Übereinstimmung mit jener des Gesamtphosphors (Abb. 24).

Das Verhältnis von anorganischem Stickstoff zu gelöstem Phosphor war im Mattsee das ausgeglichene der Trumer Seen, in den Achtzigerjahren lag es im Mittel zwischen 25 und 48. Erst mit Abnahme des Phosphorgehalts bei gleichzeitiger Zunahme des Stickstoffs seit 1990 stieg diese Relation bis 1995 auf 90:1 (Abb. 20). Mit wenigen Ausnahmen lag die Konzentration an gelöstem Phosphor im Mattsee seit Beginn der Achtzigerjahre stets bei weniger als  $10 \text{ mg m}^{-3}$ . Die Zehrung des gelösten P

im Epilimnion war jedoch relativ gering, die Konzentrationen im September lagen meist noch nahe oder über dem Zirkulationswert.

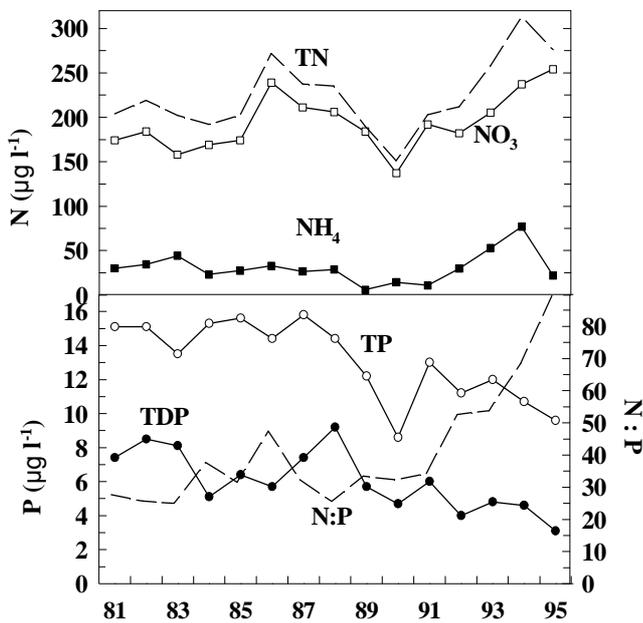


Abb. 20: Mattsee - mittlere Jahresinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See

Gleichzeitig fiel jedoch der Gehalt an anorganischem N im Epilimnion fast stets auf 1/3 bis 1/5. Das Verhältnis N:P sank jedoch nur in den frühen Achtzigerjahren auf Werte um oder unter 10. In den Neunzigerjahren blieb der N-Gehalt in Relation zum Phosphor hoch (>15:1), während der TDP im

September 1995 bis auf 1,0 mg m<sup>-3</sup> gezehrt wurde. Möglicherweise war also auch im Mattsee die Algenproduktion während der Sommerstagnation zu Beginn der Beobachtungsperiode vom Gehalt an anorganischem Stickstoff abhängig, in den übrigen Jahren jedoch überwiegend durch den Phosphorgehalt limitiert. Wie weit dies auch für die Kieselalgen, die im Mattsee anteilmäßig bedeutendste Gruppe, zutrifft, kann nicht gesagt werden. Hier müsste auch der Gehalt an gelöstem Silikat (Orthokieselsäure), zur Interpretation der Artensukzession auch das Si:P-Verhältnis, berücksichtigt werden. Dieser Nährstoff wurde jedoch nicht gemessen.

#### 4.4.2 Sauerstoffhaushalt

Weniger dramatisch als in Obertrumer See und Grabensee stellte sich die Sauerstoffsituation zur Zeit der Sommerstagnation im Mattsee dar. Zwar bildete sich auch hier eine relativ hoch liegende Sprungschicht stark abnehmender O<sub>2</sub>-Konzentration aus, doch konnten in den meisten Jahren auch über Grund noch geringe Sauerstoffwerte gemessen werden. Die höchste O<sub>2</sub>-Übersättigung betrug im Juli 1990 47 %. Die O<sub>2</sub>-Sprungschicht sank von 6-12 m in den Achtzigerjahren auf den Bereich zwischen 12 und 20 m in jüngeren Jahren (Abb. 21). Der höchste Sauerstoffgehalt über Grund ergab sich mit 1,5 mg l<sup>-1</sup> (13 % der Sättigung) im September 1995, doch konnte im vergleichbaren Zeitraum des Vorjahres bereits in 30 m Tiefe kein Sauerstoff mehr nachgewiesen werden. In der Charakteristik seiner hypolimnischen Sauerstoffentwicklung entspricht auch der Mattsee einem eutrophen Gewässer.

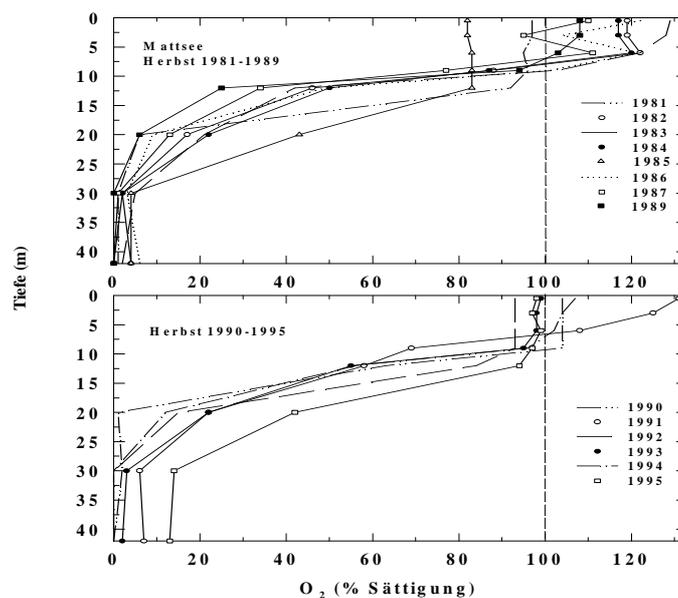


Abb. 21: Mattsee - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation. Messungen von 1985 fielen bereits in die beginnende Herbstzirkulation.

#### 4.4.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Als anteilmäßig bedeutendste Gruppe dominierten im Mattsee die Kieselalgen mit *Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa* und centrischen Arten (*Cyclotella comensis*, *C. comta*, *Stephanodiscus astraea*) zumeist im Frühjahr. In einzelnen Jahren wurde das Frühjahrsmaximum der Diatomeen auch durch andere Arten beherrscht (*Synedra ulna*, März 1982; *Synedra* spp., April 1994; *Melosira (Aulacoseira) ambigua*, April 1986; *Melosira* sp., April 1988) (Abb. 23). Auffallend im Vergleich zu Obertrumer See und Grabensee ist der oft rasche Populationsaufbau der Dinophyten, die im Frühjahr der Jahre 1981, 1985, 1987 und 1991 (*Peridinium willei*, *Peridinium* spp., *Gymnodinium helveticum*, *Ceratium hirundinella*) sogar die Biomasse der Diatomeen übertrafen (Abb. 23). Neben diesen beiden Hauptgruppen setzten sich 1984 (*Dinobryon bavaricum*,

*D. sociale*) und 1987 (*D. divergens*) noch Chrysomonaden in Erscheinung. In diesen Jahren lag jedoch die Probennahme schon spät im Frühjahr (Ende April, Anfang Mai), sodass sich eine leichte thermische Schichtung bereits etabliert hatte. Gegen Ende Mai 1981, zur Zeit einer bereits stabilen thermischen Schichtung dominierten *Dinobryon*-Arten (*D. bavaricum*, *D. divergens*, *D. sociale*) sogar mit 65 % Biomasseanteil (in Abb. 23 unberücksichtigt). Möglicherweise wurde also der Zeitpunkt der optimalen Populationsentfaltung von *Dinobryon* mit den üblichen Probennahmetermen nicht immer erfasst und die Bedeutung der Chrysophyceen im Mattsee daher unterschätzt. *Planktothrix rubescens* erlebte im Mattsee prinzipiell die gleiche rückläufige Entwicklung wie in den beiden anderen Trumer Seen, doch erreichte sie hier niemals eine vergleichbare Dominanz. Immerhin bildete diese Blaualge aber 1981 noch 15 % des Frühjahrsplanktons.

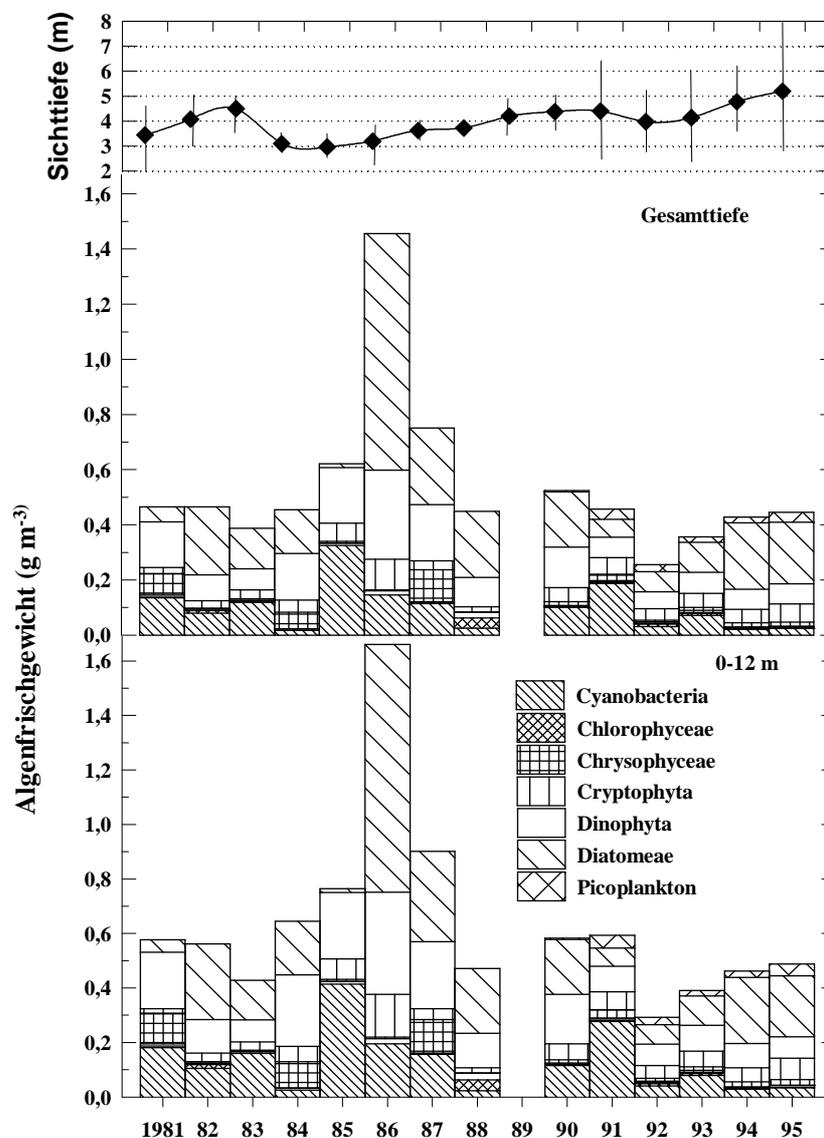


Abb. 22: Mattsee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m)

Im Gegensatz zu den beiden anderen Trumer Seen konnte *P. rubescens* im Grabensee sommerliche Biomasseanteile > 10 % bis 1987 halten, obwohl sie in den Jahren 1984 und 1985 fast völlig verschwunden schien. Auch ein Rückzug dieser in vielen mesotrophen Seen oligophoten und -thermen Art ins Metalimnion wurde im Mattsee nicht beobachtet. Von den übrigen Blaualgen zeigten die dominanten Arten zwischen den Jahren starke Populationsschwankungen. Im Sommer wurden nur in einzelnen Jahren durch *P. rubescens* (1981), *Microcystis* sp. (1982), *Anabaena spiroides* (1987) und *Gomphosphaeria lacustris* + *aponina* (1993) Anteile von > 20 % erreicht (Abb.23). Von den nostocalen Cyanobakterien waren nur *Anabaena planctonica* und v. a. *A. spiroides* im Zeitraum 1982 bis 1986 maßgeblich an der herbstlichen Phytoplanktonbiomasse beteiligt. In den Neunzigerjahren wurden diese Arten von *Gomphosphaeria lacustris* abgelöst (Abb. 23).

Im Sommer dominierten während der gesamten Beobachtungsperiode die Dinophyten (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium williei* + spp.) mit hohen Anteilen, verloren aber, bedingt durch den Rückgang von *Peridinium*, im Herbst an Bedeutung. Der auch im langjährigen Mittel deutlich abnehmende Trend von *Peridinium* scheint im Mattsee v. a. Cryptoflagellaten (*Cryptomonas* spp.) zu begünstigen, die seit Ende der Achtzigerjahre einen deutlich steigenden Trend sowohl im Sommer-, als auch im Herbstplankton zeigen (Abb. 23). Kieselalgen waren im Sommer und Herbst meist völlig unbedeutend, wengleich *Cyclotella*-Arten in einzelnen Jahren auch zu Zeiten stabiler Schichtungsverhältnisse quantitativ in Erscheinung traten.

Zur Zeit der Vollzirkulation im Dezember dominierten wie im Frühjahr meist die Kieselalgen. Dabei bestimmte in den Achtzigerjahren v. a. *Tabellaria fenestrata* den spätherbstlichen Aspekt, ihr Rückgang in den Neunzigerjahren wurde durch eine entsprechende Zunahme von *Cyclotella comensis* und vor allem von *Stephanodiscus astraea* bis Mitte der Neunzigerjahre

kompensiert. Im Dezember 1993 bildete *Asterionella formosa* 55 % der Algenbiomasse (Abb. 23). Neben den Kieselalgen waren im Spätherbst zu Beginn der Achtzigerjahre vor allem *Cryptomonas*-Arten und bis 1982 *P. rubescens* bedeutend. Dinophyten waren zu dieser Zeit mit *Gymnodinium helveticum* und *Ceratium hirundinella* nur noch in bescheidenem Ausmaß am Aufbau der Biomasse beteiligt.

#### 4.4.4 Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse

Von den Trumer Seen machte der Mattsee sowohl in Bezug auf Biomassen und Dominanzverhältnisse des Phytoplanktons, als auch in Bezug auf die Nährstoffsituation die geringsten Veränderungen durch. Der Rückgang der im Mattsee nie massenhaft auftretenden *Planktothrix rubescens* wurde durch eine im Zeitraum 1981 bis 1985 zunehmende Tendenz der mittleren Biomassen nostocaler Blaualgen (*Anabaena spiroides*), sowie der Diatomeen, Dinophyten und Cryptophyten, kompensiert (Abb. 24). Gegen Mitte der Achtzigerjahre kam es sogar zu einem neuerlichen Anstieg der jährlichen Algenbiomasse, der 1986 in einem hohen, überwiegend durch Diatomeen und Dinophyten getragenen Produktionsmaximum gipfelte (Abb. 22). In den Folgejahren nahm die mittlere Biomasse der dominanten Algengruppen bis zum Jahr 1992 ab. Diese Entwicklung stimmte mit jener der Phosphorkonzentration überein. Trotz weiter abnehmendem Nährstoffgehalt wurde jedoch seit 1992 wiederum ein leichter Anstieg der mittleren Jahresbiomasse verzeichnet. Dieser ist vorwiegend auf den Anstieg der Kieselalgen zurückzuführen. Neben den Kieselalgen zeigten in den letzten Jahren auch die Cryptomonaden eine leicht zunehmende Tendenz, jene der Dinophyten und Chrysophyceen blieb weitgehend gleich, während eine abnehmende Tendenz nur bei den Blaualgen deutlich ist (Abb. 24).

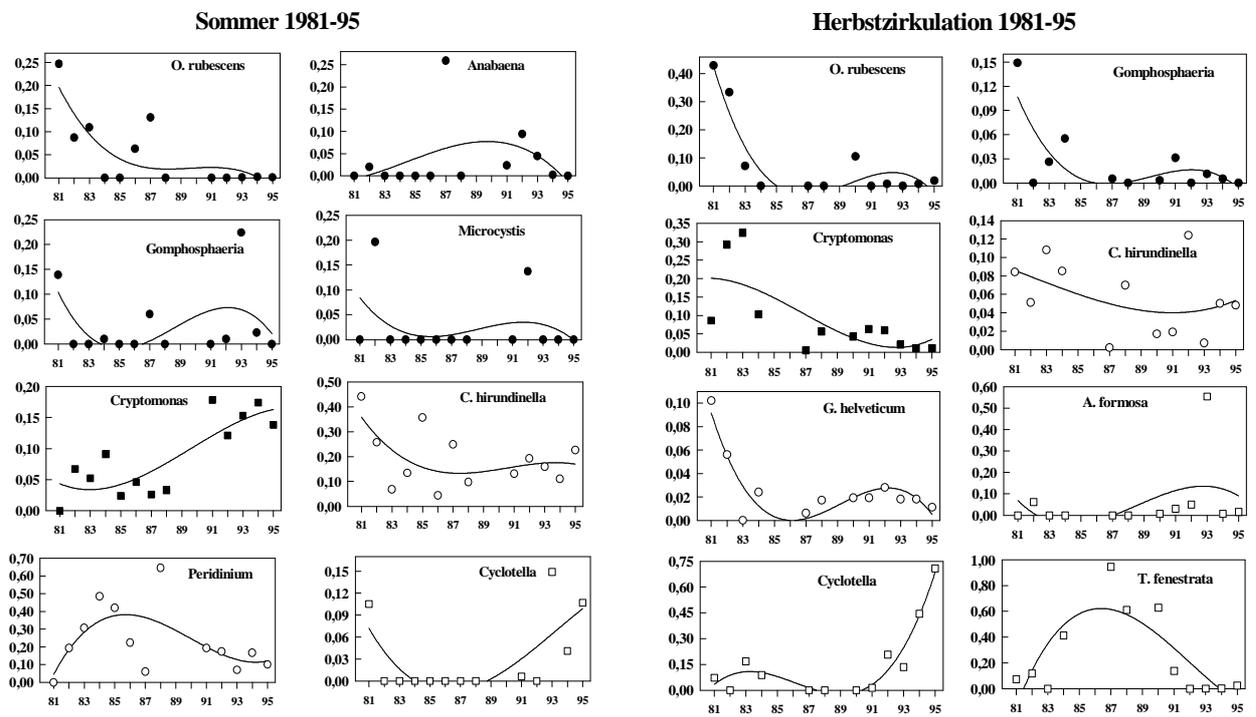
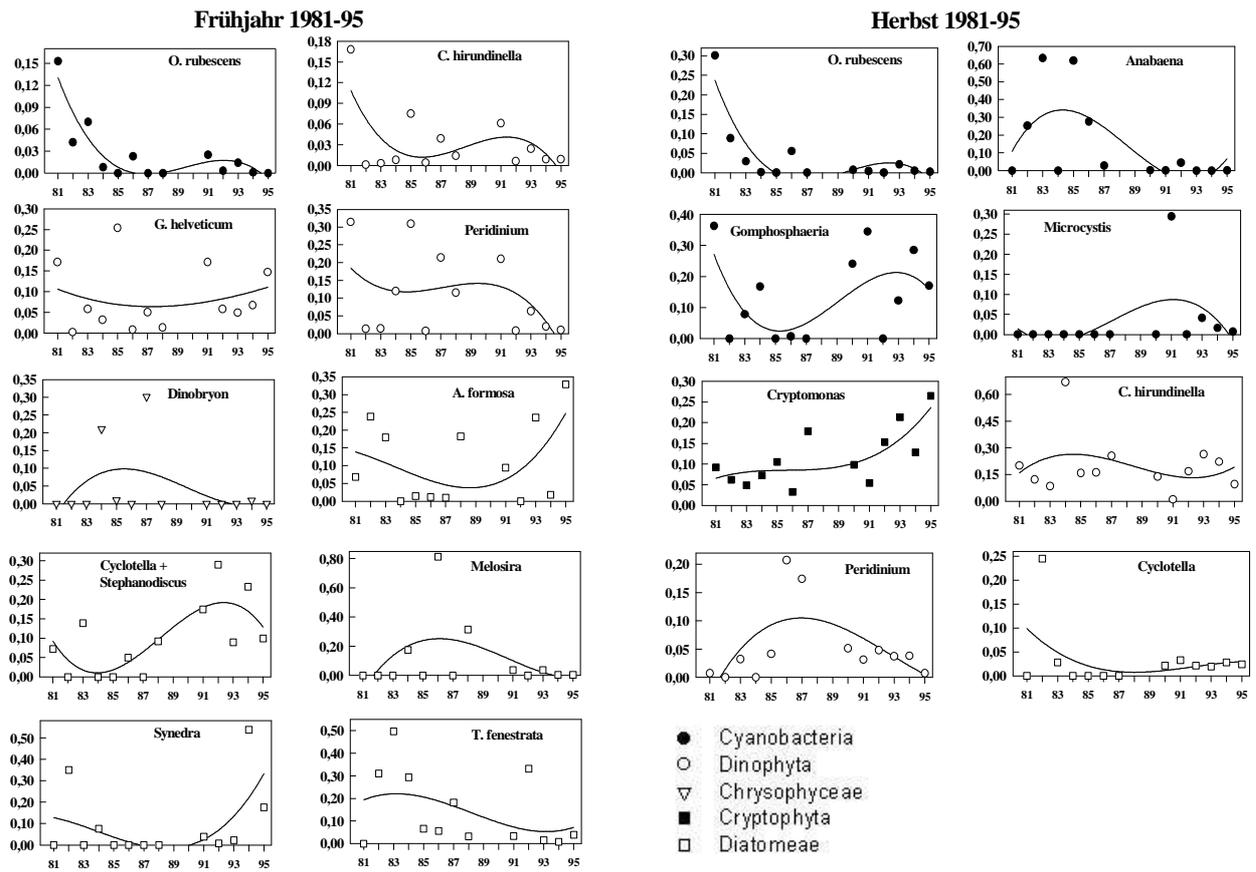


Abb. 23: Mattsee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

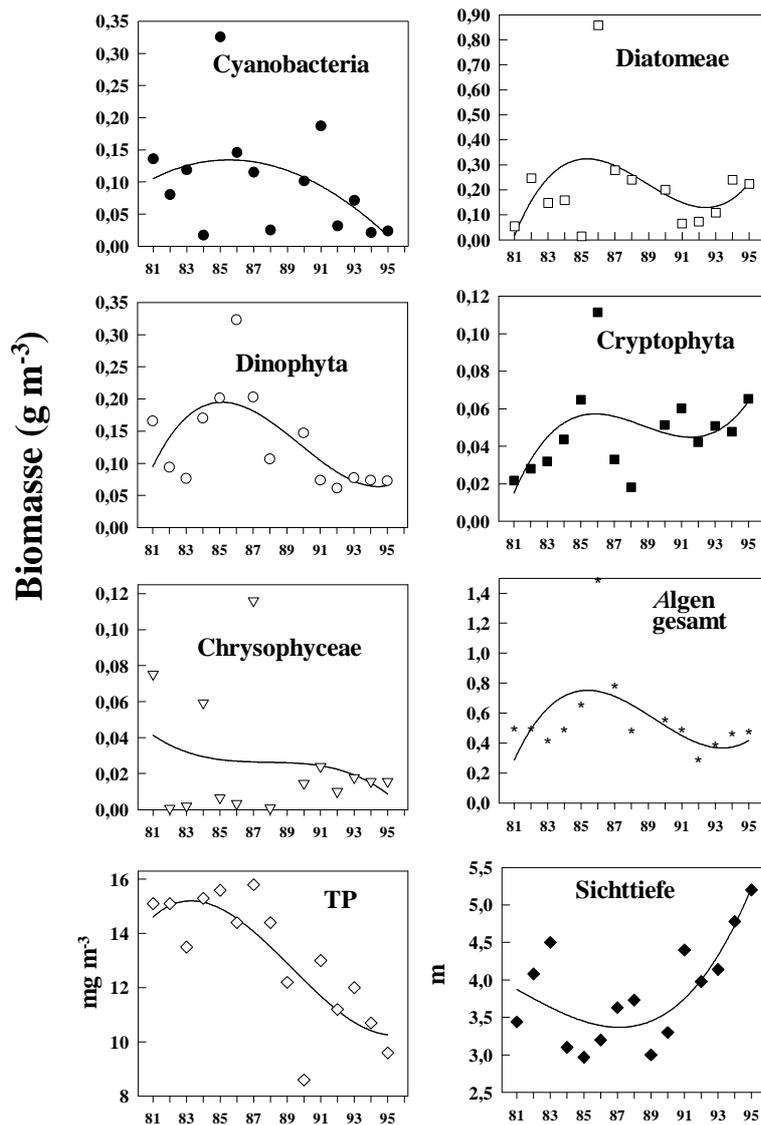


Abb. 24: Mattsee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

## 4.5. Fuschlsee

### 4.5.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Gegen Ende der Siebzigerjahre befand sich der Fuschlsee im fortgeschrittenen Stadium der Eutrophierung. Noch 1978 wurden im Jahresmittel TP-Konzentration von  $> 50 \text{ mg m}^{-3}$ , N-Konzentrationen von  $600 \text{ mg m}^{-3}$  gemessen (HASLAUER & HAIDER 1982). Nach einer offensichtlich rasch durchlaufenen Phase der Reoligotrophierung des Sees wurden seit Beginn der Datenerhebung durch das Amt der Salzburger Landesregierung im Jahr 1981 nur noch mittlere TP-Gehalte zwischen  $7$  und  $11 \text{ mg m}^{-3}$  gemessen (Abb. 26). Dabei nahm der TP-Gehalt mit geringen saisonalen Fluktuationen von  $13,4 \text{ mg m}^{-3}$  im Juni 1981 auf  $\text{mg m}^{-3}$  im April 1986 ab. In den Folgejahren wurde wieder eine leicht steigende Tendenz registriert, es liegen jedoch aus dem Zeitraum 1986-1990 nur

insgesamt 6 Einzelmessungen vor (Abb. 25). Seit 1992 ist die Phosphorkonzentration im Jahresmittel wieder geringfügig angestiegen (Abb. 26). Der Frühjahrs-TP schwankte zwischen  $6,4$  (1995) und  $10,7 \text{ mg m}^{-3}$  (TP/TDP:  $1,7 - 4,6$ ). Paradoerweise ist im Fuschlsee die herbstliche Biomasse im Epilimnion negativ mit dem Zirkulations-TP korreliert ( $r^2 = 0,69$ , n. s.;  $n=5$ ; Abb.49). Eine mögliche Erklärung liegt hier vielleicht im Verhalten von *Planktothrix rubescens*, die sich während der Stagnationsperiode im Meta- und oberen Hypolimnion einschichtet, zur Zeit der Frühjahrszirkulation das verbesserte Nährstoffangebot aber in der gesamten Wassersäule nutzen kann, dabei sogar ihre Zellquote für Phosphor durch die Fähigkeit zur Phosphatspeicherung erhöhen kann.

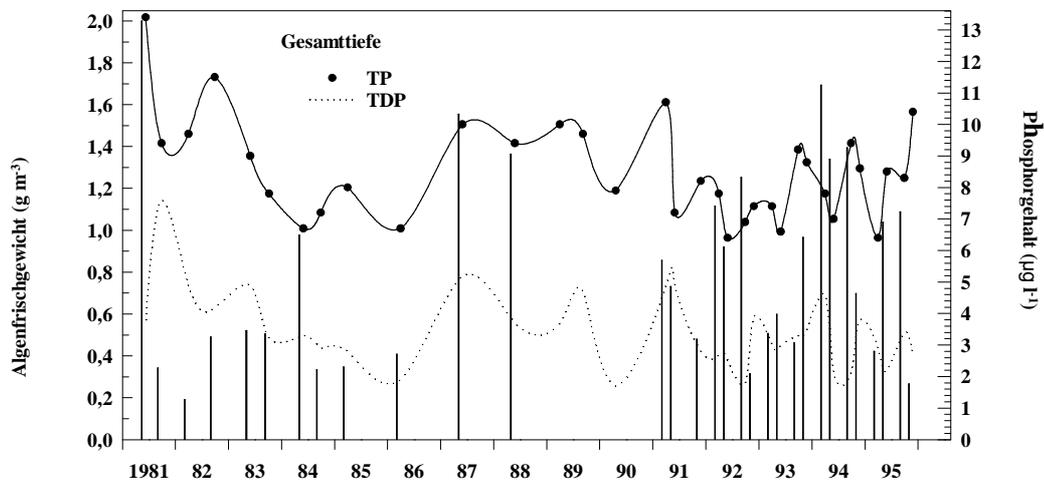


Abb. 25: Fuschlsee - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Der höchste über die gesamte Wassertiefe gemittelte Einzelwert für die Algenbiomasse wurde für Juni 1981 mit  $2,0 \text{ g m}^{-3}$  errechnet (Abb. 25), die höchste Biomasse im Jahresmittel ergab sich mit  $1,28 \text{ g m}^{-3}$  für das Jahr 1994 (Abb. 28). Die absolut höchsten Biomassen werden im Fuschlsee regelmäßig zur Zeit der Sommerstagnation am unteren Rand der euphotischen Zone (20 m) aufgebaut. Dabei wurden bei einer Plankton Dominanz von bis zu 98 % Biomassen bis zu  $5 \text{ g}$  erreicht. Die jährlich gemittelten Biomassen zeigten starke Fluktuation und wurden wesentlich durch die Dynamik der Populationsentwicklung von *P. rubra* bestimmt. Das Minimum von nur  $0,34 \text{ g m}^{-3}$  im 1982 wurde jedoch überwiegend durch die in die Jahre ungewöhnlich schwache Entwicklung Diatomeen verursacht (Abb. 28 und 30). Entwicklung der mittleren Algenbiomasse gegenwärtig noch keine deutlichen Trends erkennen, doch stieg die Sichttiefe im Jahresmittel seit 1991 4,9 auf 7,6 m. Die absolut höchste Transparenz bei Eutrophierung des Fuschlsees wurde im Dezember 1995 mit einer Sichttiefe von 10,2 m gemessen (Abb. 28).

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff hat sich im Gegensatz zur Phosphorkonzentration im Verlauf der Reoligotrophierungsphase kaum verändert. Seit 1981 schwankte er im Jahresmittel ohne erkennbare Tendenzen zwischen  $460$  und  $588 \text{ mg m}^{-3}$  (Einzelwerte unberücksichtigt!). Anteilsmäßig spielt dabei der Ammonium-Stickstoff praktische keine Rolle (Abb. 26). Bei einem mittleren N:P-Verhältnis von 83 bis 180:1 stand im Fuschlsee Nitrat als Pflanzennährstoff daher stets *ad libitum* zur Verfügung. Dieses Verhältnis fiel im Epilimnion auch im Sommer und Herbst nur ausnahmsweise unter Werte von 100:1.

Hingegen fiel die mittlere TDP-Konzentration im Epilimnion in allen Jahren unter  $3 \text{ mg m}^{-3}$ , meist sogar unter  $2 \text{ mg m}^{-3}$ . Bei Phosphatkonzentrationen  $< 3 \text{ mg m}^{-3}$  (SRP!) ist ein Wachstum nur noch wenigen Spezialisten, wie z. B. der Kieselalge *Synedra*, möglich, die Mehrheit der Algen jedoch massiv P-limitiert (SUTTLE et al., 1988).

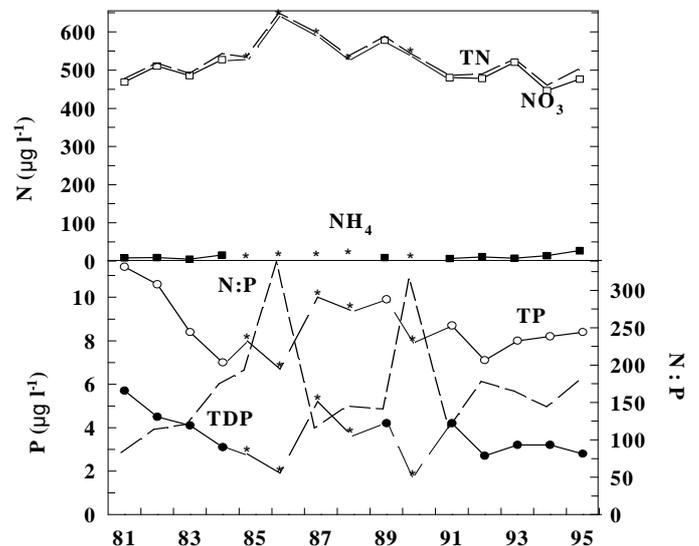


Abb. 26: Fuschlsee - mittlere Jahresinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamter anorganischer Stickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See. Einzelmesswerte durch Sternchen dargestellt.

#### 4.5.2 Sauerstoffhaushalt

Der O<sub>2</sub>-Gehalt zeigte in allen Jahren eine mehr weniger gleichmäßige Abnahme über das gesamte Hypolimnion. In einzelnen Jahren kam es in 20 m' zu mäßigen, durch *Planktothrix rubescens* verursachten metalimnischen O<sub>2</sub>-Maxima. Die Sauerstoffsättigung im Epilimnion lag im Frühsommer in Tiefen zwischen 6 und 12 m regelmäßig bei 120 bis 130 %. Der höchste Wert wurde mit 138 % im Juni 1981 gemessen. Beginn der Achtzigerjahre ist die Sauerstoffkonzentration über Grund am Ende der Sommerstagnation: von 1,3 mg l<sup>-1</sup> (11 % sat.) auf 6,0 mg l<sup>-1</sup> (50 % sat.) 1994 gestiegen. Ein ähnlich hoher Wert wurde jedoch im Oktober 1983 gemessen, während im September 1995 bei einem verbliebenen O<sub>2</sub>-Gehalt von nur noch 2,6 mg l<sup>-1</sup> (22 %) wiederum ein hohes Sauerstoffdefizit zu verzeichnen war. Der derzeitige Trend in der Entwicklung der Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion lässt sich daher trotz genereller Besserungstendenz schwer abschätzen.

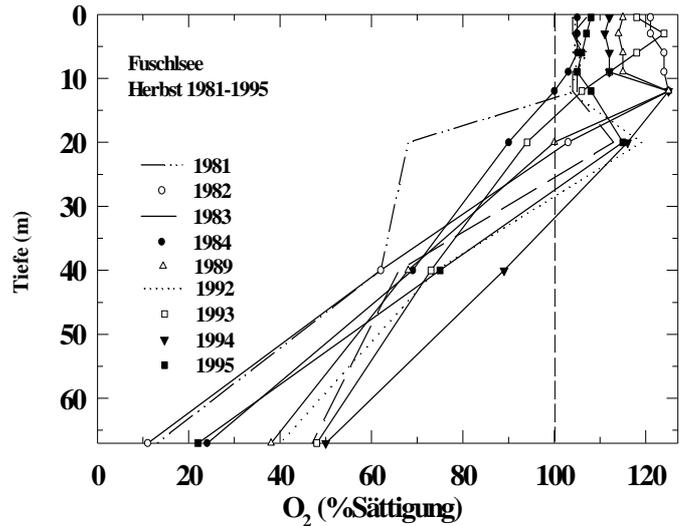


Abb. 27: Fuschlsee - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation

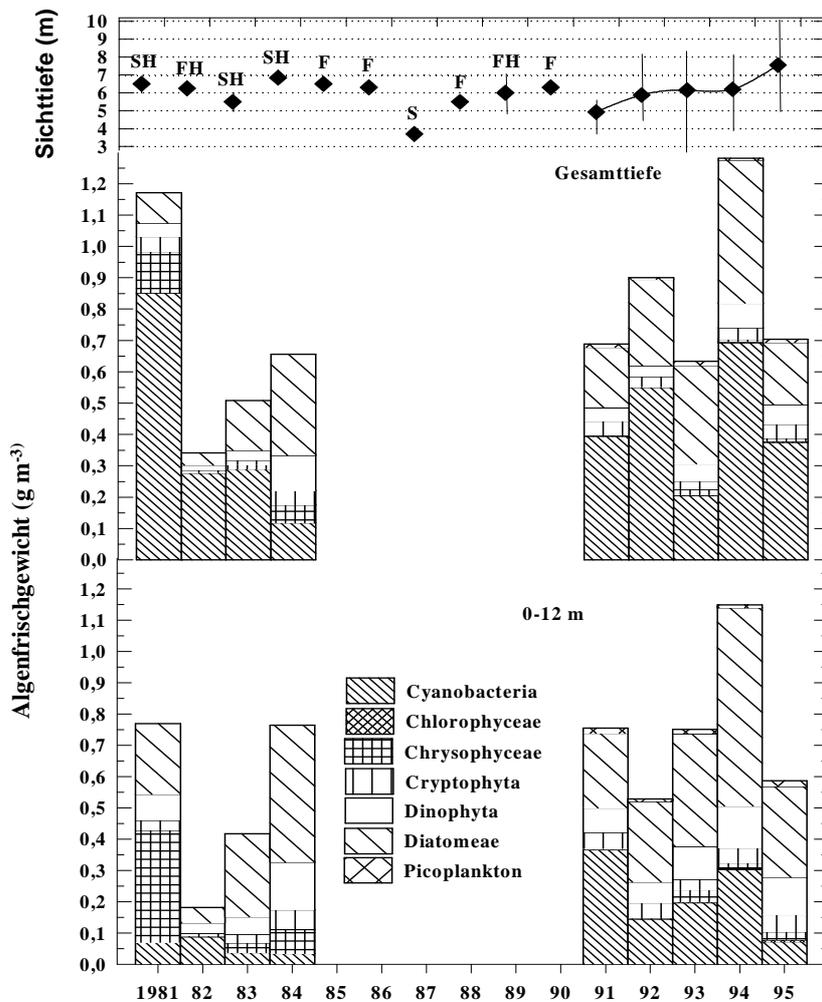


Abb. 28: Fuschlsee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m). Einzelmesswerte oder nur zweimalige Datenerhebung pro Jahr sind durch Angabe der jeweiligen Jahreszeit gekennzeichnet (F, S, H: Frühjahr, Sommer, Herbst)

### 4.5.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Das Phytoplankton des Fuschlseees wurde in fast allen Jahren durch *P. rubescens* dominiert. Weitere Blaualgenarten, wie *Gomposphaeria lacustris*, *Chroococcus limneticus* und *Anabaena flos-aquae*, spielten meist nur qualitativ eine Rolle. Sie erreichten nur in einzelnen Jahren mit wenigen Prozent einen nennenswerten Anteil an der herbstlichen Phytoplanktonbiomasse. Aufgrund der tiefen Einschichtung von *Planktothrix* (meist um 20 m), sind im Epilimnion jedoch die Kieselalgen die bedeutendere Gruppe (Abb. 28). In den Jahren 1984 und 1993 übertraf die Biomasse der Kieselalgen auch insgesamt jene der Blaualgen. Um den relativen Anteil von *P. rubescens* nicht zu unterschätzen,

wurde daher zur Darstellung der Dominanzverhältnisse im Fuschlsee auch die 20 m Probe mitberücksichtigt (Abb. 29). Gewichtet auf die euphotische Zone erreichte *P. rubescens* fast während des ganzen Jahres relative Anteile von > 25 %. Die geringsten Anteile hatte sie meist im Sommer (Abb. 29). Zu dieser Zeit dominierten in der Regel zentrische Diatomeen (v. a. *Cyclotella comensis*) sowie *Fragilaria crotonensis* und *Synedra* spp. Kieselalgen sind im Fuschlsee zu allen Jahreszeiten von Bedeutung, ihr relativer Anteil nimmt jedoch gegen Ende der Stagnationsperiode ab (Abb. 29). *Tabellaria fenestrata*, eine der wichtigsten Arten während der eutrophen Phase, verlor in den Achtziger Jahren an Bedeutung, seit 1992 ist sie völlig verschwunden.

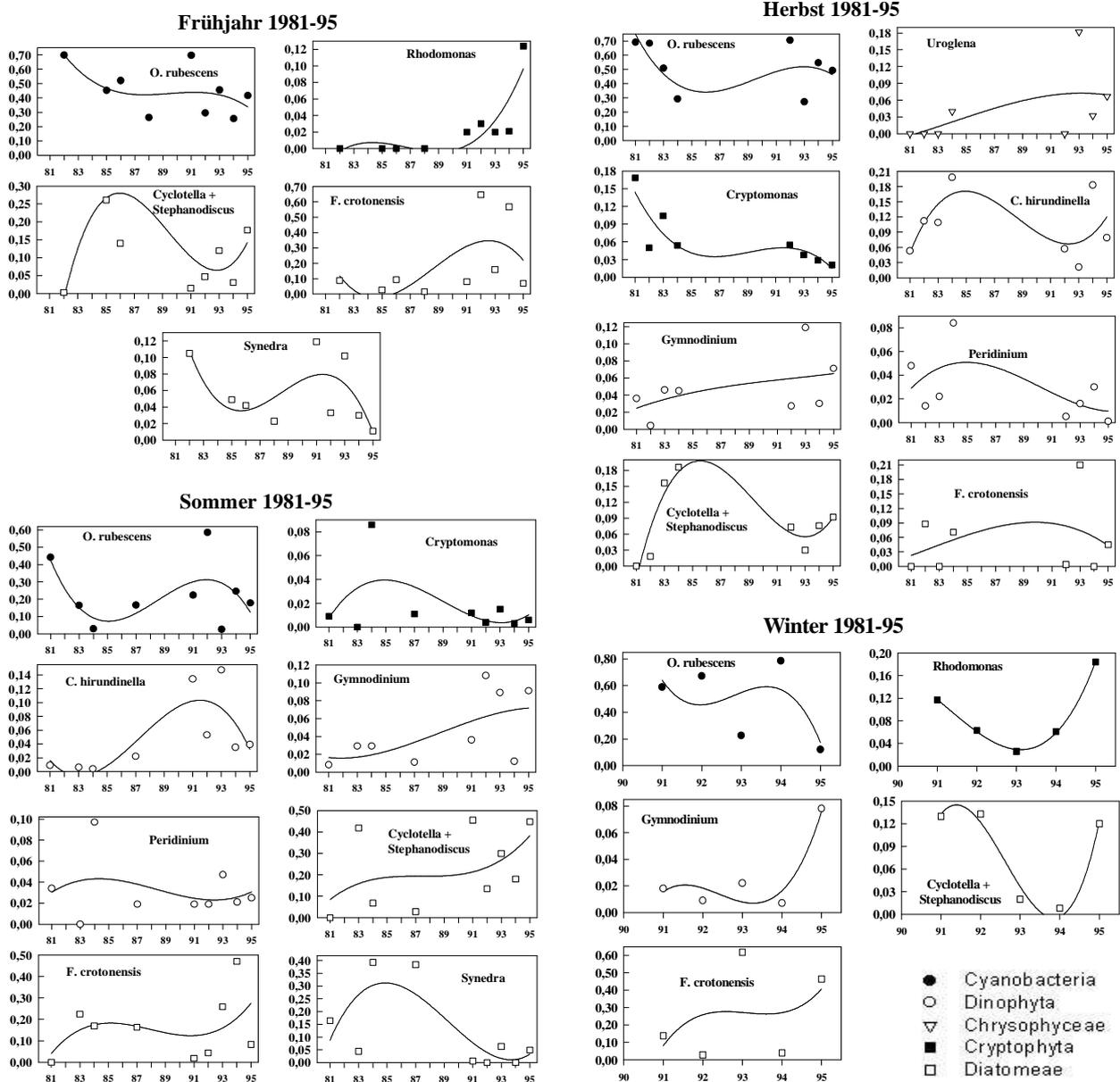


Abb. 29: Fuschlsee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

Neben diesen beiden Hauptgruppen sind noch die Dino- und Cryptoflagellaten zu nennen. Im jährlichen Mittel blieb deren Biomasse jedoch fast immer deutlich unter 0,1 bzw. 0,05 mg m<sup>-3</sup>. Die relativen Anteile der wichtigsten Dinophyten (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* spp. (= *G. helveticum*, *G. uberrimum*, spp.) und *Peridinium* spp. (v. a. *P. willei*), sowie Cryptophyten (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta* + *R. lens*) zur Zeit ihrer stärksten Populationsentwicklung sind in Abb. 29 zusammengefasst. Chrysoflagellaten der Gattungen *Dinobryon* (*D. divergens*, *D. sociale*), *Mallomonas* (*M. caudata*, *M. cf. elongata*, spp.), sowie *Uroglena volvox* und *Bitrichia chodatii* sind regelmäßig auftretende und charakteristische Bestandteile des Fuschlseep planktons, ihr Anteil an der Gesamtbio­masse bleibt jedoch meist vernachlässigbar gering. Nur *U. volvox* trat im Herbst der Jahre 1984 und 1993-1995 deutlicher in Erscheinung. Eine Ausnahme bildet auch das Jahr 1981, als im Juni in großer Dichte *Dinobryon*-Cysten im Freiwasser quantifiziert wurden (> 0,35 g m<sup>-3</sup>). Durch die unverhältnismäßig starke Gewichtung dieses kurzfristigen Ereignisses wird die Bedeutung der Chrysophyceen in Abb. 28 daher überschätzt.

Aus dem in Anbetracht der jahreszeitlichen Abundanzschwankungen spärlichen Datenmaterial klare Entwicklungstrends einzelner Arten zu erkennen fällt schwer. Eine insgesamt zunehmende Bedeutung zeigten jedoch im Frühjahr der letzten Jahre *Rhodomonas minuta* und *Fragilaria crotonensis*, im Sommer *Ceratium hirundinella* und *Gymnodinium* spp., sowie im Herbst *Uroglena volvox*. Demgegenüber ging in den Neunzigerjahren der relative Anteil von *Cryptomonas* spp. und *Peridinium* spp. im Herbst, jener von *Synedra* spp. im

Sommer zurück (Abb.29). Im Großen und Ganzen hat sich jedoch die Dominanzstruktur im Artengefüge des Phytoplanktons während des 15-jährigen Beobach­ tungszeitraums kaum verändert.

#### 4.5.4 Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse

Da aus den Jahren 1981-1984 und 1989 nur je zwei 2 Proben­serien zur Bildung eines "Jahresmittels" herangezogen werden konnten, während der restlichen Jahre bis 1990 überhaupt nur an einem Termin gesammelt wurde, kann ein Vergleich der Phytoplanktonentwicklung zwischen den Achtziger und Neunzigerjahren nur provisorisch sein. Betrachtet man Abb. 30, so ist seit 1984 jedoch ein zunehmender Trend bei *P. rubescens* auffallend. Zunächst fiel mit abnehmendem TP von 1981 bis 1984 auch die mittlere Biomasse dieser Blaualge von 0,85 g m<sup>-3</sup> auf 0,19 g m<sup>-3</sup>. Seither stiegen die Werte wieder an, 1994 ergaben sich bereits wieder 0,69 g m<sup>-3</sup>. Im Jahr zuvor und 1995 lagen die Werte mit 0,21 g m<sup>-3</sup> bzw. 0,38 g m<sup>-3</sup> jedoch beträchtlich tiefer. Der insgesamt zunehmende Trend der Algenbiomasse wird durch eine leichte Zunahme auch der Diatomeen verstärkt. Die Dinophyten scheinen seit 1991 wieder zuzunehmen. Ihre insgesamt geringe Biomasse stieg bis 1994 im Jahresmittel von 43 mg m<sup>-3</sup> auf 78 mg m<sup>-3</sup> (1995: 62 mg m<sup>-3</sup>) (Abb. 30). Prinzipiell zeigt im Fuschlsee die Algenbiomasse in ihrer Entwicklung das gleiche Muster wie der Phosphat­gehalt, markante Tendenzen in ihrer Langzeitentwicklung sind gegenwärtig jedoch noch nicht zu erkennen.

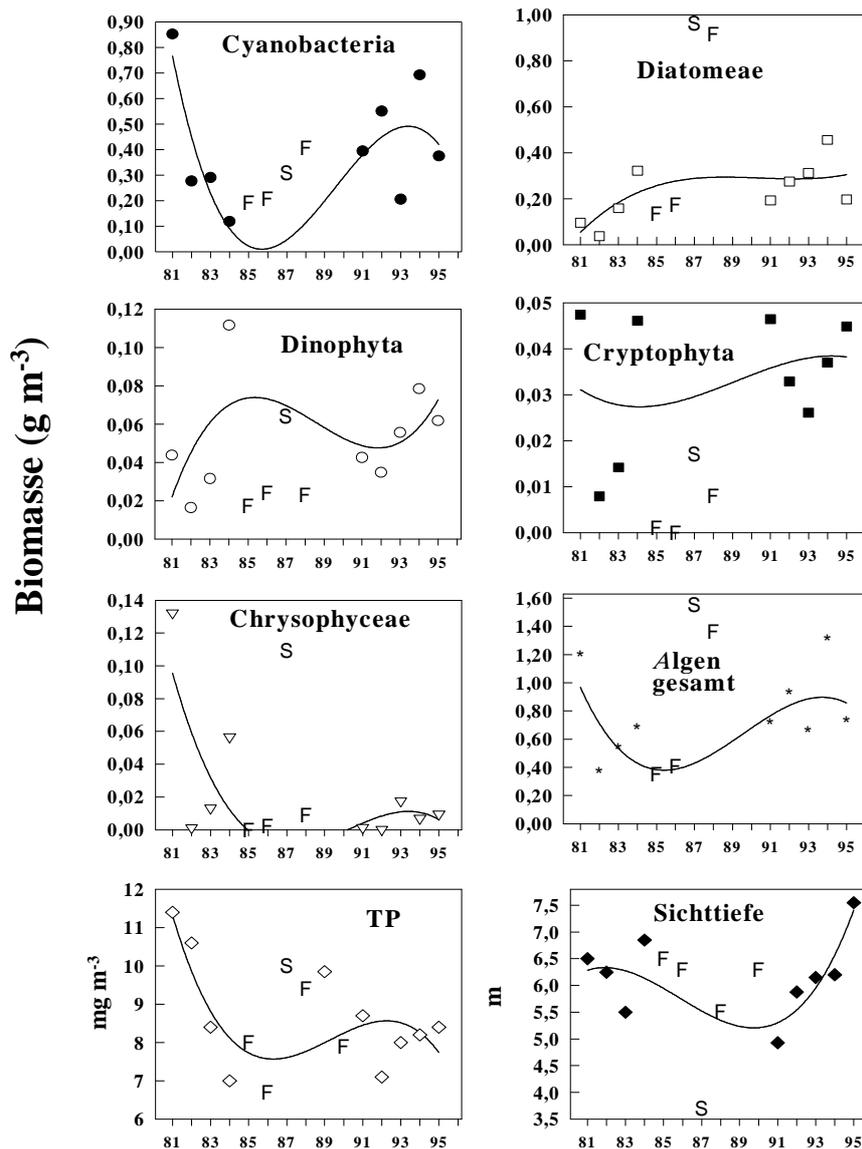


Abb. 30: Fuschlsee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades. Einzelbeobachtungen (F, S: Frühjahr, Sommer) zur Berechnung des Trends nicht berücksichtigt.

## 4.6 Zeller See

### 4.6.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Zeller See nimmt unter den Salzburger Seen eine Sonderstellung ein, da eine Durchmischung des Wasserkörpers nicht in jeder Zirkulationsperiode bis zum Seegrund reicht. Diese fakultative Meromixie, oder die unterschiedliche Durchmischungintensität im Falle einer Vollzirkulation, bedingen von Jahr zu Jahr eine veränderte Ausgangssituation des Sees für die Stagnationsperiode. Mangelnde Sauerstoffanreicherung des Tiefenwassers, verminderte Nährstoffnachlieferung ins Epilimnion, sowie beschleunigte Rücklösungsprozesse in Sedimentnähe nehmen so Einfluss auf das Produktionsgeschehen im See. Für den Zeitraum 1979/80 wurde noch ein mittlerer TP-Gehalt von 20,6 mg m<sup>-3</sup> im Epilimnion gemessen (SLANINA &

KOHL 1982). Seit Juli 1981 schwankte der epilimnische TP nur mehr zwischen 5,4 (April 1992) und 12,4 mg pro Kubikmeter (Februar 1994). Zwar wurden im Juni 1995 19,3 mg m<sup>-3</sup> TP gemessen, doch wurde dieses epilimnische Maximum überwiegend durch Zuflussfrachten nach heftigen Unwettern bestimmt. Trotz geringer Algenbiomasse ergab sich durch die Suspension feinst mineralischer Trübstoffe die seit den Sechzigerjahren geringste Sichttiefe von 2,0 m (TP/TDP = 8,7). Die über die Gesamttiefe gewichteten TP-Konzentrationen schwankten seit 1981 zwischen 4,8 und 13,2 mg m<sup>-3</sup>, im Jahresmittel zwischen 5,3 und 9,5 mg m<sup>-3</sup> (Abb. 31 und 32).

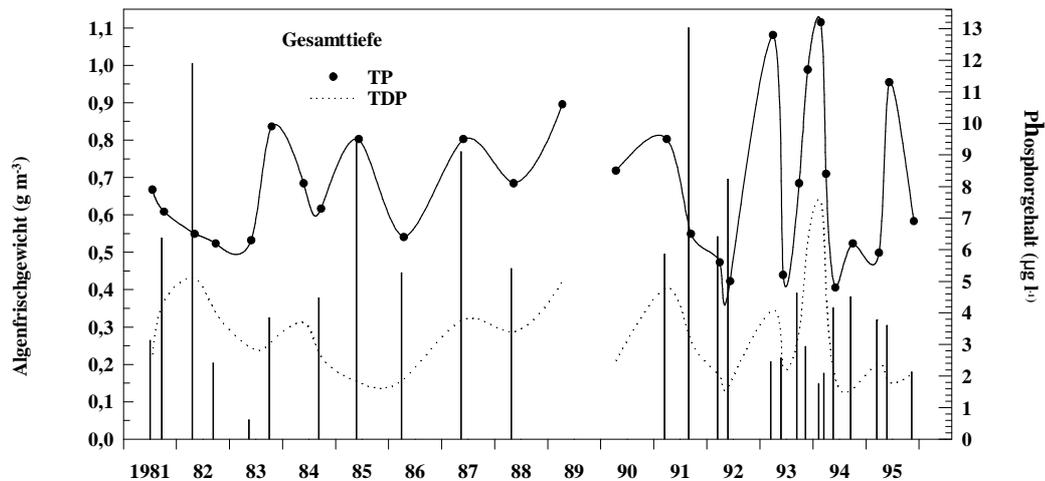


Abb. 31: Zeller See - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Nach einer deutlichen Abnahme der Algenbiomasse zwischen 1977 ( $2,75 \text{ g m}^{-3}$ ; max.  $6,01 \text{ g m}^{-3}$ ) und 1981 ( $0,51 \text{ g m}^{-3}$ , max.  $0,89 \text{ g m}^{-3}$ ; epilimnische Werte (KOLLER-KREIMEL & KOHL 1989), fluktuieren die Biomassen in den Folgejahren unregelmäßig. Die Intensität der Probenahmen reicht aber zu Beurteilung der Bestandsentwicklung 1981-1992 nicht aus, in Abb. 34 sind daher für den Zeitraum 1981-1987 auch die Werte von KOLLER-KREIMEL & KOHL (1989 ( $n=4-5$ )) angegeben. Seit Beginn der Neunzigerjahre nahm die Biomasse wieder ab, in den Jahren 1993-1995 wurden im Mittel nur noch  $0,26$  bis  $0,27 \text{ g m}^{-3}$  (max.  $0,39 \text{ g m}^{-3}$ ), bzw.  $0,33$  bis  $0,44 \text{ g m}^{-3}$  (max.  $0,73 \text{ g m}^{-3}$ ; Epilimnion) gemessen (Abb. 34). Die höchste Sichttiefe seit Beginn der Siebzigerjahre ergab sich im Juni 1991 mit  $9,5 \text{ m}$ .

Die Konzentration des anorganischen Stickstoff schwankte im Untersuchungszeitraum nur unbedeutend zwischen  $255$  und  $421 \text{ mg m}^{-3}$ , im jährlicher Durchschnitt zwischen  $299$  und  $331 \text{ mg m}^{-3}$  (Abb. 32). Produktionsbiologisch schien ihm in Relation zum Phosphat keine wesentliche Bedeutung zuzukommen, obwohl das metalimnische Wachstum von *Planktothrix rubescens* im Herbst 1991 vermutlich durch starke Nitrat-Zehrung limitiert wurde. Bei einem  $\text{NO}_3$ -Gehalt von  $23 \text{ mg m}^{-3}$  sank das N:P-Verhältnis auf  $6,8$  in  $12 \text{ m}$  Tiefe. Diese im Untersuchungszeitraum einzige Massenentwicklung von *P. rubescens* ( $2,85 \text{ g m}^{-3}$ ) äußerte sich auch in einem hohen metalimnischen  $\text{O}_2$ -Maximum von  $16,2 \text{ mg l}^{-1}$  ( $162 \%$  Sättigung, Abb. 33). An den übrigen Terminen blieb die epilimnische Konzentration des anorganischen Stickstoffs auch während der Sommerstagnation stets über den zehnfachen TP-Werten.

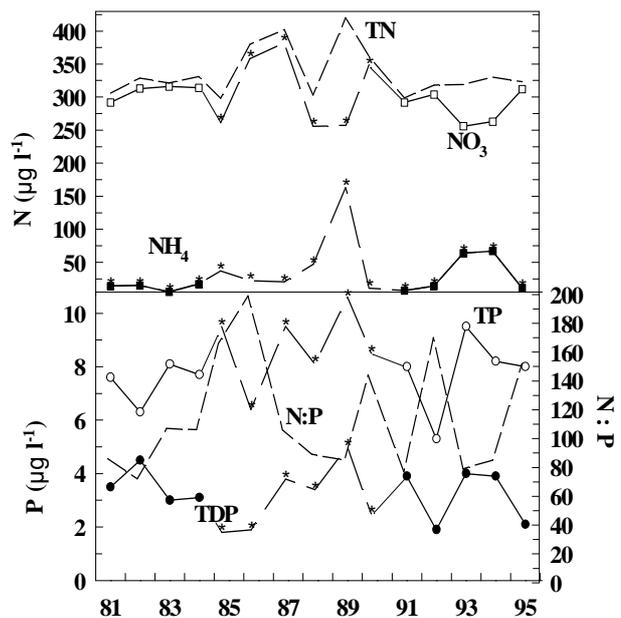


Abb. 32: Zeller See - mittlere Jahresinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamter anorganischer Stickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See. Einzelmesswerte durch Sternchen dargestellt.

Gelöster Phosphor wurde während des gesamten Beobachtungszeitraumes in nur geringer Konzentration gemessen. Die höchsten Werte in der euphotischen Zone lagen im Februar 1994 bei  $7,8 \text{ mg m}^{-3}$ , während der Stagnationsperiode im Oktober 1981 bei  $6,0 \text{ mg TDP}$  pro Kubikmeter. Seit 1992 wurde während der Vegetationsperiode ein Absinken des TDP unter die

kritischen  $3 \text{ mg m}^{-3}$  regelmäßig beobachtet (Abb. 31). Gelöster Phosphor lag daher in einer für die meisten Arten stark wachstumslimitierenden Konzentration vor. Höhere Biomassen von  $>0,5 \text{ g m}^{-3}$  wurden dementsprechend im Zeller See fast ausschließlich von Arten mit niedrigen Halbsättigungskonstanten ( $k_s$ -Wert) für gelöstes Phosphat (*Asterionella formosa*, *Synedra* spp., *Fragilaria crotonensis*, *Uroglena volvox*), sowie von der zur Phosphatspeicherung befähigten *P. rubescens* aufgebaut. Im Frühsommer 1992 und 1995 bildete *Cyclotella comensis* ähnlich hohe Biomassen. An diesen Terminen spielten pennate Diatomeen entweder keine Rolle oder schichteten sich unterhalb des Populationsmaximums von *C. comensis* im Meta- oder Hypolimnion ein, wie *Synedra acus angustissima* im Juni 1992.

#### 4.6.2 Sauerstoffhaushalt

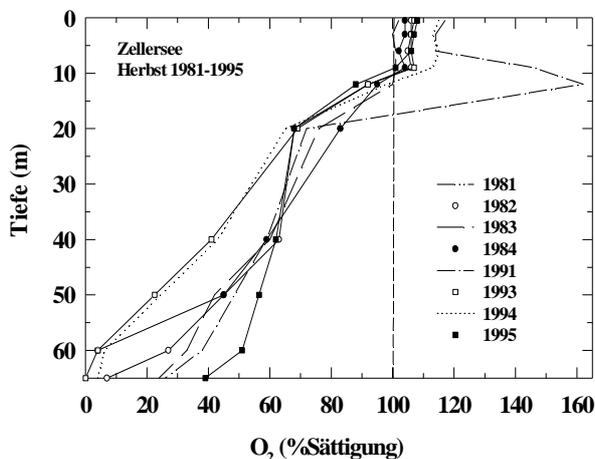


Abb. 33: Zeller See - Sauerstoffschichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation

Der hypolimnische Sauerstoffgehalt während der Sommerstagnation schwankte zwischen den einzelnen Jahren beträchtlich (Abb. 33). So betrug die Sauerstoffsättigung in 65 m Tiefe im September 1995 noch 39 %, im September 1993 konnten in 60 m Tiefe nur noch 4 % des Sättigungswertes, in 65 m Tiefe überhaupt kein Sauerstoff mehr nachgewiesen werden. In diesem Jahr wurde das Hypolimnion im Frühjahr nur unvollständig mit Sauerstoff angereichert. Nach erfolgter Vollzirkulation betrug die  $\text{O}_2$ -Sättigung in 60 m Tiefe nur 39 %. Ähnlich war die Ausgangssituation zu Beginn der Stagnationsperiode auch 1994, als im April in 60 m Tiefe nur 36 % der  $\text{O}_2$ -Sättigung gemessen werden konnten. Bis Oktober war auch hier bis auf Spuren (4 %) der Sauerstoff fast völlig aufgezehrt. Ein völliger Sauerstoffschwund über Grund gegen Ende der Stagnationsperiode wurde auch in den Jahren 1985 und 1986 nachgewiesen (KOLLER-KREIMEL 1989).

Die maximalen Sättigungswerte im Epilimnion blieben meist unter 120 %, nur im Juli 1994 wurden in 6 m

Tiefe 127 % erreicht. Ein ausgeprägtes metalimnische Sauerstoffmaximum von  $16,2 \text{ mg l}^{-1}$  (162 % Sättigung) wurde durch die die bereits erwähnte Massentwicklung von *P. rubescens* im September 1981 verursacht (Abb. 33).

#### 4.6.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Im Phytoplankton des Zeller Sees dominierten in fast allen Jahren pennate Diatomeen (*Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Synedra acus* + spp.). Von den zentrischen Arten erlangte nur *Cyclotella comensis* quantitative Bedeutung. Bei insgesamt abnehmender Tendenz pennater Arten nahm jedoch die Bedeutung der zentrischen Diatomeen in den letzten Jahren zu (Abb. 35). Hohe Anteile von  $>25 \%$  erlangten im Frühjahr *A. formosa* und *S. acus angustissima*, im Herbst *C. comensis* und *F. crotonensis*. Im Frühsommer konnten alle genannten Arten z. T. hohe Anteile von  $>30 \%$  erreichen, die Schwankungen zwischen den Jahren waren jedoch beträchtlich.

Als auffallendste Änderung im Algenspektrum des Zeller Sees ist das praktisch vollständige Verschwinden von *Tabellaria fenestrata* hervorzuheben. Diese Art, die zur Zeit der stärksten Eutrophierung des Zeller Sees immer wieder an der Bildung von Algenblüten beteiligt war (SLANINA & KOHL 1982) und v. a. gegen Ende der Siebzigerjahre die Gesamtbiomasse mit Anteilen von bis  $>70 \%$  dominierte (KOLLER-KREIMEL & KOHL 1989), erreichte nur noch im Sommer 1981 (31 %) und im Frühjahr 1982 (23 %) nennenswerte Anteile an der Phytoplankton-Gesamtbiomasse (Abb. 35). Aus den Neunzigerjahren liegen von dieser Art nur Einzelfunde vor, in den Jahren 1993 und 1995 wurden überhaupt keine Individuen mehr gefunden.

Bemerkenswert sind im Zeller See die auffallenden Bestandsschwankungen von *P. rubescens*. Nachdem diese zu Beginn der Fünfzigerjahre noch blütenbildende Art von 1956 an stetig zurückging, verschwand sie bis 1967 völlig aus dem Zeller See (SLANINA & KOHL 1982). Später trat sie wieder vereinzelt auf und dominierte Mitte der Siebzigerjahre die Gesamtbiomasse mit Anteilen bis  $>80 \%$ . Zur Zeit der *Tabellaria*-Dominanz von 1976 bis 1982 kam dieser Blaualge praktisch keine Bedeutung mehr zu. Die auffallend gegenläufige Parallelentwicklung dieser beiden Algenarten wurde bereits von KOLLER-KREIMEL & KOHL (1989) beschrieben.

Mit dem Rückgang von *T. fenestrata* nahm *P. rubescens* seit 1982 wieder stetig zu und dominierte 1991 mit  $>70 \%$  Anteil an der Biomasse. Seit diesem Maximum nahmen die Bestandsdichten der Blaualge wieder ab (Abb. 35). Auch im Zeller See schichtet sich *P. rubescens* zur Zeit der Stagnationsperiode bevorzugt im Meta- und oberen Hypolimnion zwischen 12 und 20 m Tiefe ein. Neben *P. rubescens* tauchten als weitere Blaualgen zwar regelmäßig *Anabaena*-Arten (*A. flos-aquae*, *A. spiroides*) auf, diese waren jedoch quantitativ stets

unbedeutend. KOLLER-KREIMEL & KOHL (1989) nennen jedoch für Juni 1986 ein starkes Aufkommen von *A. flos-aquae*, welches im Oktober sogar zu einer

Algenblüte am NO-Ufer führte. Aus diesem Jahr lag uns nur eine April-Serie vor.

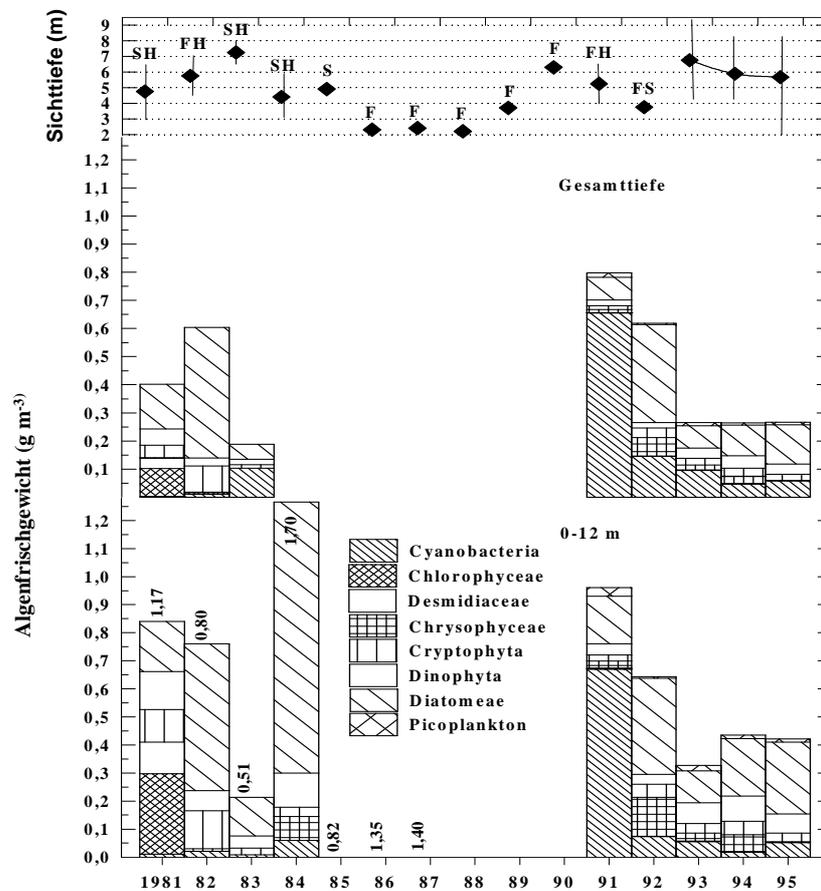
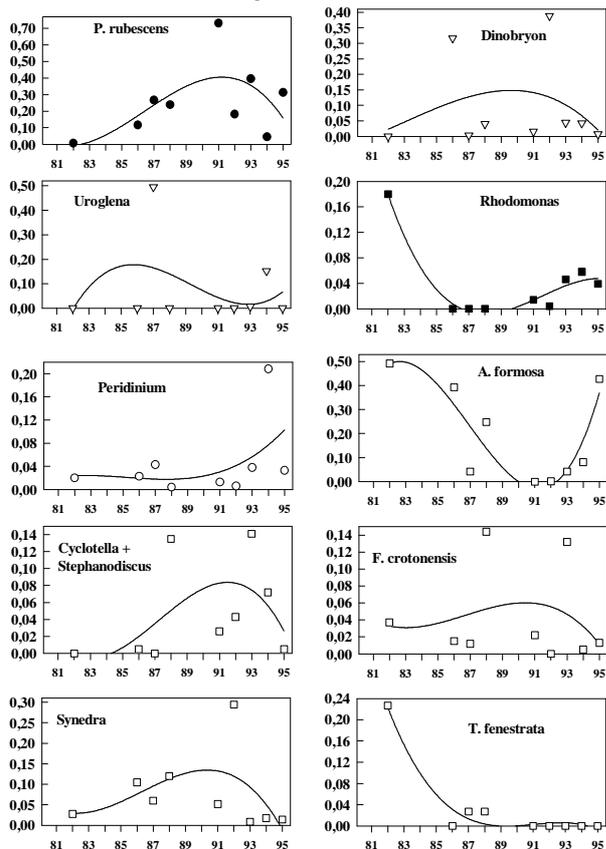


Abb. 34: Zeller See - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m). Einzelmesswerte oder nur zweimalige Datenerhebung pro Jahr sind durch Angabe der jeweiligen Jahreszeit gekennzeichnet (F, S, H: Frühjahr, Sommer, Herbst). Epilimnische Werte durch Angabe der Jahresmittel 1981-1987 aus KOLLER-KREIMEL & KOHL (1989) ergänzt.

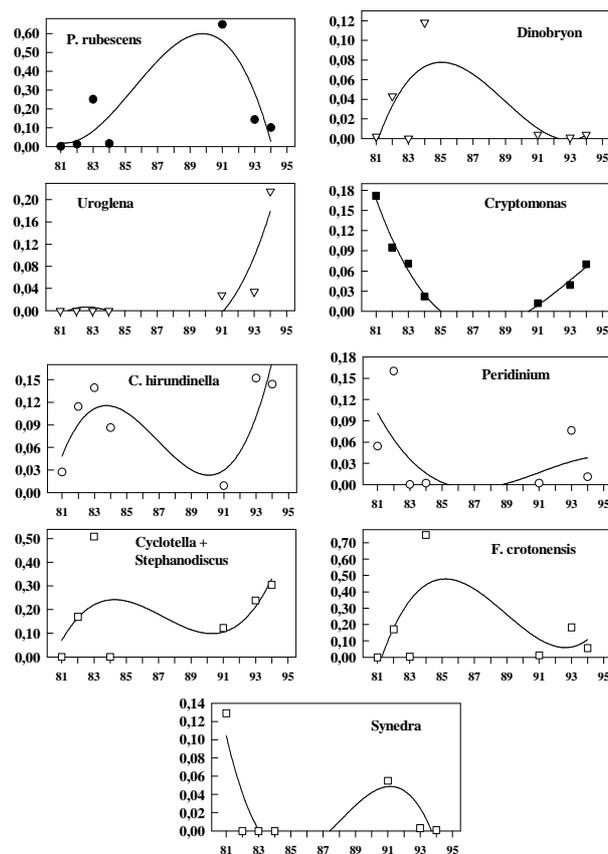
Koloniale Chrysophyceen erreichten vor allem im Frühjahr z. T. hohe Populationsdichten. Im Wesentlichen handelte es sich dabei um Arten der Gattung *Dinobryon* (*bavaricum*, *cylindricum*, *divergens*, *socialis*), mit *D. socialis* und *D. divergens* als den quantitativ wichtigsten Arten, sowie um *Uroglena volvox*. Letztere bildete im Mai 1987 fast 50 % der Algenbiomasse im Epilimnion und zählte in anderen Jahren auch während der Sommer- (1993) und Herbstmonate (1994) zu den eudominanten (>10 %) Arten. Dinophyten erreichten im Zeller See nie hohe Dominanzen, bildeten aber mit *Ceratium hirundinella*, *Peridinium willei*, *Peridinium* spp. und *Gymnodinium helveticum* stets einen wichtigen Bestandteil des Planktons während der Sommerstagnation. Eine gegenläufige Entwicklung der Populationsdichten schienen im Zeller See auch *C. hirundinella* und

*P. rubescens* zu nehmen (Abb. 35). Für gesicherte Aussagen liegen jedoch zu wenige Beobachtungen vor. Cryptomonaden (*Cryptomonas erosa*, *Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta*, *R. lens*) waren nur in den Jahren 1981 bis 1982 anteilmäßig bedeutsam. Seither schwankten ihre Biomassen im jährlichen Mittel zwischen 13 und 34 mg m<sup>-3</sup>. Bei weitgehend gleichbleibenden Populationsdichten stieg ihr relativer Anteil bei sinkender Gesamtbio­masse in den letzten Jahren wieder leicht an (Abb. 35 und 36). Außer den genannten Algengruppen wurden im Sommer 1981 Zieralgen, mit der nicht typisch planktischen *Spirogyra* sp. und im Herbst Grünalgen (*Chlorella* sp.) mit 0,25 bzw. 0,50 g m<sup>-3</sup> (Epilimnion) quantifiziert. Diese Arten waren in den Folgejahren nie mehr von Bedeutung.

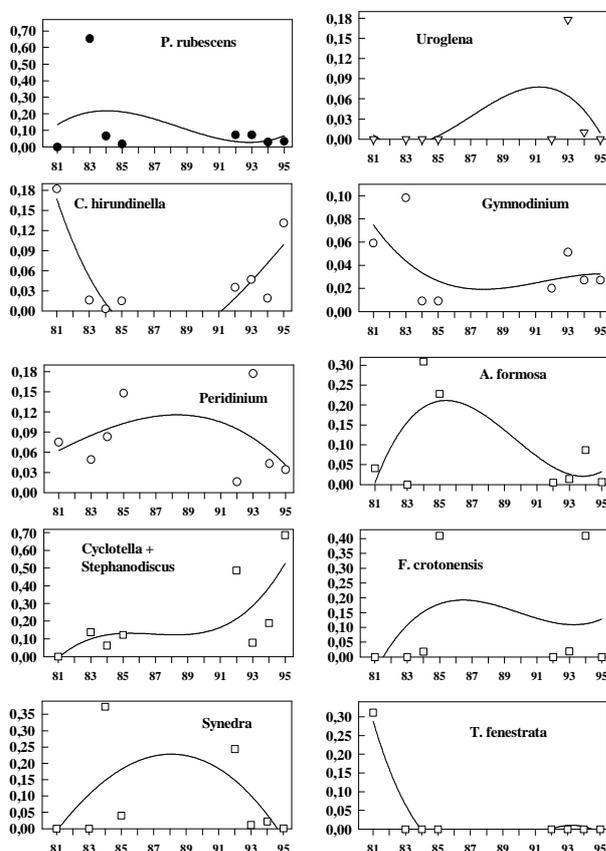
### Frühjahr 1981-95



### Herbst 1981-95



### Sommer 1981-95



- Cyanobacteria
- Dinophyta
- ▽ Chrysophyceae
- Cryptophyta
- Diatomeae

Abb. 35: Zeller See - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

#### 4.6.4 Langzeitentwicklung der Phytoplanktonbiomasse

In Abb. 36 ist die Entwicklung von Algenbiomassen, TP und Sichttiefe dargestellt. Einzelwerte (F=Frühjahr; S=Sommer) wurden zur Berechnung des Trends nicht berücksichtigt. Da der Zellersee im Zeitraum 1981-1992 jedoch nur stichprobenartig ein- bis zweimal jährlich untersucht wurde, erlaubt das vorhandene Datenmaterial keinen fundierten Vergleich der mittleren Phytoplanktonbiomassen seit 1981. Bei Berücksichtigung der Daten auch von KOLLER-KREIMEL & KOHL (1989) für 1981-1987 scheint jedoch der Schluss

auf eine seit Mitte der Achtzigerjahre insgesamt abnehmende Tendenz der Algenbiomassen gerechtfertigt. In Anbetracht der seit Anfang der Siebzigerjahre fluktuierenden Entwicklung von Nährstoffsituation und Sichttiefe, den z.T. beträchtlichen Bestandschwankungen des Phytoplanktons, sowie der besonderen limnologischen Charakteristik des Zeller Sees, liegt jedoch seine derzeitige limnologische Entwicklung vermutlich im langjährigen "posteutrophen" Trend. Die spezielle Situation der Bestandsentwicklungen von *Tabellaria fenestrata* und *Planktothrix rubescens* wurde bereits oben geschildert.

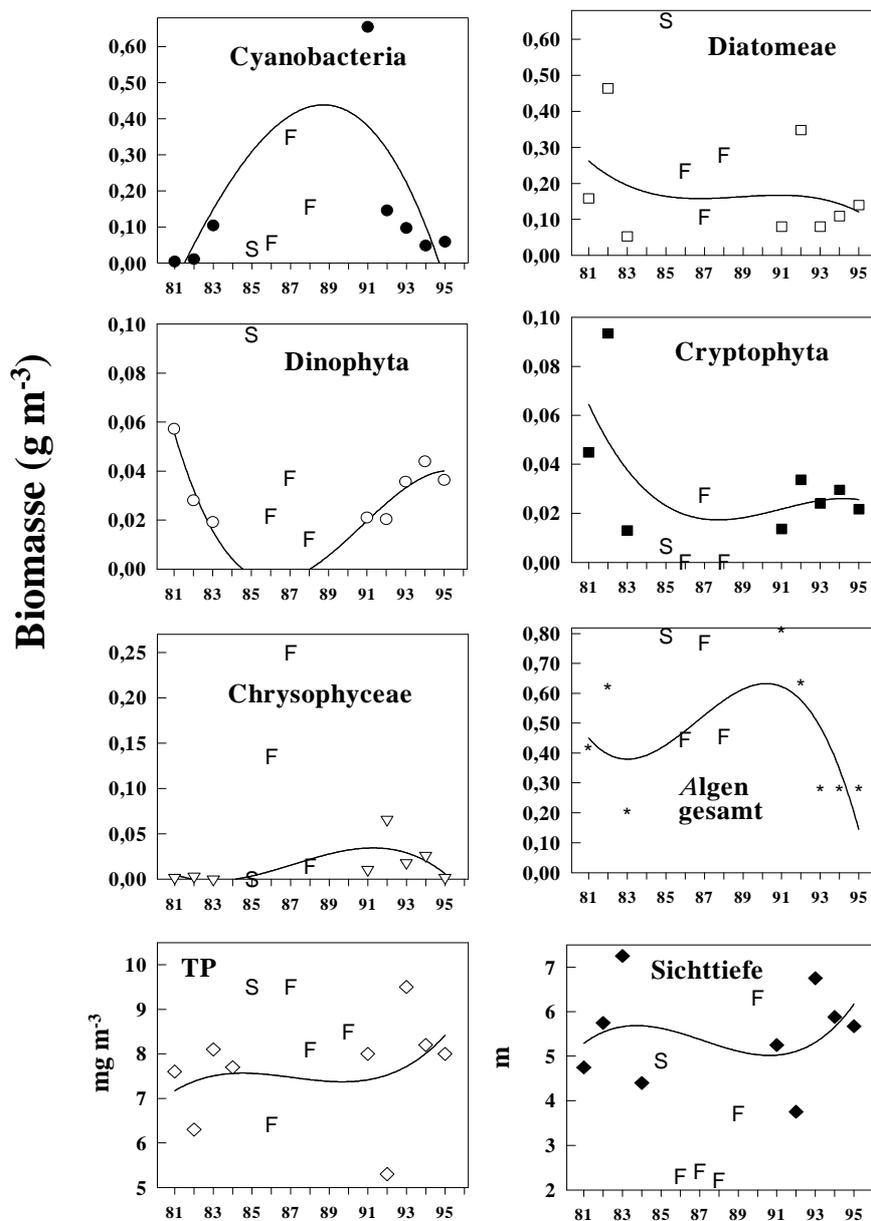


Abb. 36: Zeller See - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades. Einzelbeobachtungen (F, S: Frühjahr, Sommer) zur Berechnung des Trends nicht berücksichtigt.

## 4.7 Wolfgangsee

### 4.7.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Ein TP-Gehalt über  $10 \text{ mg m}^{-3}$  wurde nur einmal, im Juni 1987, gemessen. An allen weiteren Terminen lagen die Werte deutlich tiefer (Abb. 37 und 38). Eine auffällige Abnahme der TP-Konzentration im zirkulierenden Wasserkörper wurde seit Anfang der Neunzigerjahre verzeichnet. Seither sind die Werte von  $8,9 \text{ mg m}^{-3}$  im April 1990 auf  $3,0 \text{ mg m}^{-3}$  im März 1995 gesunken. Gelöster Phosphor wurde in Konzentrationen von maximal  $7,2 \text{ mg m}^{-3}$  (Juni 1987), meist aber von deutlich unter  $5 \text{ mg m}^{-3}$  gemessen. Algenkonzentrationen von  $> 1 \text{ g m}^{-3}$  wurden nur zweimal im Frühsommer der Jahre 1982 ( $2,54 \text{ g m}^{-3}$ ) und 1984 ( $1,75 \text{ g m}^{-3}$ ) gemessen. Während das Juni-Maximum von 1982 durch Gold- und Blaualgen beherrscht wurde, dominierten Ende Mai 1984 v. a.

Kieselalgen und Peridineen (s. u.). Die mittleren Kubikmeter-Werte (Gesamtiefe) zur Zeit der Frühjahrszirkulation schwankten in den Achtzigerjahren ( $n=3$ ) zwischen 267 und 948 mg, in den Neunzigerjahren ( $n=5$ ) zwischen 76 und 221 mg (Abb. 40). Trotz der geringen Anzahl von Beobachtungen dokumentiert dieses Datenmaterial den insgesamt abnehmenden Trend der Phytoplanktonbiomassen im Zusammenhang mit den sinkenden Phosphorwerten (Abb. 42). Die Nitratkonzentrationen schwankten im Wolfgangsee im Frühjahr zwischen 439 und 607 mg pro Kubikmeter, das N:P-Verhältnis von 92 bis 512 (Abb. 38). Die höchste Sichttiefe wurde im April 1991 mit 12,1 m, der niedrigste Wert im September 1986 mit 2,8 m gemessen.

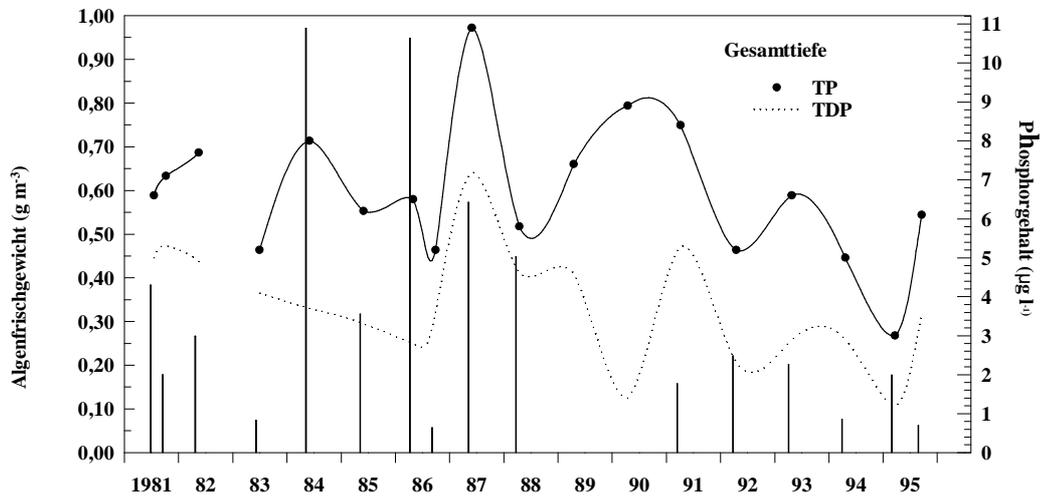


Abb. 37: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - gewichtete Mittel von Algenfrischgewicht (Balken), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

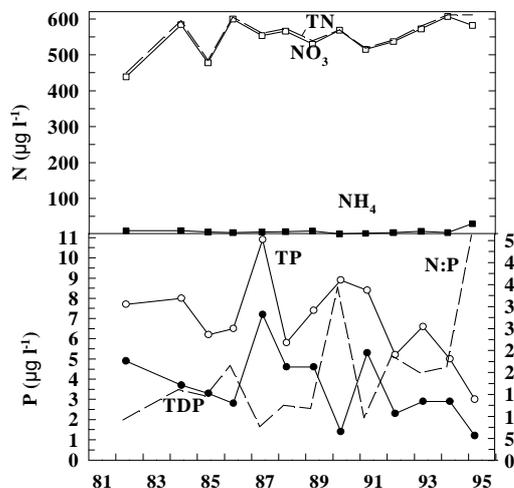


Abb. 38: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Frühjahrsinhalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See.

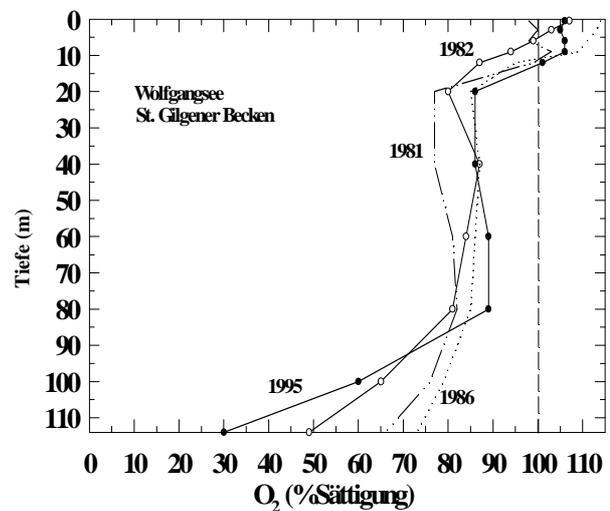


Abb. 39: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Sauerstoffsättigung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation

#### 4.7.2 Sauerstoffhaushalt

Im Vergleich mit den Siebzigerjahren dokumentiert der O<sub>2</sub>-Haushalt des Wolfgangsees am besten die seither verbesserte trophische Situation. Im September 1970 wurde über Grund nur noch ein Sauerstoffgehalt von 0,1 mg l<sup>-1</sup> (0,8 % der Sättigung) gemessen. Im Zeitraum 1981 bis 1995 betrug das Minimum in Grundnähe 3,6 mg l<sup>-1</sup> (30 % der Sättigung) im September 1995. Die übrigen Messungen zur Zeit der herbstlichen Stagnation ergaben O<sub>2</sub>-Konzentrationen von 6,2 (49 %, 1982) bis 8,9 mg l<sup>-1</sup> (73 %, 1986). In 100 m Tiefe sank der molekulare Sauerstoff nie unter 60 % der Sättigungskonzentration (Abb. 39). Die maximale Sauerstoffsättigung lag im Juni 1987 oberflächlich bei 128 %.

#### 4.7.3 Taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons

Das Frühjahrsplankton setzte sich in den Achtzigerjahren fast ausschließlich (im April 1986 zu 98 %) aus Diatomeen zusammen. Dabei dominierten v. a. *Tabella-*

*ria fenestrata*, *Aulacoseira* (= *Melosira*) *granulata*, *Melosira* sp. (*Aulacoseira islandica*?) und *Cyclotella* spp. mit z. T. >20 % Anteil, in geringerem Ausmaß auch *Synedra acus* und *Fragilaria crotonensis* (Abb. 41). Im Mai 1982 war auch *Ceratium hirundinella* mit 16 % an der Algenbiomasse beteiligt. Dieser Dinoflagellat schlüpft üblicherweise erst mit beginnender Seerwärmung aus dem am Seeboden überwinternden Cysten und erreicht erst während fortgeschrittener Stagnation seine maximale Populationsentfaltung. *Planktothrix rubescens* bildete nur im Mai 1982 eine nennenswerte Biomasse (16 mg m<sup>-3</sup>; 6,6 %), war zur Zeit der Frühjahrszirkulation in anderen Jahren jedoch bedeutungslos. Die Abnahme der Phytoplanktonbiomassen im Frühjahr der Neunzigerjahre ist in erster Linie auf den Rückgang von *T. fenestrata* und der *Aulacoseira*-Arten *islandica* und *granulata* zurückzuführen. Nutznießer dieser Entwicklung waren zentrische Diatomeen (*Cyclotella comensis*, *C. bodanica*, *Stephanodiscus astraea*) und Cryptomonaden (*Rhodomonas minuta*) (Abb. 41).

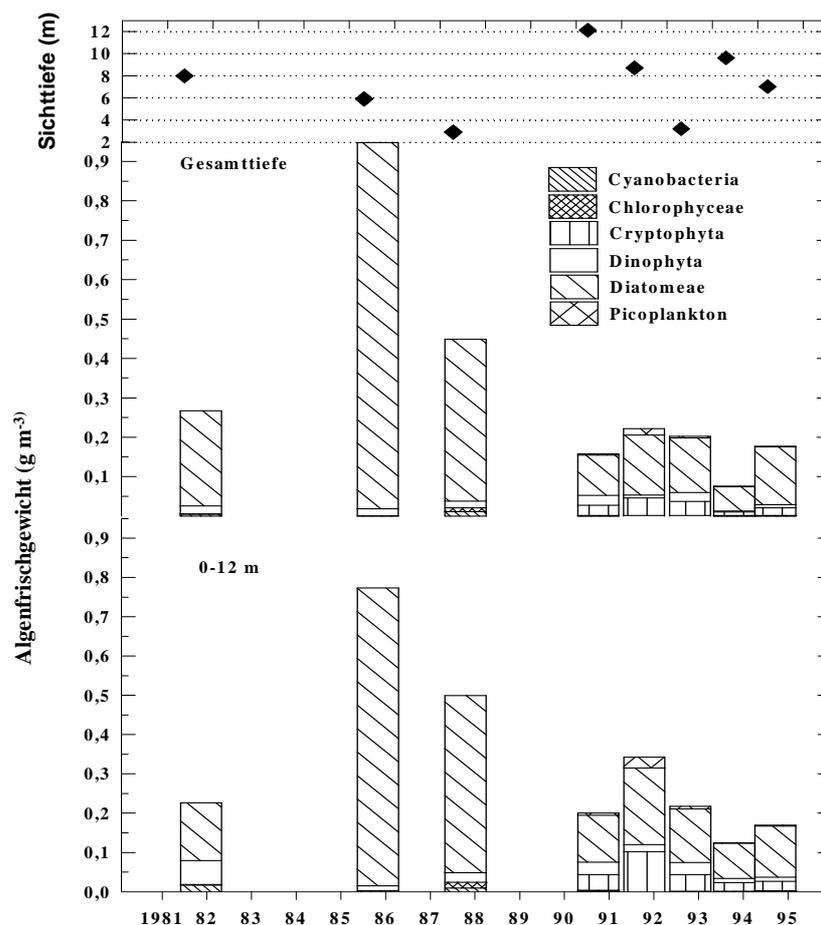


Abb. 40: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Sichttiefen, Frühjahrsinhalte und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m)

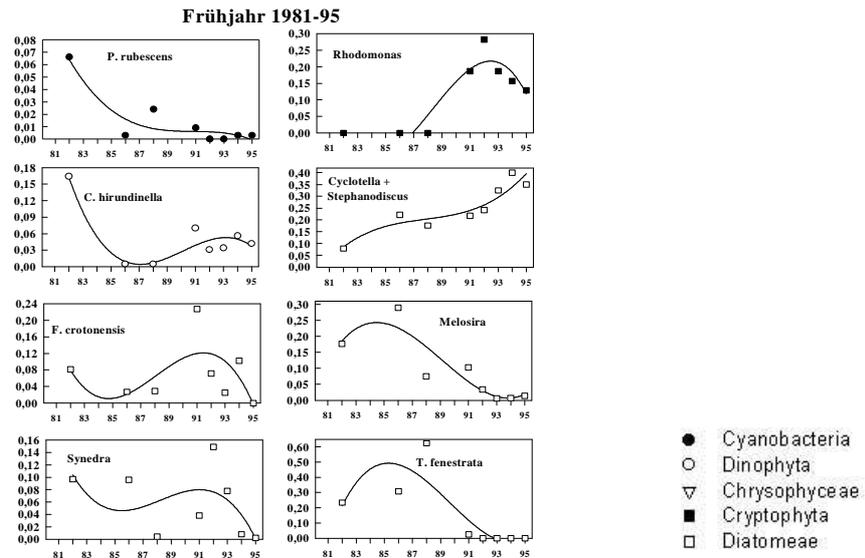


Abb. 41: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades

Im Juni 1982 wurde die epilimnische Algenbiomasse von  $2,54 \text{ g m}^{-3}$  mit über 78 % von *Uroglena volvox* dominiert. Diese Goldalge führte bereits 1974 zu Algenblüten im Wolfgangsee (JAGSCH et al., 1982). Neben *Uroglena* erreichte *P. rubescens* einen Anteil von fast 15 %. Im Mai 1984 dominierte bei einer

Gesamtbiomasse von  $1,75 \text{ g m}^{-3}$  *Tabellaria fenestrata* mit einem Anteil von 53 %. Daneben traten *Peridinium willei* (13 %) und *Fragilaria crotonensis* (12 %) eudominant auf. Hohe Anteile an der frühlommerlichen Biomasse erreichten außerdem *Ceratium hirundinella*, *Synedra* sp. und *Peridinium* sp.

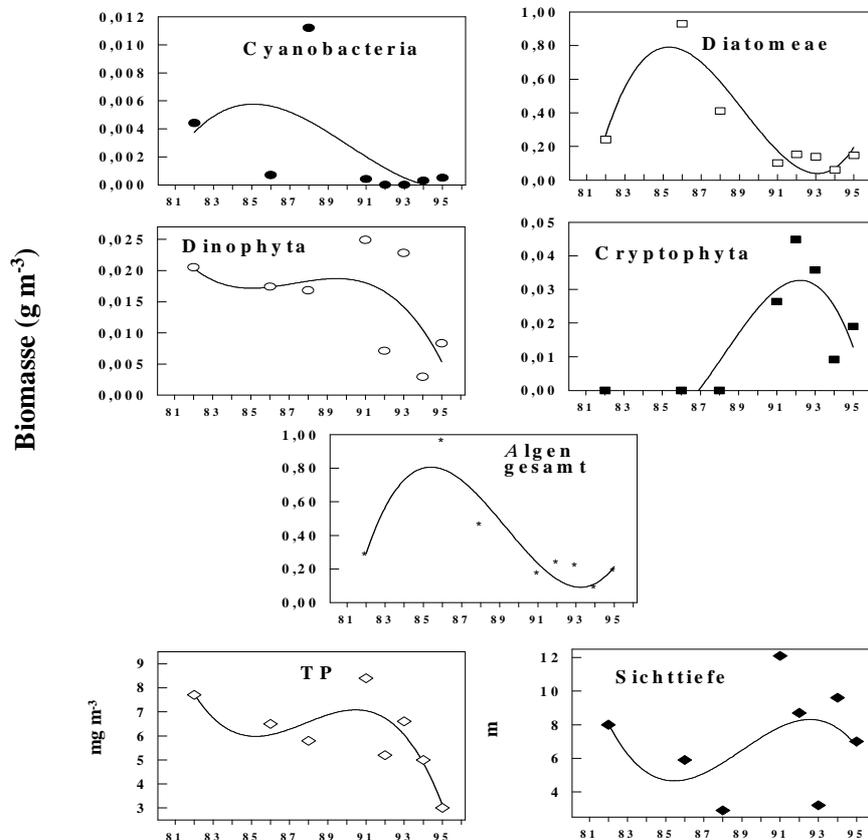


Abb. 42: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Entwicklung der mittleren Biomassen (Frühjahr, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 3. Grades.

Abb. 43: *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens*-Dominanz im Zeller See (1,75 g m<sup>-3</sup>, 97 % der Biomasse), 12.8.1991, 20 m Tiefe. Der Populationsschwerpunkt der oligophoten Art liegt im Zeller See typischerweise im Meta- und oberen Hypolimnion.

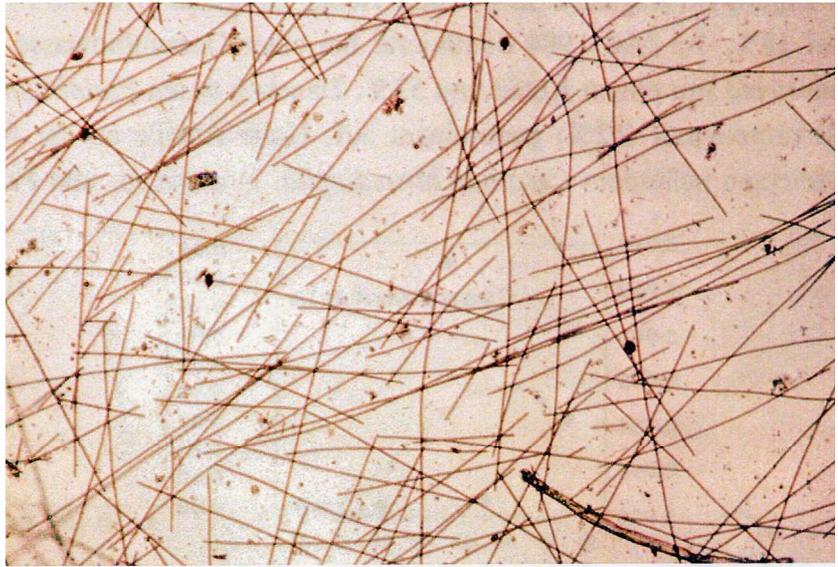


Abb. 44: Durch Cyanobakterien (*Anabaena planctonica*, *Planktothrix rubescens*) dominierter Spätsommeraspekt (4,3 g m<sup>-3</sup>, 93 % der Biomasse) im Obertrumer See, 29.8.1983. Die Verdrängung von *P. rubescens* durch N-fixierende *Anabaena*-Arten markiert einen Wendepunkt in der limnologischen Entwicklung der Trumer Seen.

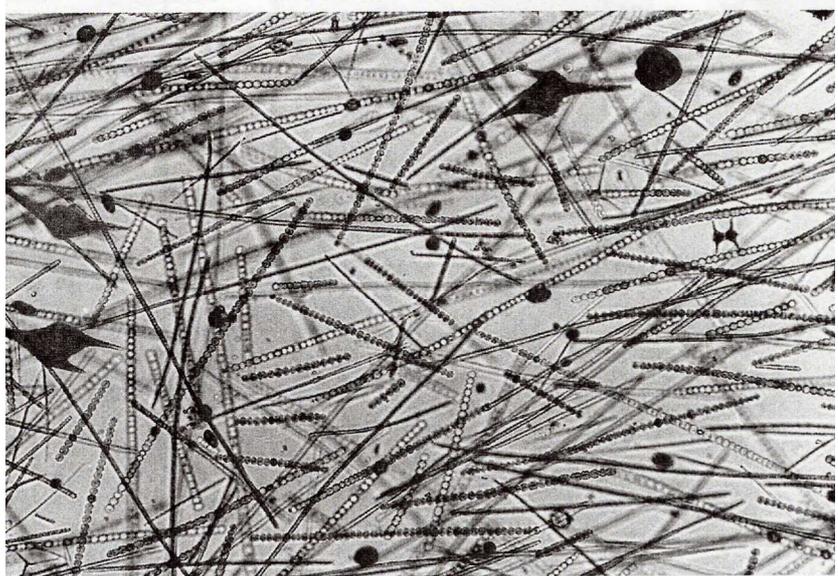


Abb. 45: Starke Blaualgenentwicklung im Wallersee, 12.8. 1988, 3 m Tiefe - *Aphanizomenon flos-aquae* (1,9 g m<sup>-3</sup>, 46 % der Biomasse). Daneben vereinzelt *Tabellaria fenestrata*, *Fragilaria crotonensis*, *Ceratium hirundinella*, *Planktothrix rubescens*. Im langjährigen Mittel hatten Blaualgen im Wallersee jedoch kaum Bedeutung. Detail: Kolonie von *A. flos-aquae*, lebend.

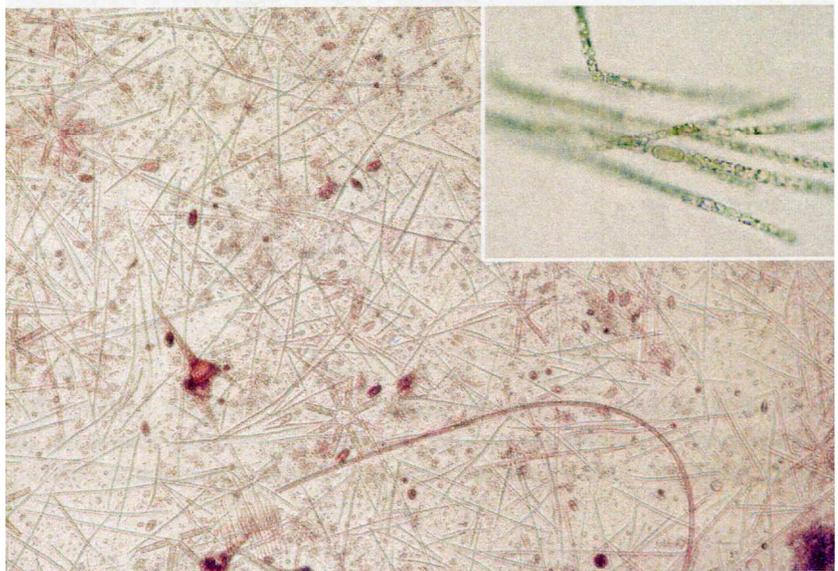




Abb. 46: Durch Cyanobakterien (*Gomphosphaeria lacustris*, *Microcystis flos-aquae* -  $1,0 \text{ g m}^{-3}$ , 64 % der Biomasse) beherrschter Spätsommeraspekt im Mattsee, 26.8.1991. Detail: Kolonie von *Gomphosphaeria lacustris*. Daneben vereinzelt *Tabellaria fenestrata*, *Planktothrix rubescens*, *Anabaena flos-aquae*.

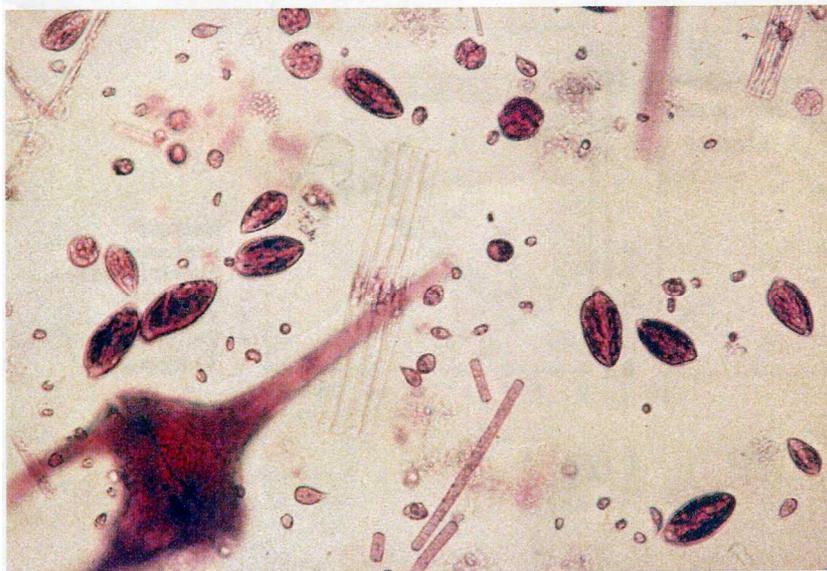


Abb. 47: Starke Entwicklung von Cryptomonaden (*Cryptomonas erosa* + sp., *Rhodomonas minuta*,  $0,7 \text{ g m}^{-3}$ , 11 % der Biomasse) im Wallersee - 12.8.1991, 0,5 m Tiefe. Die Gesamtbio-masse wurde vom voluminösen Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* mit 78 % dominiert.

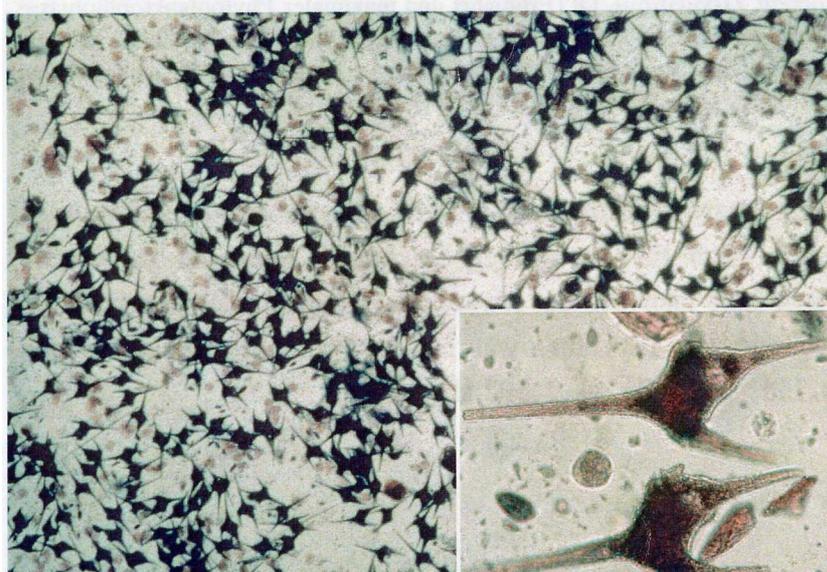


Abb. 48: Ceratienblüte im Wallersee ( $11,1 \text{ g m}^{-3}$ , 98 % der Biomasse), 4.10.1988. Detail: *Ceratium hirundinella*. Diese Charakterart des Wallersees reagiert auf Überdüngung mit Massener-twicklung, besiedelt jedoch auch oligotrophe Gewässer.

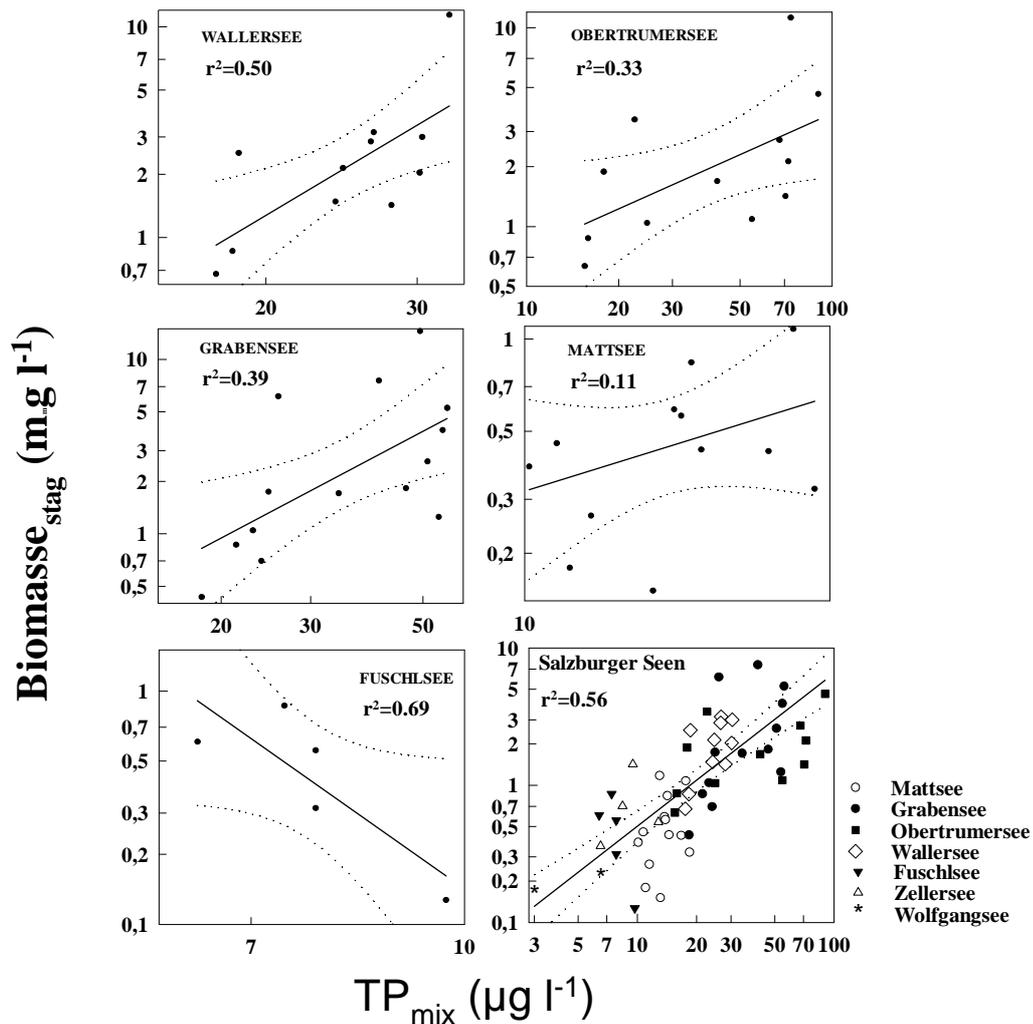


Abb. 49: Log-log Beziehung von mittlerem Zirkulations-TP (Frühjahr) und maximaler Phytoplanktonbiomasse während der Sommerstagnation (0-12 m) getrennt für einzelne Seen (zu wenige Datenpaare für Zeller See und Wolfgangsee), sowie für alle Seen gemeinsam. Die zu erwartende epilimnische Biomasse ergibt sich aus dem Zirkulations-TP nach der Beziehung  $\log BM_{\text{stag}} = 1,111 \cdot \log TP_{\text{mix}} + 1,592$

Unter Berücksichtigung aller Datenpaare *Zirkulations-TP/Frühjahr - maximale epilimnische Biomasse/Sommerstagnation* ergibt sich für die großen Salzburger Seen die in Abb. 49 dargestellte Beziehung. Demnach lässt sich die

zu erwartende Biomasse im sommerlich-herbstlichen Epilimnion entsprechend dem TP-Gehalt während der Frühjahrszirkulation nach der Beziehung  $\log BM_{\text{stag}} = 1,111 \cdot \log TP_{\text{mix}} + 1,592$  abschätzen.

## 5. Diskussion

Die limnologischen Untersuchungsergebnisse der Jahre 1981 bis 1995 dokumentieren deutliche Verbesserungen der Gewässerqualität der Salzburger Seen. Als Folge umfassender Sanierungsmaßnahmen und der Berücksichtigung ökologischer Erfordernisse bereits im Rahmen der Raumplanung, zeigte sich insbesondere bei den von den Eutrophierungserscheinungen am stärksten betroffenen Trumer Seen, Wallersee und Fuschlsee, eine entscheidende Abnahme von Nährstoff- und Algenkonzentrationen. In den Trumer Seen und im Wallersee kam es im Vergleich zur raschen

Verbesserung der hygienischen Situation (cf. SAMPL et al., 1989) allerdings zu einer deutlich verzögerten Reaktion auch der trophischen Verhältnisse. Möglicherweise wirkte in diesen Seen der ungünstige Sauerstoffhaushalt durch Rücklösungsprozesse an der Schlamm-Wasser-Kontaktzone einer unmittelbaren, sanierungsbedingten, Abnahme der Phosphorkonzentration entgegen. Diese "interne Düngung" würde in den mit mittleren Tiefen von 9,3 und 12,5 m relativ seichten Seen Grabensee und Wallersee durch die ungünstige Beckenmorphologie zusätzlich begünstigt.

Nach RÖHRS et al. (1986) spielt jedoch in diesen kalkreichen Seen die autochthone Nährstoffbelastung durch Rücklösungsprozesse aus dem Sediment ("internal loading") aufgrund der guten Phosphor-Pufferung des Sediments eine untergeordnete Rolle. Demnach beruht die Phosphoranreicherung im Hypolimnion dieser Seen vorwiegend auf der Zufuhr von Phosphor aus dem Epilimnion und nicht auf einer Mobilisierung aus dem Sediment. Da intensive Primärproduktion in kalkreichen Seen durch Verschiebung des Kalk-Kohlensäuregleichgewichts zu einer epilimnischen Ausfällung von Calciumcarbonat und einer damit verbundenen Copräzipitation von Phosphor führt (JÄGER & RÖHRS 1990), kann aufgrund abnehmender Algenkonzentrationen also auch die Phosphorfällungsrate sinken. Daraus ergibt sich eine geringere Umlagerung von Phosphor aus dem Seewasser ins Sediment und ein insgesamt abnehmender Phosphoreintrag kann durch verminderte P-Retention des Gewässers verschleiert werden.

Ein Vergleich des Artenspektrums der zu Beginn der Beobachtungsperiode am stärksten belasteten Seen (Obertrumer See, Graben- und Wallersee) ergibt als auffallendsten Unterschied das völlige Fehlen von *Planktothrix* (= *Oscillatoria*) *rubescens* im Wallersee, bei gleichzeitig hoher Dominanz dieser Blaualge in den Trumer Seen. Überhaupt spielten im Wallersee die als typische "Eutrophierungsanzeiger" bekannten *Anabaena*- oder *Microcystis*-Arten, oder *Tabellaria fenestrata*, nie eine bedeutende Rolle. Stattdessen gingen Algenblüten im Wallersee stets auf Massenentwicklungen des Dinoflagellaten *Ceratium hirundinella* zurück, der keineswegs als Trophiezeiger gelten kann. Diesen floristischen Unterschied zwischen den in ihren limnologischen Grundzügen ähnlichen Flachgauer Seen, hob bereits FINDENEGG (1971) zu Beginn der Seeneutrophierung Mitte der Sechzigerjahre hervor. Das Seenpaar Obertrumer See-Wallersee bezeichnete er als ein "Musterbeispiel einer völlig divergierenden Entwicklung des Phytoplanktons als Folge der Eutrophierung".

In den Trumer Seen markierte der drastische Rückgang von *P. rubescens* im Zeitraum 1981-1984 die beginnende Reoligotrophierung der Seen interessanterweise zu einem Zeitpunkt, an dem noch kein weiteres limnologisches Beurteilungskriterium eine Besserung der Gewässergüte signalisierte. Mit sinkendem Nährstoffgehalt in den folgenden Jahren kam es zunächst zu keiner weiteren Abnahme der mittleren Algenbiomassen, doch reflektierten instabile Dominanzverhältnisse im Artengefüge, sowie Unterschiede in der Sukzession der Arten, die Reaktion der Planktonzönosen auf die sich ändernden Bedingungen. Eine auffallende Veränderung in der Dominanzstruktur des Phytoplanktons als Folge des Rückgangs von *P. rubescens*, ergab sich in den stark eutrophen Trumer Seen, aber auch im mesotrophen Mattsee, durch das Aufkommen Stickstoff fixierender Blaualgen aus der Familie der Nostocaceae in den Jahren 1982 bis 1986. Mit weiter sinkendem Phosphat-Gehalt und damit steigendem N:P-Verhältnis, wurden

die N-fixierenden Arten durch Dinophyten (v. a. *Ceratium hirundinella*) und Cryptomonaden im Obertrumer See und Grabensee, bzw. durch weitere Blaualgen (*Gomphosphaeria* spp.) im Mattsee, ersetzt. Die kausale Erklärung dafür liegt vermutlich in der Nährstoffentwicklung dieser Seen und damit dem Verlust des Selektionsvorteils N-autonomer Arten. In der weiteren autogenen Artensukzession kam es unter ständiger Veränderung der Ausnützbarkeit von Nährstoffen schließlich zu einer kompetitiven Verdrängung der Blaualgen unter P-limitierten Bedingungen und zu einer Abnahme der Neigung zu Wasserblüten. Die Reaktion der Seen auf die Sanierungsmaßnahmen kam demnach zunächst nicht in der mittleren Jahresbiomasse, sondern in der Dynamik der Algenentwicklung zum Ausdruck. Diese Schlussfolgerung deckt sich mit jener von BÜRGI (1994), der als eine Reaktion des Ökosystems die Entwicklung der Zönose in Richtung sparsamer Algen sieht. Diese Reaktion des Phytoplanktons auf den abnehmenden Nährstoffgehalt entspräche auch dem Le Chatelier-Prinzip, nachdem eine Minimierung des auf dem System lastenden Druckes (in Richtung einer Reduktion der Gesamtbiomasse) zunächst durch interne Umstrukturierungen (z. B. in der Artenzusammensetzung) angestrebt wird. Erst sobald eine Adaptation an die veränderten Bedingungen nicht mehr möglich ist, erfolgt eine Reaktion des Systems in seiner Gesamtheit (Abnahme der Biomasse) (cf. GAEDKE & SCHWEIZER 1993).

Denkbar wäre eine insgesamt gleichbleibende Gesamtbiomasse bei abnehmender Algenkonzentration unter nährstofflimitierten Bedingungen auch dann, wenn es aufgrund sich verbessernder Lichtverhältnisse zu einer Ausweitung der trophogenen Zone und einer durch diese "Ausdünnung" von Futterorganismen bedingten Abnahme des Grazings durch das Zooplankton kommt. Diese Top-Down-Kontrolle und damit die Kopplungsstärke zwischen Phyto- und Zooplankton während der Hauptvegetationsperiode, erwies sich in den umfangreichen Eutrophierungs- und Sanierungsstudien von BÜRGI (1994) als sensitiver Parameter zur Erfassung der Auswirkung von Nährstoffveränderungen in eutrophen Seen. Dieses Ergebnis bestätigt eine wesentliche Aussage der im Rahmen des PEG-Modells klar umrissenen Grundvorstellung der saisonalen, sich wechselseitig beeinflussenden, Sukzessionen des Limnoplanktons (SOMMER et al., 1986). Die starke Abnahme der Amplituden der Biomassefluktuationen v. a. in den Trumer Seen und im Wallersee, könnte ebenfalls als Effekt der verminderten Nährstoffbelastung gesehen werden, da mit sinkendem Trophiegrad generell der Einfluss des filtrierenden Zooplanktons im Frühjahr, sowie die Tendenz zur Ausbildung hoher Biomassespitzen im Sommer, abnimmt (SOMMER et al., 1986). Da jedoch zur realistischen Erfassung des Grundmusters der Saisonalität, sowie von Mittelwerten für die Jahreszeiten, zumindest 14-tägige Probenintervalle anzustreben wären (SOMMER 1994), ist eine Interpretation der zeitlichen Abundanzschwankungen

saisonalen Einzelwerte nicht möglich.

Im Fuschlsee war während des gesamten Beobachtungszeitraums *P. rubescens* die dominierende Art. Daran hat sich demnach trotz abnehmender Nährstoffkonzentration und Gesamtbio­masse seit Beginn der "Oscillatoria-Invasion" zu Beginn der Siebzigerjahre kaum etwas geändert. Im Gegensatz zur Situation in den Trumer Seen, hier lag die Kompensationsebene der Assimilation zumindest während längerer Zeiträume im Sommer/Herbst noch im Epilimnion, erlaubt das deutlich bessere Strahlungsklima im Fuschlsee jedoch eine Besiedlung des oberen Hypo- und des Metalimnions durch diese oligophote Art. In Tiefen von 12-20 m kann sie das vorwiegend grüne Restlicht besser als andere Arten nutzen, begünstigt durch die Fähigkeit, sich mittels Gasvakuolen stabil in bestimmten Tiefen einzuschichten. Diese Einschichtung führte vermutlich zu einer intensivierten metalimnischen Rezirkulation von Nährstoffen, wodurch *P. rubescens* ihre Biomasse trotz abnehmender Nährstoffkonzentration halten konnte. Auch zur Zeit vertikaler Verdriftungen im zirkulierenden See kann *P. rubescens* das Nährstoffangebot ausreichend nutzen, während für andere Arten das Licht aufgrund der großen mittleren Aufenthaltstiefe zum wachstumsbegrenzenden Faktor wird. Möglicherweise erklärt sich aus diesem ernährungsphysiologischen Vorteil der Blaualge und ihrem späteren Abwandern aus dem Epilimnion auch die im Fuschlsee negative Korrelation von herb­stlicher Gesamtbio­masse im Epilimnion und Zirkulations-TP im Frühjahr. In den letzten Jahren war wieder eine leicht ansteigende Tendenz von *P. rubescens* zu bemerken.

Die Entwicklung von *Tabellaria fenestrata* im Fuschlsee verdeutlicht jedoch den Effekt der Reoligotrophierung auf diese ebenfalls als Indikator für Nährstoffbelastung angesehene Art. Im oligotrophen Fuschlsee fehlte diese Kieselalge noch völlig (RUTTNER 1956), doch bald nach ihrem Erstnachweis im Jahr 1966 (KOPETZKY 1967) bildete sie bereits 1969 erste Algenblüten im eutrophierten Fuschlsee (RUTTNER-KOLISKO 1970). Auch 1978 zählte sie anteilmäßig noch zu den wichtigsten Arten (PUM 1982), doch notierten HASLAUER et al. (1984) seit 1981 erstmals wieder einen deutlichen Rückgang von *T. fenestrata* im Anschluss an die stark gesunkene Phosphorbelastung. Seither erreichte die Kieselalge in den Achtzigerjahren nur noch geringe Anteile an der Gesamtbio­masse und wurde seit 1992 praktisch gar nicht mehr nachgewiesen. Daraus ergibt sich eine deutliche Parallele zum Zeller See, in dem das fast vollständige Verschwinden von *T. fenestrata* als auffälligste Veränderung im Artenspektrum hervorzuheben ist. Anders als im Fuschlsee, in dem zur Zeit hoher Nährstoffkonzentrationen *T. fenestrata* und *P. rubescens* gemeinsam das Phytoplankton dominierten, kam es im Zeller See zu bemerkenswerten Bestandschwankungen und gegenläufigen Parallelentwicklungen der beiden Arten (KOLLER-KREIMEL & KOHL 1989). In den letzten Jahren kam es jedoch trotz abnehmender Tendenz von *P. rubescens* auch im Zeller See zu keiner neuerlichen Entwicklung von *T. fenestrata*

mehr. Für den Bodensee nannte KÜMMERLIN (1991; zit. in SOMMER et al., 1993) interessanterweise das Wiedererscheinen u. a. von *T. fenestrata* als eine der wesentlichsten Änderungen im Artenspektrum des Phytoplanktons als Folge abnehmender Nährstoffbelastung. Bei TP-Konzentrationen von  $>50-100 \text{ mg m}^{-3}$ , wie sie im entsprechenden Vergleichszeitraum im Bodensee gemessen wurden, sind Vergleiche mit Seen im fortgeschrittenen Stadium der Reoligotrophierung und TP-Gehalten um oder unter  $10 \text{ mg m}^{-3}$ , wie im Fuschlsee und Zeller See, wohl nur von begrenzter Aussagekraft.

Als hauptsächlich die Algenproduktion bestimmendem Pflanzennährstoff kommt dem Phosphor erhöhte Bedeutung in Eutrophierungs- und Sanierungsstudien zu. Zur Charakterisierung des trophischen Status eines Gewässers liefert daher der TP-Gehalt zur Zeit der Frühjahrszirkulation wichtige Informationen. Unter P-limitierten Bedingungen lässt sich daraus die epilimnische Bio­masse zur Zeit der Stagnationsperiode abschätzen. Es ist zu erwarten, dass der Zusammenhang zwischen Zirkulations-TP und sommerlich/herbstlicher Bio­masse umso höher ist, je breiter der durch das Datenmaterial abgedeckte Trophiebereich ist. Da das für die Salzburger Seen aus den letzten 15 Jahren vorliegende Datenmaterial alle trophischen Niveaus von oligotroph (Wolfgangsee,  $3 \text{ mg m}^{-3} \text{ TP}_{\text{mix}}$ ) bis stark eutroph (Trumer Seen Anfang Achtzigerjahre, nahe  $100 \text{ mg m}^{-3} \text{ TP}_{\text{mix}}$ ) miteinschließt, ergibt sich ein klarer Zusammenhang zwischen  $\text{TP}_{\text{mix}}$  und epilimnische Bio­masse, obwohl die tatsächlichen Bio­massemaxima mit nur ein- bis zweimaliger Probennahme während der Sommerstagnation wohl nicht erfasst werden konnten. Nach der entsprechenden, für die Salzburger Seen erstellten Regressionsgleichung ( $\log \text{BM}_{\text{stag}} = 1,111 \cdot \log \text{TP}_{\text{mix}} + 1,592$ ) lässt daher ein TP-Gehalt von 30 Milligramm pro Kubikmeter im Frühjahr eine mittlere Bio­masse von ca.  $1,7 \text{ mg l}^{-1}$  erwarten, maximal wurden  $6 \text{ mg l}^{-1}$  gemessen. Diese Werte decken sich nahezu mit den Angaben von ROTT (1984), der den trophischen Zustand von 40 Tiroler Seen über einen Zeitraum von 8 Jahren erhob.

Neben dem Phosphor kommt vor allem anorganischem Stickstoff und Silizium (Kieselalgen, einige Chrysophyceen) eine produktionsbestimmende Bedeutung zu. Wie weit das Algenwachstum durch den Gehalt an anorganischem Stickstoff, oder durch Phosphat limitiert wird, lässt sich aus der stöchiometrischen Zusammensetzung des Planktons abschätzen, die bei fehlender Nährstofflimitation nahe der Redfield-Ratio (C:N:P = 106:16:1) liegt (SOMMER 1994). Liegt das Verhältnis Gesamt-N : Gesamt-P, bzw. Summe des anorganischen Stickstoffs : Phosphatphosphor  $< 10:1$ , kann N als Minimumfaktor angenommen werden (KLAPPER 1992). In den eutrophen Trumer Seen (Grabensee, Obertrumer See) war in den frühen Achtzigerjahren ein häufig deutliches Absinken von N:P unter diesen Grenzwert, bei gleichzeitig geringer P-Zehrung im Epilimnion, Anzeichen für N-limitiertes Algenwachstum während der Hauptvegetationsperiode.

Durch qualitative Veränderungen, bzw. Verschiebungen der Dominanzverhältnisse in der Algenzönose durch das Aufkommen N-autonomer Nostocaceen, wurde diese N-Limitation jedoch überwunden. Aufgrund niedriger Nitratkonzentrationen ( $<200 \text{ mg m}^{-3}$ ) schien selbst im mesotrophen Mattsee die Primärproduktion zeitweise N-limitiert zu sein. Dementsprechend erzielten im Zeitraum 1982 bis 1986 auch hier *Anabaena*-Arten erhebliche Anteile an der herbstlichen Gesamtbiomasse. In ähnlicher Weise dürfte die geringe Bedeutung dieser Arten im Wallersee auf dessen hohe Stickstoff-Konzentration zurückzuführen sein. Mit Werten von meist  $> 600\text{-}700 \text{ mg m}^{-3}$ , den höchsten aller Salzburger Seen, blieb vermutlich auch während der eutrophen Phase stets der Phosphor der limitierende Makronährstoff für nicht verkieselte Phytoplankter. Im Zeller See schien zumindest im Herbst 1991 ein scharf begrenztes metalimnisches Tiefenmaximum von *P. rubescens* ( $3 \text{ g m}^{-3}$ ), trotz allgemeiner P-Limitierung des Phytoplanktons ( $< 4 \text{ mg TDP m}^{-3}$ ), aufgrund starker Nitratzehrung in der Aufenthaltstiefe ( $21 \text{ mg m}^{-3}$ ) N-limitiert zu sein. Die Massenentwicklung der Blaualge unter diesen Bedingungen dürfte nicht zuletzt auf deren Fähigkeit zur Phosphatspeicherung zurückzuführen zu sein.

Da Ausmaß und Dauer einer Nährstofflimitierung für verschiedene Arten häufig stark variieren und für diese zur gleichen Zeit unterschiedliche Nährstoffe im Minimum vorliegen können, ist das Erkennen einer nährstofflimitierten Situation auf höherer taxonomischer Ebene häufig nicht möglich, zumal meist nur einzelne Arten massiv wachstumslimitiert sind (SOMMER 1988). Aufgrund der schlechten Löslichkeit von partikulärem Silizium bildet hier jedoch die Limitierung der Kieselalgen durch gelöstes Silikat eine Ausnahme. Daher bestimmt grundsätzlich zunächst der Si-Gehalt, v. a. aber das Verhältnis Si:P, den Anteil von Diatomeen in einem Gewässer. Dementsprechend nimmt auch in den Salzburger Seen die Bedeutung der Kieselalgen mit dem Trophiegrad ab. Den relativ höchsten Anteil hatten sie im oligotrophen Wolfgangsee, in den mesotrophen Seen Fuschlsee und Zeller See stellten sie neben *P. rubescens* die wichtigsten Arten. *Fragilaria crotonensis*, eine v. a. unter phosphatarmen Bedingungen konkurrenzstarke Art, erlangte über den gesamten Beobachtungszeitraum ausschließlich in diesen drei Seen quantitative Bedeutung. Obwohl keine Si-Messungen durchgeführt wurden, kann man annehmen, das im Zuge der Reoligotrophierung der Seen der relative Anteil des Silikats zunahm und sich daraus die in den letzten Jahren zunehmende Bedeutung der Kieselalgen auch in den Trumer Seen und im Wallersee erklärt. Auch für das Verständnis der Artenzusammensetzung der Diatomeenzönose, sowie für saisonale Verschiebungen der Populationsmaxima im Zuge sich ändernder Nährstoffbelastungen, ist die Kenntnis dieses stöchiometrischen Verhältnisses von überragender Bedeutung (GAEDKE & SCHWEIZER 1993, SOMMER et al., 1993). Nimmt im Zuge der Reoligotrophie-

ung eines Gewässers das Verhältnis Si:P zu, ist zu erwarten, dass Diatomeen mit einer niedrigen Halbsättigungskonstante für Phosphor, wie verschiedene pennate Kieselalgen, einen mit abnehmender P-Konzentration zunehmenden Konkurrenzvorteil gegenüber Arten mit höheren Ansprüchen an den Phosphatgehalt, z. B. zentrischen Kieselalgen, erlangen (SOMMER 1983). Tatsächlich zeigte sich im Frühjahr auch im Wallersee eine zuletzt steigende Tendenz von *Asterionella formosa*, bei gleichzeitiger Abnahme des relativen Anteils der zentrischen *Cyclotella*- und *Stephanodiscus*-Arten. Ein ähnlicher Trend war auch für den Mattsee zu verzeichnen. Auch im nach wie vor am stärksten belasteten Grabensee und im Obertrumer See, dürfte die Verschiebung des Entwicklungsschwerpunktes von *Tabellaria fenestrata* vom Herbst in die erste Jahreshälfte ein Effekt der abnehmenden Nährstoffbelastung und der damit vermutlich früher eintretenden P-Limitierung des Algenplanktons sein. Die abnehmende Abundanz in der zweiten Jahreshälfte wäre demnach auf eine raschere Zehrung des Silikats zurückzuführen. Die Unterschiede im Sukzessionsmuster von pennaten Kieselalgen mit geringen Halbsättigungskonstanten für Phosphor werden demnach durch deren meist hohen Ansprüche an die Konzentration gelösten Silikats zusätzlich akzentuiert (GAEDKE & SCHWEIZER 1993, SOMMER et al., 1993).

Auf der Grundlage der Entwicklung trophiekennzeichnender Merkmale, wie Zirkulations-TP, mittlerer Algenbiomasse und hypolimnischer  $\text{O}_2$ -Zehrung am Höhepunkt der Sommerstagnation, soll abschließend versucht werden, den trophischen Status der Salzburger Seen zu charakterisieren. Aufgrund der sehr unterschiedlichen morphologischen und ökologischen Gegebenheiten sind jedoch nicht alle Seen direkt vergleichbar. In besonderem Maße gilt dies für die Zuordnung von Trophietypen anhand heterotropher Komponenten des Sauerstoffhaushalts und der Phosphorkonzentrationen. Mit ihren geringen mittleren Tiefen liegen z. B. Grabensee und Wallersee auch unter natürlichen Bedingungen nahe der kritischen Belastungsgrenze. Unter alleiniger Berücksichtigung der  $\text{O}_2$ -Zehrung im Hypolimnion ergäbe sich für alle Trumer Seen und den Wallersee nach wie vor das Bild stark eutropher Gewässer. Möglicherweise ist eine Ursache für diese im Verhältnis zur relativ geringen Algenproduktion hohe  $\text{O}_2$ -Zehrung noch im Eintrag von Abwässern aus Regenüberläufen zu suchen (SCHABER 1996). Auch der Zeller See wäre erstmals im Jahr 1995 nicht als eutroph anzusprechen, doch handelt es sich bei diesem fakultativ meromiktischen See zweifellos um einen Sonderfall. Selbst im oligotrophen Wolfgangsee entspräche die hypolimnische  $\text{O}_2$ -Zehrung in den meisten Jahren mesotrophen Verhältnissen. Der Phosphatgehalt hat sich in Obertrumer See und Grabensee von stark eu- bis hypertrophen Konzentrationen zu Beginn der Achtzigerjahre zu mesotrophen (Obertrumer See) bis schwach eutrophen (Grabensee) Bedingungen in den letzten Jahren entwickelt. Im Wallersee

lag der Zirkulations-TP erstmals im Jahr 1993 unter der für eutrophe Seen kennzeichnenden Konzentration, im mesotrophen Mattsee lag dieser Wert in den letzten Jahren bereits nahe an der Grenze zur Oligotrophie. Fuschlsee und Zeller See wären unter alleiniger Berücksichtigung des Zirkulations-TP als oligo- bis schwach mesotroph anzusprechen, während dieser Parameter den oligotrophen Charakter des Wolfgangsees an allen Terminen bestätigte.

Die Seen allein aufgrund der gewichteten Algenbiomassen einem Trophieniveau zuzuordnen ist zumindest problematisch, da die Ausdehnung der trophogenen Schicht zwischen den Gewässern sehr unterschiedlich ist und auch starken saisonalen Schwankungen unterliegt. Bei einer einheitlichen Gewichtung der epilimnischen Algenbiomassen wird daher der tatsächlichen Ausdehnung der trophogenen Zone nicht das entsprechende Gewicht beigemessen. Demzufolge besteht daher in Gewässern mit hohen Algendichten und schlechterem Lichtklima die Gefahr der Miteinbeziehung tropholytischer Tiefen, in oligo- und v. a. mesotrophen Seen kann es zu einer Vernachlässigung metalimnischer Algenhorizonte kommen. In beiden

Fällen käme es daher zu einer Unterschätzung des tatsächlichen Trophiegrades.

Die mittleren Algenkonzentrationen entsprachen zu Beginn des Beobachtungszeitraumes eutrophen Verhältnissen in Obertrumer See, Graben- und Wallersee, mesotrophen Verhältnissen in Zeller See, Matt- und Fuschlsee. Seit 1992 liegen die mittleren Algenbiomassen auch in den erstgenannten Seen im mesotrophen Bereich. Für den Wolfgangsee konnten keine Jahresmittelwerte gebildet werden, die Algenbiomassen an den einzelnen Terminen schwankten zwischen oligo- bis schwach mesotrophen Verhältnissen.

Zusammenfassend ergibt sich unter Berücksichtigung der genannten Trophiekriterien heute folgendes Bild für die Salzburger Seen: Grabensee schwach eutroph, Obertrumer See und Wallersee mesotroph, Mattsee, Fuschlsee und Zeller See schwach mesotroph und Wolfgangsee oligo- bis schwach mesotroph. Diese Trophiezuordnung entspricht im wesentlichen der limnologischen Zustandsbeschreibung von SCHABER (1996), würde allerdings der z. T. unverhältnismäßig starken Sauerstoffzehrung während der Sommerstagnation nur geringes Gewicht beimessen.

## 6. Literatur

- BÜRGI H. R. (1994): Seenplankton und Seensanierung in der Schweiz. - "Limnologische Berichte Donau 1994", 2: 71-102
- CZERNIN-CHUDENITZ C. (1986): Die Phytoplanktonentwicklung der Flachgauer Seen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 385-397
- FINDENEKG I. (1971): Unterschiedliche Formen der Eutrophierung von Ostalpenseen. - Schw. Z. Hydrol., 33: 85-95
- GAEDKE U., SCHWEIZER A. (1993): The first decade of oligotrophication in Lake Constance. I. The response of phytoplankton biomass and cell size. - Oecologia, 93: 268-275
- HASLAUER J. Jr., HAIDER R. (1982): Fuschlsee. - In: Seenreinhaltung in Österreich. Informationsschrift des BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 141-148
- HASLAUER J. JR., MOOG O., PUM M. (1984): The effect of sewage removal on lake water quality (Fuschlsee, Salzburg, Austria). - Arch. Hydrobiol., 101: 113-134
- JAGSCH A., HAIDER R. (1982): Trumer Seen. - In: Seenreinhaltung in Österreich. Informationsschrift des BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 179-189
- JAGSCH A., HAIDER R., KOHL W., MEGAY K., MÖSE J. R. (1982): Wolfgangsee. - In: Seenreinhaltung in Österreich. Informationsschrift des BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 124-131
- JÄGER P. (1986 a): Die Abwasserentsorgung im Einzugsgebiet der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 217-218
- JÄGER P. (1986 b): Chemismus der Vorlandseen und ihrer Zubringer. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 343-383
- JÄGER P. (1986 c): Die Nährstoffbilanzen der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 477-488
- JÄGER P., RÖHRS J. (1990): Phosphorfällung über Calciumcarbonat im eutrophen Wallersee (Salzburger Alpenvorland, Österreich). - Int. Revue ges. Hydrobiol., 75: 153-173
- KOLLER-KREIMEL V., KOHL W. (1989): Zeller See. - Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981-1987. Informationsschrift des BM für Land- und Forstwirtschaft (ed.), Wien, 116-121
- KOPETZKY J. (1971): Zunehmende Eutrophierung des Fuschlsees und Jahresübersicht 1970. - Unveröff. Mitteilung i. A. der Salzburger Stadtwerke
- KÜMMERLIN R. (1991): Long term development of phytoplankton in Lake Constance. - Verh. Int. Ver. Limnol., 24: 826-830
- LAND SALZBURG (1986): „Projekt Vorlandseen“ Wallersee, Obertrumer See, Mattsee, Grabensee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 1-507
- PUM M. (1982): Ein Vergleich der Vertikalverteilung und der saisonalen Abfolge des Phytoplanktons im Ost- und Westbecken des Fuschlsees von Mai 1978 bis Mai 1979. - Ber. Nat.-Med. Ver. Salzburg, 6: 57-80
- REYNOLDS C. S. (1982): Phytoplankton periodicity: its motivation, mechanisms and manipulation. - FBA, Ann. Rep., 50: 60-75
- REYNOLDS C. S. (1988): The concept of ecological succession applied to seasonal periodicity of freshwater phytoplankton. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 23: 683-691
- RÖHRS J., GERMATSIDIS I., LINDNER D., SCHNEIDER J. (1986): Sedimentgeologische Untersuchungen an den Trumer Seen und am Wallersee. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 421-457
- ROTT E. (1983): Sind die Veränderungen im Phytoplanktonbild des Piburger Sees Auswirkungen der Tiefenwasserableitung? - Arch. Hydrobiol., Suppl., 67: 29-80
- RUTTNER F. (1956): Gutachten über den gegenwärtigen Zustand im Pelagial des Fuschlsees. - Biol. Stat. Lunz
- RUTTNER-KOLISKO A. (1970): Nachtragsgutachten über den limnologischen Zustand des Fuschlsees im Jahre 1969. - Biol. Station Lunz
- SAMPL H., SCHULZ L., GUSINDE R.-E., TOMEK H. (1989): Seenreinhaltung in Österreich. Fortschreibung 1981-1987. - Informationsschrift des BM für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg.), Wien, 1-175
- SAS H. (ed.) (1989): P! Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. - Academia Verlag Richarz, St. Augustin FRG

- SCHABER P. (1996): Limnologischer Zustand der Salzburger Seen im Jahr 1995. - NaturLand Salzburg, Jg. 3: 25-27
- SCHINDLBAUER G. (1986): Das hydrographische Einzugsgebiet der Salzburger Alpenvorlandseen - geographische Grundlagenerhebungen und Quantifizierung der punktuellen Eutrophierungsquellen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 182-216
- SCHNEIDER J. (1992): Abschlussbericht über die Arbeiten an den Sedimenten des Zeller Sees. - AG Umweltgeologie, Universität Göttingen
- SCHULTZE E. (1986): Stratigraphische Pigmentanalysen aus ausgewählten Bohrkernproben der Trumer Sen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 471-475
- SLANINA K. (1981): Zeller See. Limnologische Entwicklung - Ergebnisse der Basisuntersuchung 1979. - Wasserwirtschaftskataster, BM für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 1-69
- SLANINA K. & KOHL, W. (1982): Zeller See. - In: Seenreinhaltung in Österreich. Informationsschrift des BM für Land- und Forstwirtschaft, 190-196
- SOMMER U. (1983): Nutrient competition between phytoplankton in multispecies chemostat cultures. - Arch. Hydrobiol., 96: 399-416
- SOMMER U. (1988): Does nutrient competition among phytoplankton occur *in situ*? - Verh. Internat. Verein. Limnol., 23: 707-712
- SOMMER U. (1994) Planktologie. - Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1-274
- SOMMER U., GLIWICZ Z. M., LAMPERT W., DUNCAN A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. - Arch. Hydrobiol., 106: 433-471
- SOMMER U., GAEDKE U., SCHWEIZER A. (1993): The first decade of oligotrophication of Lake Constance. II. The response of phytoplankton taxonomic composition. - Oecologia, 93: 276-284
- SUTTLE C. A., STOCKNER J. G., SHORTREAD K. F., HARRISON P. J. (1988): Time-course of size-fractionated phosphate uptake: are larger cells better competitors for pulses of phosphate than smaller cells? - Oecologia, 74: 571-576
- UTERMÖHL H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. - Mitt. Int. Ver. Limnol., 9: 1-38

#### Zitiervorschlag:

- JERSABEK C. D., JÄGER P., SCHABER P. (2001): Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981-1995. - in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 4: 7-53 (2013)

#### Adressen der Autoren:

- Mag. Dr. Christian D. JERSABEK, Voggenberg 1, 5101 Bergheim, christian.jersabek@sbg.ac.at  
 Hofrat Dr. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, paul.jaeger@sbg.at  
 Dr. Peter SCHABER, Josef-Kainz-Straße 4, 5026 Salzburg, p.schaber@aon.at



# Phytoplankton und trophische Situation der Großen Salzburger Seen in den Jahren 1996-2005

Christina KAIBLINGER, Christian D. JERSABEK, Paul JÄGER, Peter SCHABER  
(2006)

Mit 43 Abbildungen und zwei Tabellen im Text

## GLIEDERUNG

### 1. EINLEITUNG

### 2. GEBIETSBESCHREIBUNG

### 3. METHODIK

### 4. ERGEBNISSE

- 4.1 Wallersee
- 4.2 Mattsee (Niedertrumer See)
- 4.3 Obertrumer See
- 4.4 Grabensee
- 4.5 Fuschlsee
- 4.6 Wolfgangsee
- 4.7 Zeller See

### 5. DISKUSSION

### 6. ZUSAMMENFASSUNG

### 7. LITERATUR

## 1. Einleitung

Das Amt der Salzburger Landesregierung (Referat Gewässerschutz) führt seit dem Jahr 1981 regelmäßige Kontrolluntersuchungen an den sieben großen Salzburger Seen durch. Diese stellen für den Tourismus und als Naherholungsgebiet wertvolle Ressourcen dar. So standen am Anfang der Untersuchungen noch Fragen der Eutrophierung und der Sanierung der Einzugsgebiete im Vordergrund (JÄGER 1986). Im "Projekt Vorlandseen" beispielsweise wurde der trophische Zustand des Wallersees und der Trumer Seen am Beginn der 1980er-Jahre dokumentiert. Mittlerweile erfolgen regelmäßige und systematische Kontrolluntersuchungen, welche die Erstellung von Langzeitdatensätzen ermöglichen; diese wiederum bilden die Basis zur Beurteilung unserer Gewässer.

Der vorliegende Bericht basiert auf physikalischen, chemischen und biologischen Parametern, die in den

Jahren 1996-2005 erhoben wurden. Das Datenmaterial wurde im Kontext mit den von JERSABEK et. al (2001) analysierten Daten aus den Jahren 1981-1995 aufbereitet, um längerfristige Tendenzen der Phytoplanktongemeinschaft und der Nährstoffsituation aufzuzeigen und zu interpretieren. Diese Interpretationen können letztlich dazu dienen, künftige Aussagen über Qualitätsveränderungen besser abschätzen zu können und Gewässerschutzmaßnahmen zu kontrollieren. Dies wird vor allem im Hinblick auf die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und das damit verbundene Monitoring von Bedeutung sein. Innerhalb des Monitorings können die bisher erhobenen Daten auch als Entscheidungshilfe für Art, Tiefe und Zeitpunkt der Probenentnahme verwendet werden.

Mit der vorliegenden Arbeit wird der Gewässerzustand der großen Seen >0,5 km<sup>2</sup> des Landes Salz-

burg mit Ausnahme des Faistenauer Hintersees dargestellt. Das Hauptaugenmerk der Darstellung liegt in der Entwicklung des Phytoplanktons in Abhängigkeit der Nährstoff- und Sauerstoffsituation. Das Phytoplankton wird auf drei Ebenen langfristig analysiert; zum einen als mittlere Jahresgesamtbiomassen, zum anderen auf höherem taxonomischem Niveau und zum Dritten in der Entwicklung einzel-

ner Arten zu den Beprobungsterminen an für die Seen charakteristischen Situationen im Jahreslauf. Die Untersuchungsergebnisse führen zu dem Schluss, dass sich die unter erheblichem finanziellen Aufwand gesetzten Maßnahmen zu Reinhaltung der Salzburger Seen rentiert haben, da sich die Wasserqualität in allen untersuchten Seen im Betrachtungszeitraum von 25 Jahren markant gebessert hat.

## 2. Untersuchungsgebiet

Die einzelnen Salzburger Seen werden auf der Homepage des Amtes der Salzburger Landesregierung, Gewässerschutz

(<http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz>) ausführlich beschrieben. Tabelle 1 gibt eine Übersicht der wichtigsten morphometrischen Daten.

Tab. 1: Morphometrische Daten der bearbeiteten Seen (Land Salzburg - Gewässerschutz)

SEE	Seehöhe (m ü. A.)	Fläche (km <sup>2</sup> )	Max. Tiefe (m)	Mittlere Tiefe (m)	Volumen (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> )	Erneuerungszeit theor. (Jahre)	Einzugsgebiet (km <sup>2</sup> )
Fuschlsee	663	2,64	66,9	37,1	97,90	2,6	31,9
Grabensee	503	1,30	14,1	9,3	12,13	0,23	68,5
Mattsee	503	3,58	42,3	17,2	61,40	4,7	11,2
Obertrumer See	503	4,74	36,3	17,4	84,80	1,7	57,6
Wallersee	506	5,9	23,2	13,0	76,10	0,8	109,5
Wolfgangsee	538	13,13	113,1	50,7	666,50	3,9	124,8
Zeller See	750	4,55	69,8	39,7	180,60	4,1	54,7

## 3. Methodik

Der vorliegende Bericht basiert auf Daten aus den Jahren 1996-2005 und knüpft inhaltlich an den Bericht „Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in den Jahren 1981 - 1995“ an. Daher beziehen sich sämtliche Verweise auf frühere Zeiträume in diesem Bericht auf JERSABEK et al. (2001).

**Probennahmetermine:** Am Wallersee, den Trumer Seen, dem Fuschlsee sowie dem Zeller See wurden, mit vereinzelten Ausnahmen, zur Zeit der Frühjahrs- (März/April) und Herbstzirkulation (November/Dezember), sowie im Frühsommer (Ende Mai/Juni) und Herbst (September/Oktober) Probennahmen durchgeführt. Der Wolfgangsee wurde in den Jahren 1996-1998 zweimal jährlich, jeweils zur Zeit der Frühjahrs- und der Herbstzirkulation, beprobt. Ab 1999 wurden am Wolfgangsee drei bis vier Mal, mindestens aber zur Frühjahrs- und Herbstzirkulation und während der Sommerstagnation Probensenen entnommen.

**Probennahme:** Die Probennahmen erfolgten wie in den Jahren zuvor jeweils an der tiefsten Stelle des Sees mit einem Schindler-Schöpfer. Zur Zeit der Sommerstagnation wurden je nach der Tiefe des Gewässers 6 bis 10 Tiefenstufen beprobt. Während der Zirkulationsperioden wurden Proben aus vier, fallweise drei Tiefenstufen entnommen. Das Epilimnion (angenommener Bereich zwischen 0 und 12 m) wurde in allen Seen gleich in 5 Tiefenstufen unterteilt (0,5, 3, 6, 9 und 12 m). Zusätzlich wurde aus dem Epilimnion eine Mischprobe mit einem integrierenden Wasserschöpfer nach Schröder entnommen. Zur Quantifizierung des Phytoplanktons wur-

den die Proben in 100 ml Glasflaschen abgefüllt und mit Lugol'scher Lösung fixiert. Aus demselben Schöpfer wurden Proben zur Analyse von Sauerstoff, Gesamtphosphor (TP), gelöstem Gesamtphosphor (TDP), NO<sub>3</sub>- und NH<sub>4</sub>-Stickstoff, sowie weiterer chemischer Parameter (vgl. JÄGER 1986) entnommen. An jedem Probennahmetermin wurde die Sichttiefe mittels einer Secchi-Scheibe ermittelt.

**Auswertungen:** Die Auswertung des Phytoplanktons erfolgte im Umkehrmikroskop entsprechend der Methode nach UTERMÖHL (1958). Das Biovolumen der einzelnen Arten wurde durch Angleichen der Zelldimensionen an geometrische Körper ermittelt. Unter der Annahme des spezifischen Gewichts von 1,0 entspricht dabei 1 cm<sup>3</sup> Biovolumen 1 g Biomasse. Die Entwicklung des Phytoplanktons wurde zunächst auf höherer taxonomischer Ebene (Cyanobacteria, Chlorophyceae, Desmidiaceae, Chrysophyceae, Cryptophyta, Dinophyta, Diatomeae und "Picoplankton") interpretiert. Des Weiteren wurde die Langzeitentwicklung für Arten, bzw. Gattungen, die im Untersuchungszeitraum zumindest dreimal einen relativen Anteil von mehr als 10 % an der Gesamtbiomasse im Epilimnion erreichten, getrennt analysiert. Die angegebenen Kubikmeterwerte von Biomassen bzw. Nährstoffkonzentrationen sind volumsgewichtete Mittelwerte. Die Gewichtung für das Epilimnion der einzelnen Seen erfolgte gemäß dem Vorgängerbericht nach JERSABEK et al. (2001). Alle Berechnungen und Interpretationen der limnologischen Entwicklung beziehen sich auf die Datenerhebung über der maximalen Seetiefe, im Wolfgangsee auf das tiefere St. Gilgener

Becken, im Mattsee auf das Hauptbecken "Mattsee 1".

Als Grundlage zur Beurteilung des Trophiezustandes gelten die Richtwerte laut ÖNORM M 6231 (2001). Der Gesamtposphorgehalt oligotropher Gewässer zur Zeit der Frühjahrszirkulation liegt demgemäß unter  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ , in eutrophen Gewässern  $>20 \mu\text{g l}^{-1}$ . Die hypolimnische Sauerstoffzehrung am Höhepunkt der Sommerstagnation bleibt in oligotrophen

Seen unter 30 %, bei  $>70 \%$  spricht man von eutrophen Verhältnissen. Die entsprechenden Richtwerte für die Sauerstoff-Übersättigung im Epilimnion liegen bei  $<20$  bzw. bei  $40-60 \%$ , für die mittlere Algenbiomasse der trophogenen Schicht bei  $<0,2$  bzw.  $>2 \text{ g m}^{-3}$ . Die jeweiligen Werte zwischen diesen Angaben würden demnach mesotrophe Gewässer kennzeichnen.

## 4. Ergebnisse

### 4.1 Wallersee

#### 4.1.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Wallersee ist ein phosphorlimitiertes System, dessen trophischer Status sich anhand der Konzentration des Gesamtposphors (TP) charakterisieren lässt. Die TP-Konzentrationen variierten von Jahr zu Jahr, wobei die Maxima vorwiegend im Frühjahr und Herbst auftraten (Abb. 1). Wie aus Abb. 2 ersichtlich, bewegen sich die TP-Konzentrationen im Durchschnitt um  $15,4 \mu\text{g l}^{-1}$  (min.  $8,2 \mu\text{g l}^{-1}$ /max.  $22,3 \mu\text{g l}^{-1}$ ) und fallen in den letzten drei Jahren des Untersuchungszeitraumes unter  $15 \text{ mg m}^{-3}$ , was mesotrophe Verhältnisse anzeigt. Dies ist eine deutliche Verbesserung gegenüber dem Zeitraum 1981 bis 1995. Damals lagen die Werte im Mittel bei  $26 \text{ mg m}^{-3}$  mit einer deutlichen Abnahme ab 1992. Im Verhältnis zum TDP liegt ein relativ hoher Anteil

am TP als partikuläre Komponente vor (Tab. 16). In einzelnen Jahren wurden bereits im Frühjahr hohe Biomassewerte erreicht. Maximale Biomassen treten erst im Sommer oder Herbst auf, wobei die Maxima in den Jahren 1996-1999 von  $0,6$  auf über  $2 \text{ g m}^{-3}$  ansteigen. In den darauf folgenden Jahren von 2000-2005 verringert sich die Biomasse wieder stark und beträgt im Jahresdurchschnitt 2005 nur mehr  $0,36 \text{ g m}^{-3}$ , ohne erkennbares Maximum. Damit sind in etwa wieder Verhältnisse wie im Jahr 1995 erreicht. Verglichen mit den vorangegangenen Jahren überschreitet die Algenbiomasse viel seltener  $1 \text{ g m}^{-3}$ , Spitzenwerte von über  $5 \text{ g m}^{-3}$ , wie im Jahr 1988, wurden überhaupt nie beobachtet.

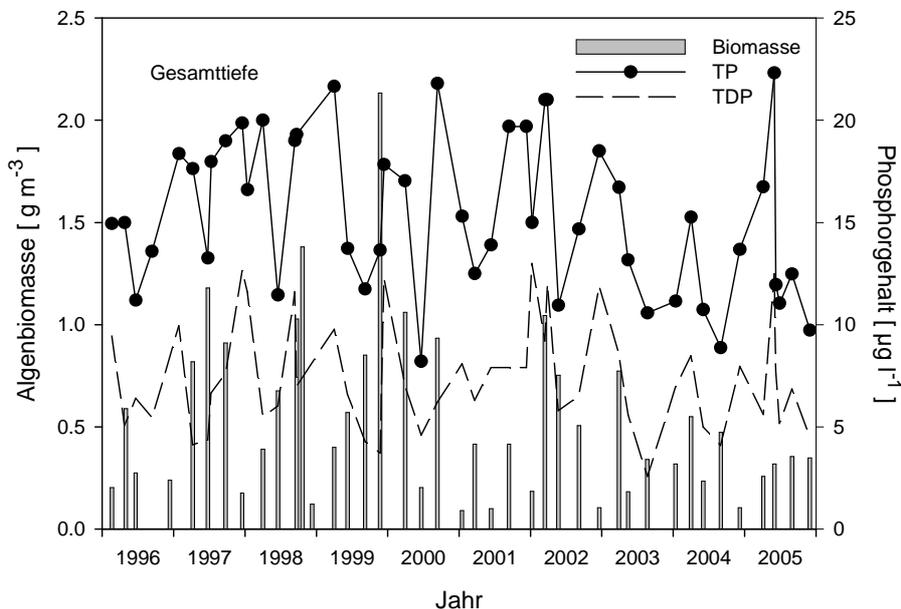


Abb. 1: Wallersee - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamtposphor (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Da nach SAS (1989) der Schwellenwert für phosphorlimitiertes Wachstum bei  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  liegt, kann im Wallersee davon ausgegangen werden, dass das Algenwachstum in allen Jahren P-limitiert war

(Abb. 2). Zudem lag das Verhältnis N:P in allen Jahren im Mittel zwischen 40 und 80, so dass auch das Verhältnis Stickstoff zu Phosphor deutlich auf Phosphor-Limitierung hinweist.

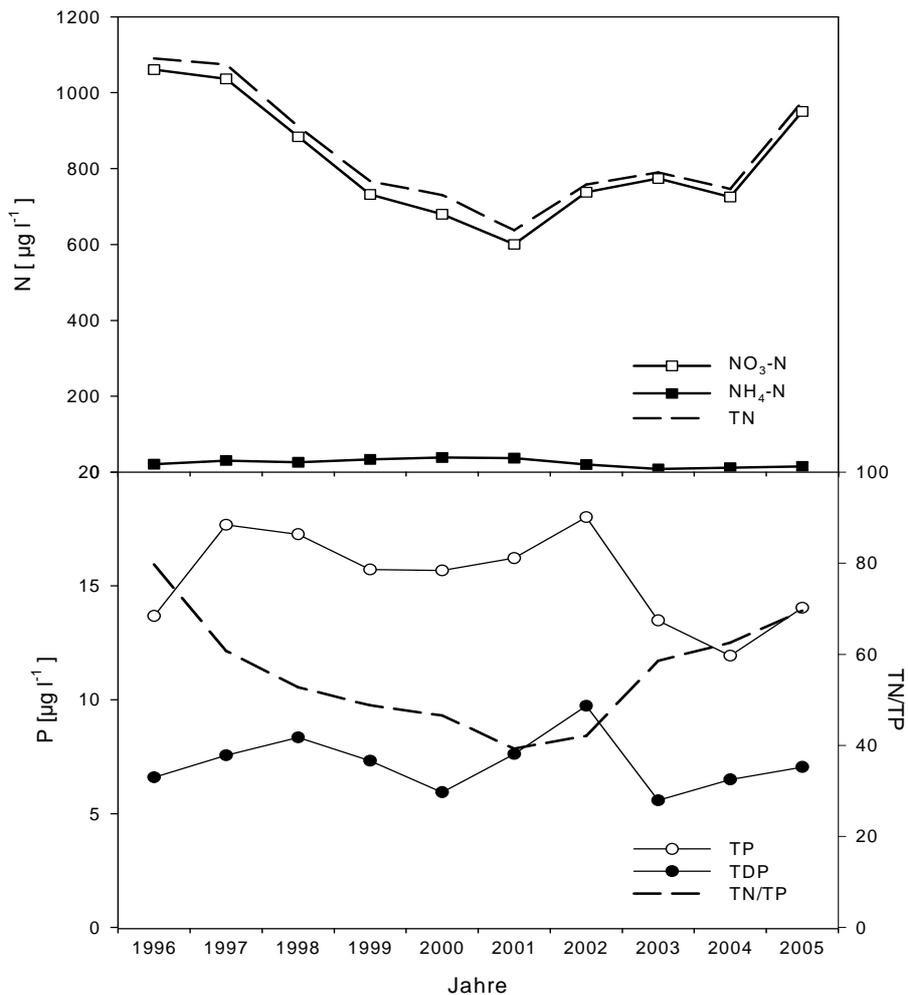


Abb. 2: Wallersee: mittlere Jahresgehälter von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Anorganischer Gesamtstickstoff), Gesamtposphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See

Der zu Beginn relativ hohe Gehalt ( $>1000 \mu\text{g l}^{-1}$ ) an anorganischem Stickstoff, der fast zur Gänze auf den  $\text{NO}_3$ -Stickstoff zurückgeht, sinkt von 1996 bis 2001 auf  $637 \mu\text{g l}^{-1}$ , was in etwa dem Durchschnitt der Jahre 1981-1990 entspricht. In den Jahren 2002 bis 2005 stiegen die Konzentrationen des Stickstoffs wieder deutlich an. Das Auf und Ab der Nitratkonzentrationen im See, welches auch schon in der vorhergehenden Untersuchungsperiode zu beobachten war, lässt sich möglicherweise durch landwirtschaftliche Nutzung und Wetterereignisse im Einzugsgebiet erklären. Dies kann aber ohne eingehende Analyse nur vermutet werden.

#### 4.1.2 Sauerstoffhaushalt

Die vertikalen Profile der Sauerstoffsättigung am Ende der Sommerstagnation zeigen einen extrem klinograden Verlauf (Abb. 3). Dies entspricht auch den Verhältnissen in den vorangegangenen Jahren. Sauerstofffreie Verhältnisse treten in den meisten Jahren schon ab 12-15 m Tiefe auf.

In den Jahren 2003-2005 scheint sich die Situation leicht verbessert zu haben, da vollständiger Sauerstoffschwund erst in Tiefen über 20 m auftritt. Im Epilimnion lag die  $\text{O}_2$ -Sättigung am Ende der Sommerstagnation in allen Jahren um bzw. über 70 %. Die hohe Sauerstoffsättigung bis  $> 120\%$  in den oberen Schichten des Epilimnions in 6 der 10 Jahre geben einen deutlichen Hinweis auf die hohe Photosyntheseleistung des Phytoplanktons. Auch die sauerstofffreien Verhältnisse im Hypolimnion unterstreichen dieses Bild. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass es unter diesen Bedingungen am Ende der Wachstumsperiode zu erheblichen Rückflüssen von Phosphor aus dem Sediment kommt, welcher im Zuge der herbstillischen Zirkulation ins Gewässer eingetragen wird. Dennoch liegt die TP-Konzentration im Jahresmittel bei nur  $15,4 \mu\text{g l}^{-1}$ , was auf mesotrophe Verhältnisse hinweist. Auch die mittleren Biomassen im gesamten Wasserkörper, liegen bei maximal  $1 \text{ g m}^{-3}$ , was nach WETZEL (2001, S. 389) auf oligotrophe bis oligo-mesotrophe Verhältnisse hinweist.

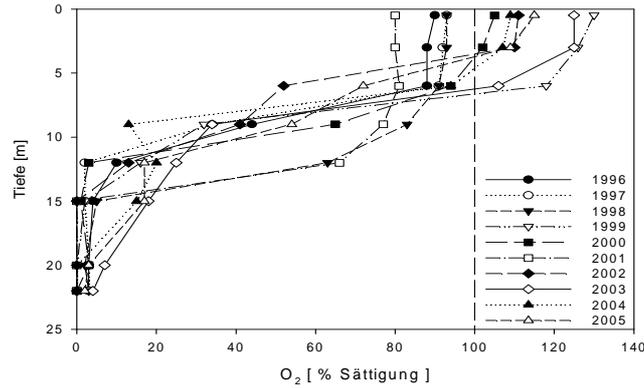


Abb. 3: Wallersee - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation

#### 4.1.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Die Jahresmittel der Algenbiomasse erreichten im gesamten Untersuchungszeitraum 1996-2005 maximal  $1 \text{ g m}^{-3}$  im gesamten See, beziehungsweise  $1,2 \text{ g m}^{-3}$  im Epilimnion. Dies ist deutlich weniger als in den Jahren zuvor, Spitzenwerte wie im Jahr 1988 ( $5 \text{ g m}^{-3}$  im Epilimnion) wurden nicht mehr beobachtet.

Die relativen Anteile an der Gesamtbiomasse werden hauptsächlich von Diatomeen und Dinoflagellaten bestimmt. Im Jahr 2001 wurde die niedrigste Jahresbiomasse beobachtet, wobei Chrysophyceen und Cryptophyta die Algenzusammensetzung dominierten. Warum gerade in diesem Jahr eine derart geringe Biomasse aufgetreten ist, kann aus den vor-

liegenden Daten nicht eindeutig abgeleitet werden. Zwar war 2001 das Jahr mit den geringsten  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen, dem kleinsten N:P-Verhältnis und der größten Sichttiefe, eine eindeutige Schlussfolgerung lässt sich daraus allerdings nicht ziehen. Möglicherweise war es ein Jahr mit besonders ungünstigen Witterungsbedingungen. Entsprechend der geringen Biomasse ist auch die  $\text{O}_2$ -Sättigung im Epilimnion am Ende der Sommerstagnation mit ca. 80 % die niedrigste von allen beobachteten Jahren. Dies ist wohl auf die geringe Photosyntheseleistung und damit geringe „Sauerstoffproduktion“ durch das Phytoplankton zurückzuführen.

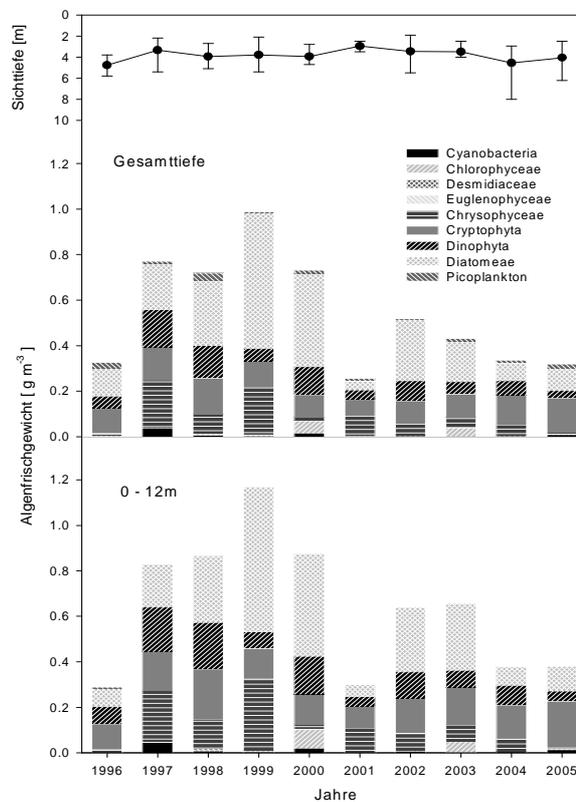


Abb. 4: Wallersee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresbiomasse und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m).

#### 4.1.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Generell zeigen alle Algengruppen und damit auch die Gesamtbio­masse einen abnehmenden Trend. Entsprechend nehmen auch die TP-Konzentrationen ab ( $r^2=0,73$ ). Mit der Abnahme der Gesamtbio­masse ist eine signifikante Verbesserung der Sichttiefe zu beobachten (Abb. 5).

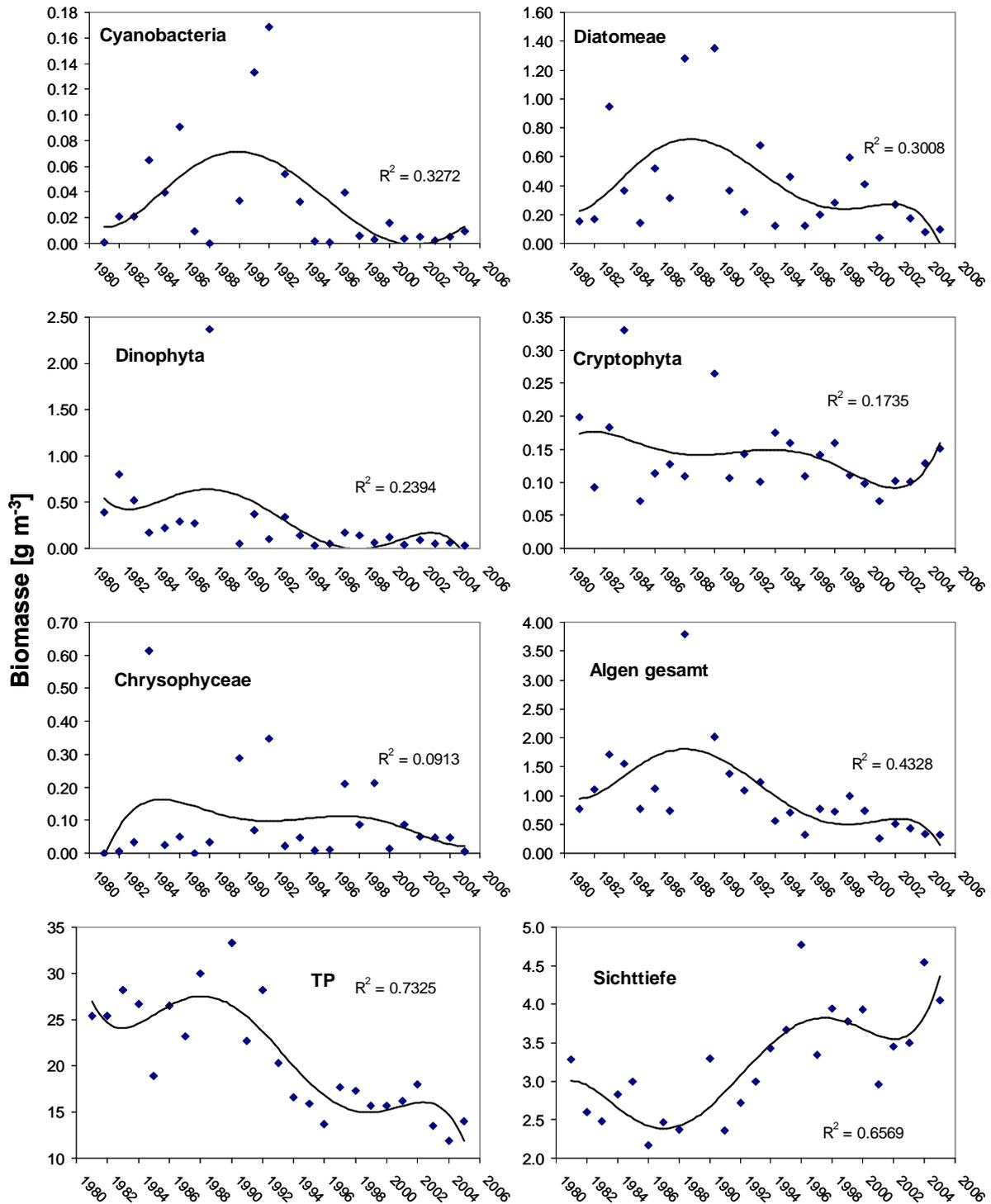


Abb. 5: Wallersee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorinhalt (TP) und mittlerer Sichttiefe im gesamten Beprobungszeitraum 1981 - 2005. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

In Abb. 6 sind die relativen Anteile jener wichtigen Taxa dargestellt, die im Wallersee an zumindest drei Untersuchungsterminen einen relativen Anteil von >10 % an der epilimnischen Algenbiomasse erreichten.

Die höchsten Biomasseanteile haben die zentrischen Diatomeen im Frühjahr. Wie bei den meisten Arten bzw. Gattungen ist aber ein abnehmender Trend deutlich. Cryptomonaden und *Rhodomonas minuta* nehmen im gesamten Jahresverlauf eher zu. Dies

liegt vermutlich an der Abnahme der anderen Phytoplankton-Komponenten, wodurch *Cryptomonas* und *R. minuta* bei gleichbleibenden Biomassen relativ zunehmen. Die typischen Sommerformen, wie *Ceratium hirundinella* und *Gymnodinium helveticum* gehen in ihrem Anteil seit Mitte der 1990er-Jahre zurück. Zur Zeit der Herbstzirkulation erreichen die Kieselalgen,

wie im Frühjahr, neuerlich ein Biomassemaximum. Neben zentralen Diatomeen tritt hier auch *Tabellaria fenestrata* mit Anteilen >50 % auf. Desgleichen scheint *Fragilaria crotonensis* zuzunehmen. Da der Anstieg erst im letzten Jahr erfolgte, ist es zu früh, eine Tendenz abzuschätzen.

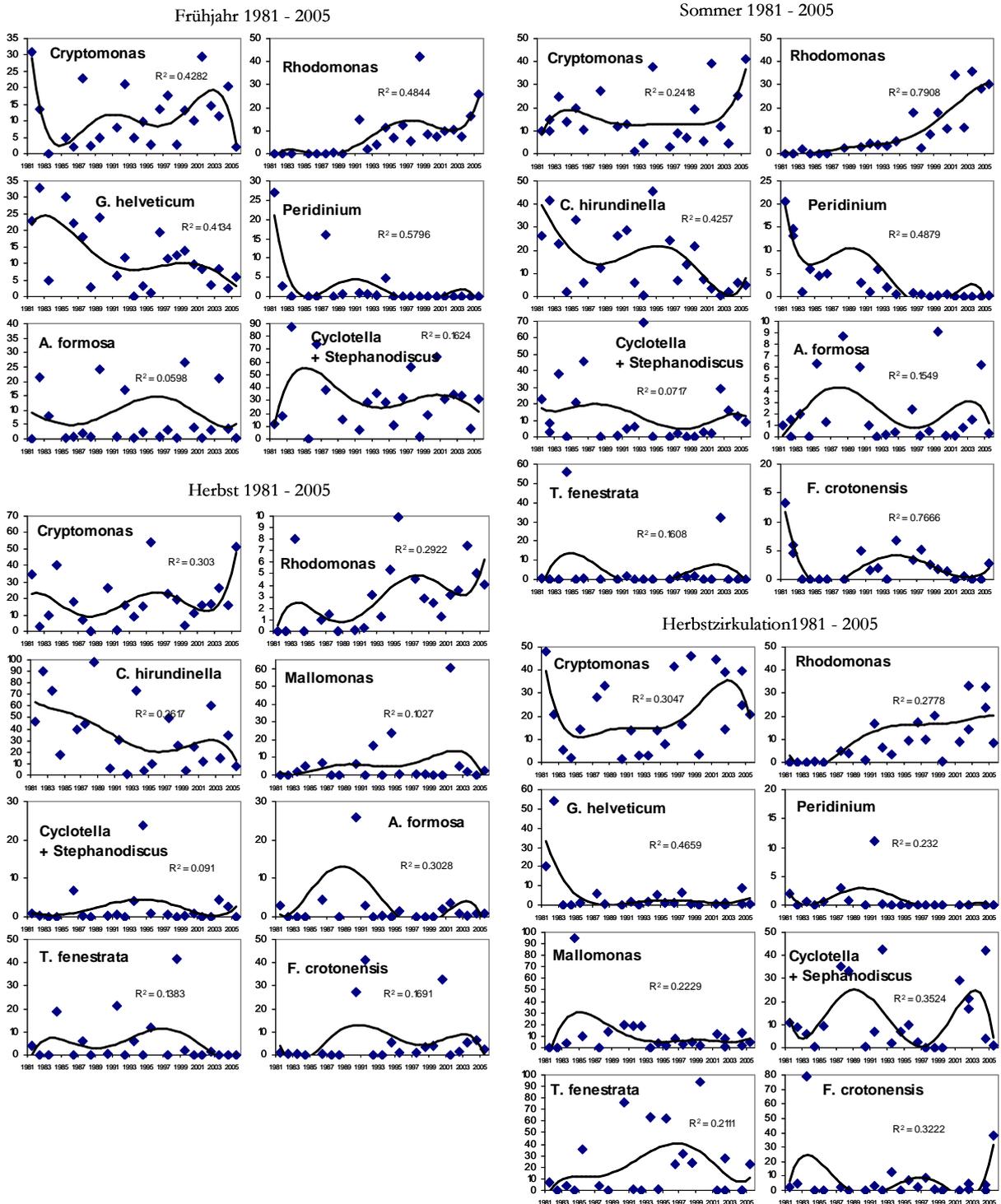


Abb. 6: Wallersee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) im gesamten Beprobungszeitraum 1981 – 2005 durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

Es ist es auffallend, dass im Wallersee die Cyanobakterien in den letzten 25 Jahren in ihrem Anteil so

niedrig waren, dass sie in der Detailanalyse der Arten (Abb. 6) nicht aufscheinen. Im gesamten Zeitraum

wurde im Jahresverlauf ein relativer Anteil von 10 % kaum überschritten. *Planktothrix rubescens* spielte im Wallersee quantitativ nie eine Rolle. Blaualgenblüten

wurden während des gesamten Zeitraums nicht beobachtet.

## 4.2 Mattsee (Niedertrumer See)

(Hauptbecken Mattsee 1)

### 4.2.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Mattsee ist der erste See der Trumer Seenkette und besitzt zwei Becken. Bereits seit 1994 weist der Mattsee volumengewichtete TP-Konzentrationen von nur mehr 6,0 bis 15,4  $\mu\text{g l}^{-1}$  im Jahresmittel auf, wobei die Jahresmaxima durchwegs im Frühjahr erzielt wurden (Abb. 7). Somit besitzt der See den mit Abstand geringsten Nährstoffgehalt der Trumer Seen. In fast allen Jahren wurde die maximale Algenbio-

masse Ende August/September erreicht, nur in den Jahren 1997-1999 ergab die Probenserie bereits im März/April das gemessene Jahresmaximum. Die maximale Algenbiomasse wurde 1996 mit  $0,9 \text{ g m}^{-3}$  verzeichnet. Generell deuten die Algenbiomassen von durchschnittlich  $0,3 \text{ g m}^{-3}$  auf oligotrophe Verhältnisse hin. Die geringen TDP-Konzentrationen der vergangenen 10 Jahre unterstützen diese Einstufung.

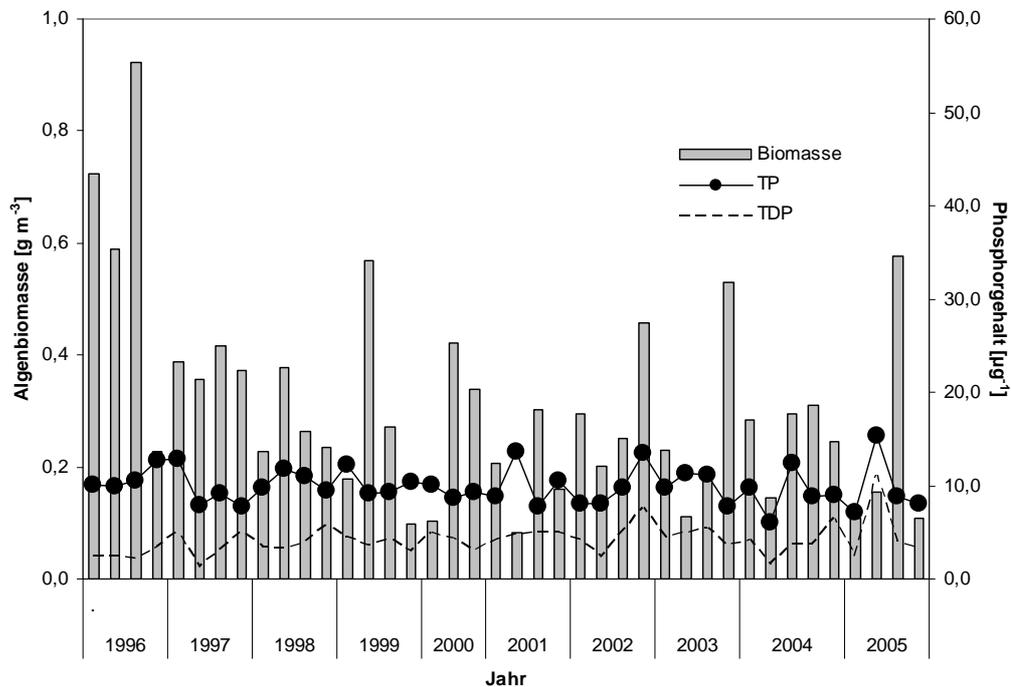


Abb. 7: Mattsee - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Das Verhältnis von anorganischem Stickstoff zum Gesamt-Phosphor lag im Mattsee im Jahr 1997 unter 10. Dies liegt vor allem am hohen TP-Wert im Dezember des Jahres und dürfte nicht die tatsächliche Situation widerspiegeln. Dieses Jahresmittel ausgenommen bewegte sich der TP von 1996 bis 2005 relativ stabil um  $9,7 \mu\text{g l}^{-1}$  (Abb. 8). Seit den 1990er-

Jahren blieb der Stickstoffgehalt in Relation zum Phosphor hoch ( $> 15 : 1$ ). Die Konzentration an gelöstem Phosphor lag im Mattsee seit 1996 ständig unter  $5 \mu\text{g l}^{-1}$ . Der Gesamt-Stickstoff zeigte seit 1998 einen deutlich abnehmenden Trend und beträgt seit 2002 im Mittel  $190 \mu\text{g l}^{-1}$ .

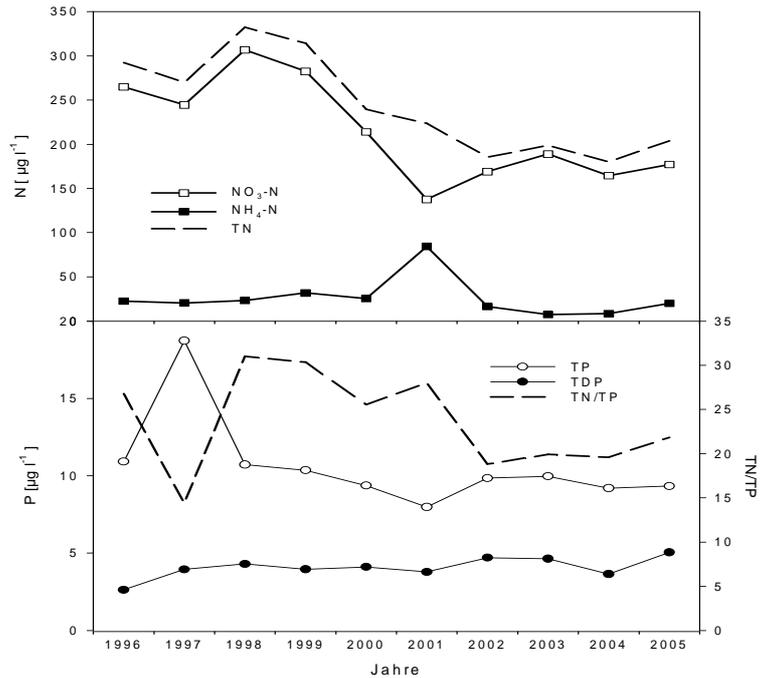


Abb. 8: Mattsee - mittlere Jahresgehalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See.

#### 4.2.2 Sauerstoffhaushalt

Zur Zeit der Sommerstagnation zeigten die vertikalen Profile der Sauerstoffsättigung im Mattsee klinograden Verlauf. Die O<sub>2</sub>-Konzentration betrug in einer Tiefe von 20 m zwischen 20 und 59 %, Spuren von Sauerstoff waren in allen Jahren bis zum Grund vorhanden. Außer 1996 und 2001 traten im Epilimnion regelmäßige O<sub>2</sub>-Übersättigungen zwischen 106

und 121 % auf (Abb. 9) Einen eindeutigen Hinweis auf die verbesserte trophische Situation des Mattsees liefern die O<sub>2</sub>-Sättigungswerte über Grund in den Jahren 2003 bis 2005. Lagen die Werte 2002/03 noch bei 14 bzw. 17 %, so erreichte die relative Sauerstoffmenge 2005 20%, was einen oligotrophen Zustand anzeigt.

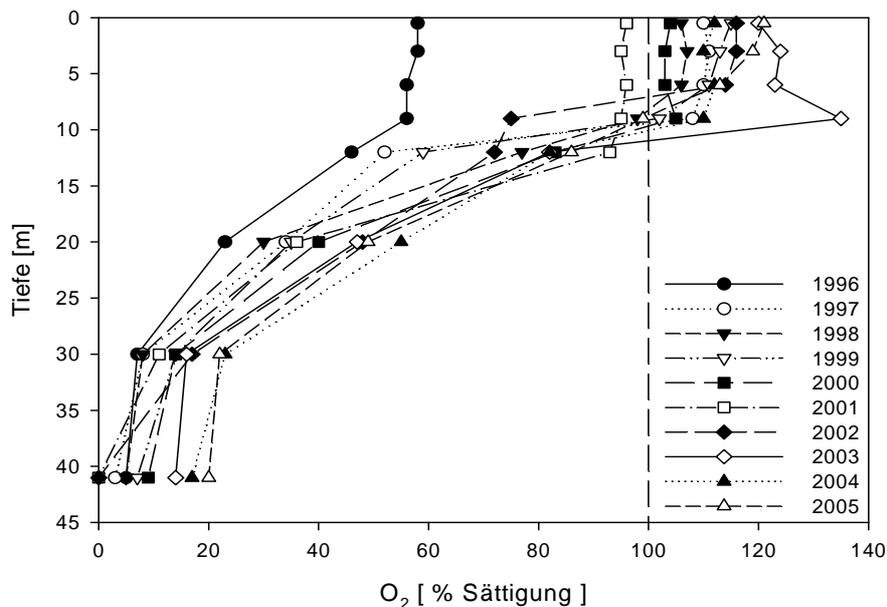


Abb. 9. Mattsee - Sauerstoffsättigung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation.

#### 4.2.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Anteilmäßig dominieren im Mattsee, neben den Kieselalgen mit *Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa*

und zentrischen Arten, die Dinophyten (*Peridinium willei*, *Peridinium* spp., *Gymnodinium helveticum*, *Ceratium*

*birundinella*). Zusammen nehmen die beiden Gruppen durchwegs über 50 % der mittleren Jahresbiomasse ein. Die Jahresmittel der Algenbiomasse erreichten im gesamten See maximal  $0,6 \text{ g m}^{-3}$ , sanken nach 1996 aber im Durchschnitt auf  $0,3 \text{ g m}^{-3}$  (Abb. 10). Im Epilimnion belief sich das Maximum auf  $0,86 \text{ g m}^{-3}$  im Jahr 1996 und verringerte sich danach auf durchschnittlich  $0,38 \text{ g m}^{-3}$ . Dies führt den Trend der 1990er-Jahre weiter; Spitzenwerte wie im Jahr 1988 ( $1,6 \text{ g m}^{-3}$  im Epilimnion) wurden nicht mehr beobachtet. Die mittleren Sichttiefen bewegten sich zwischen 4,1 und 5,8 m.

Im Frühjahr wurde die Phytoplanktongesellschaft hauptsächlich von *Tabellaria fenestrata*, *Asterionella formosa* und zentrischen Diatomeen dominiert, wobei die Mitte der 1980er-Jahre auftretende *Melosira ambigua* im Untersuchungszeitraum zwischen 1996 und 2005 keine Rolle mehr spielte. Generell zeigten die

Diatomeen allerdings einen abnehmenden Verlauf (Abb. 11). Die zwischen 1981 und 1995 so hervorstechenden Dinophyten wie *Peridinium willei* oder *Ceratium birundinella* haben seit 1997 stark an Bedeutung verloren oder zeigten ein sehr unregelmäßiges Auftreten. Ende Mai, zur Zeit einer bereits stabilen thermischen Schichtung wurde seit 1996 ein signifikanter Anstieg der zentrischen Diatomeen, vor allem *Cyclotella*-Arten, beobachtet. Diese erreichten vereinzelt relative Anteile von über 70 %. *Planktothrix rubescens* erlebte im Mattsee prinzipiell die gleiche rückläufige Entwicklung wie in den beiden anderen Trumer Seen und machte nur mehr sehr geringe Anteile an der Biomasse aus. Weitere Vertreter der Cyanobakterien wie *Microcystis*, *Anabaena* und *Gomphosphaeria* sind entweder gänzlich verschwunden oder erreichten weniger als 5 % der Algenbiomasse.

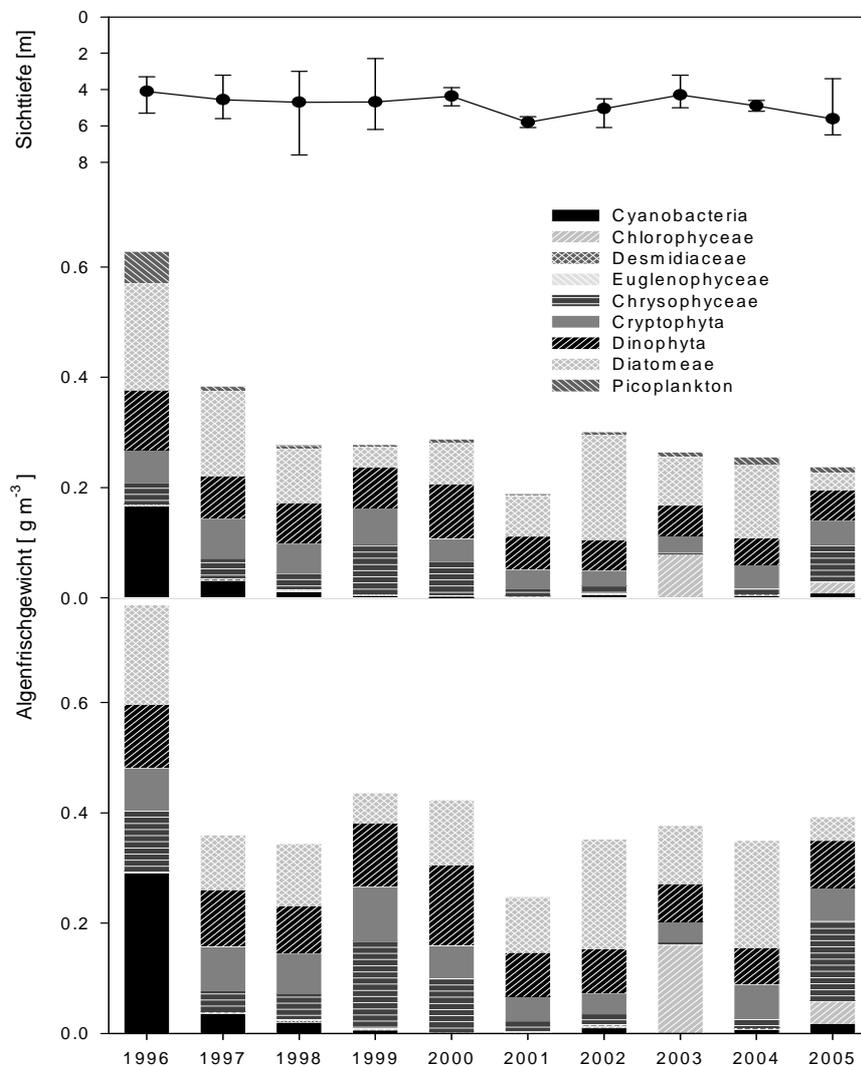


Abb. 10: Mattsee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresbiomassen und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m).

Im Herbst dominierten während der gesamten Beobachtungsperiode Dinophyten und Cryptomonaden, wobei *Ceratium birundinella* bis zu 40 % der

Algenbiomasse stellte. Sowohl Cyanobakterien als auch zentrische Diatomeen zeigten im Herbst rückläufige Entwicklung und trugen nicht mehr

wesentlich zur Gesamtbiomasse bei. Kieselalgen waren im Sommer und Herbst meist völlig unbedeutend, wengleich *Cyclotella*-Arten in einzelnen Jahren auch zu Zeiten stabiler Schichtungsverhältnisse eine leicht ansteigende Tendenz zeigten. Zur Zeit der Vollzirkulation im Dezember dominierten, wie im

Frühjahr, meist die Kieselalgen. Dabei bestimmten überwiegend *Tabellaria fenestrata* und ab Mitte der 1990er-Jahre *Cyclotella comensis* die Zusammensetzung. Neben den Kieselalgen waren im Spätherbst vor allem *Cryptomonas*-Arten und *Ceratium hirundinella* am Aufbau der Biomasse beteiligt.

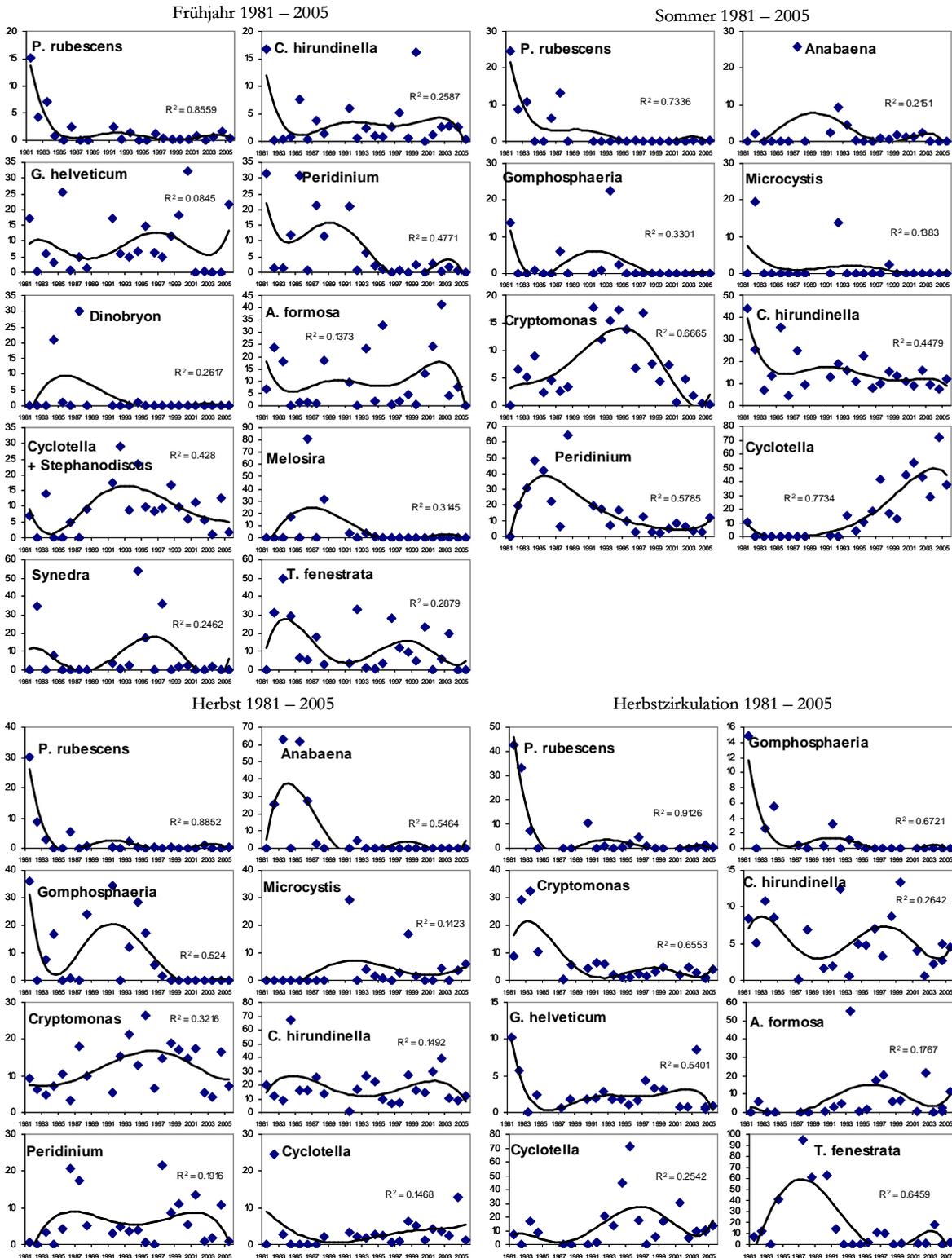


Abb. 11: Mattsee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

#### 4.2.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Seit 1986 erfolgte im Mattsee ein langsamer Rückgang der TP-Konzentration. Auch die mittleren Jahresbiomassen verringerten sich in diesem Zeitraum um die Hälfte (Abb. 12). Generell machte der Mattsee die geringsten Veränderungen durch, da ohnedies seit Beginn der 1980er-Jahre nur relativ geringe Algenbiomassen und Nährstoffkonzentrationen vorhanden waren. Der Rückgang von *Planktothrix rubescens* wurde durch eine im Zeitraum 1981 bis 1985 zunehmende

Tendenz der mittleren Biomassen nosterischer Blaualgen (*Anabaena spiroides*), sowie der Diatomeen, Dinophyten und Cryptophyten kompensiert. Seit 1996 war die Algenbiomasse rückläufig und wurde hauptsächlich durch Diatomeen und Dinophyten bestimmt. Der Mattsee weist die beste Wasserqualität der drei Trumer Seen auf, was auch daran liegt, dass er ein sehr kleines Einzugsgebiet besitzt.

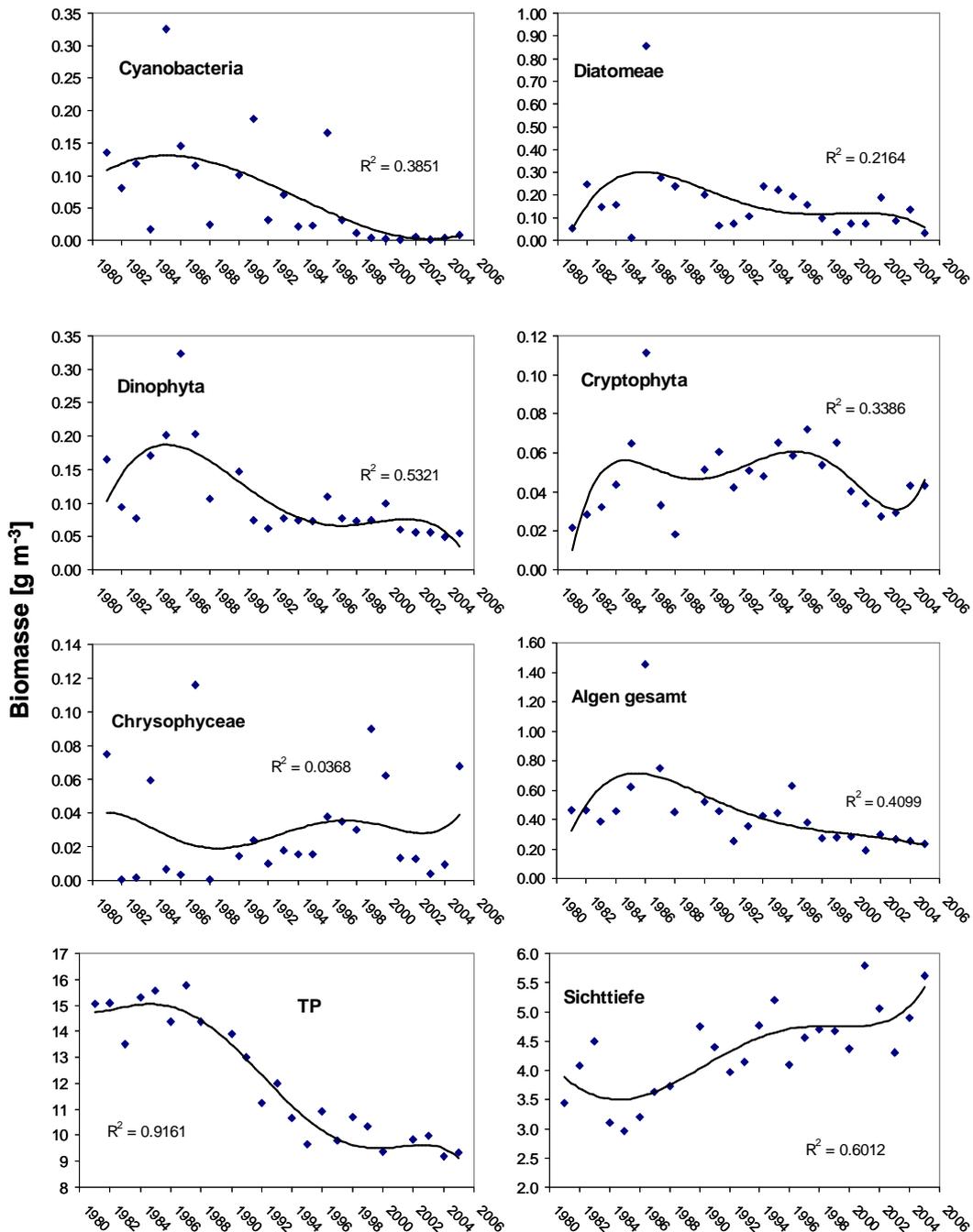


Abb. 12: Mattsee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, dem mittleren Phosphorinhalt (TP) und der mittleren Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

## 4.3 Obertrumer See

### 4.3.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Anfang der 1980er-Jahre stark eutrophe Obertrumer See hat mittlerweile maximale durchschnittliche TP-Konzentrationen von bis zu  $22 \mu\text{g l}^{-1}$ , welche vorwiegend im Winter oder im zeitigen Frühjahr auftraten (Abb. 13). Die TP-Jahresmittel bewegten sich zwischen 1996-2000 um  $15 \mu\text{g l}^{-1}$  und fielen 2001 auf ein Minimum von  $11,2 \mu\text{g l}^{-1}$  (Abb. 8). Danach stiegen die TP - Konzentrationen 2002 und 2003 wieder an, verringerten sich bis 2005 aber wieder auf  $11,3 \mu\text{g l}^{-1}$ . Insgesamt schritt die Oligotrophierung der vorangegangenen Untersuchungsperiode 1981-1995 weiter voran. Die mittleren TP-Werte aller Jahre lagen im mesotrophen Bereich. Im

Verhältnis zum TDP lag ein relativ hoher Anteil am TP als partikuläre Komponente vor.

In der gesamten Periode 1996-2005 wurden bereits im Frühjahr maximale Biomassewerte des Phytoplanktons erreicht. Diese bewegten sich bis ins Jahr 2003 zwischen  $0,8 \text{ g m}^{-3}$  und  $2,4 \text{ g m}^{-3}$ . In den Jahren 2004 und 2005 waren die Biomassen generell niedriger und wiesen im Frühjahr maximal  $0,66 \text{ g m}^{-3}$  auf. Die mittlere Algenbiomasse im gesamten See lag im Jahresmittel lediglich im Jahr 2000 leicht über  $1 \text{ g m}^{-3}$  (Abb. 16). Nach WETZEL (2001) entsprechen diese Biomassen oligotrophen bis leicht mesotrophen Verhältnissen.

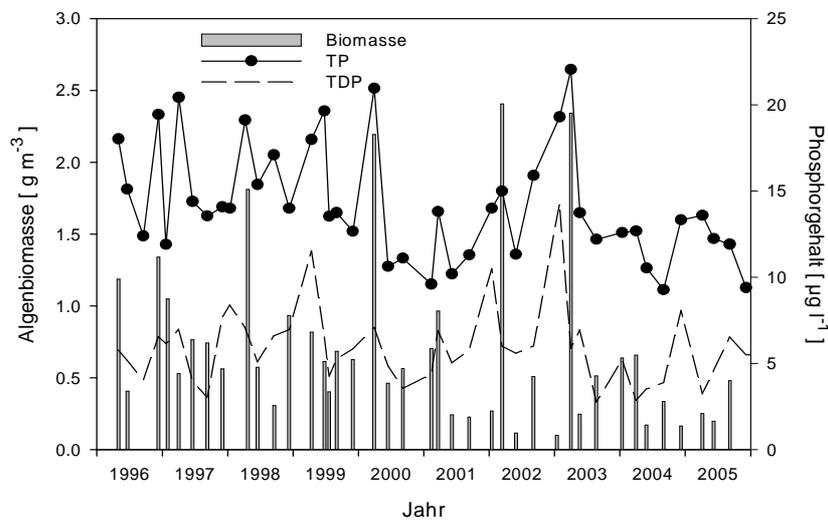


Abb. 13: Obertrumer See - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Der gegenläufige Trend von TN und TP zwischen 1981 und 1995 konnte im gegenwärtigen Untersuchungszeitraum nicht mehr festgestellt werden, da sowohl TN als auch TP einen abnehmenden Verlauf aufwiesen. Das TN:TP Verhältnis schwankte zwischen 26,1 und 50,5, wobei seit 2003 ein Anstieg zu verzeichnen war (Abb. 14). Der relativ hohe Gehalt

an anorganischem Stickstoff, woran auch hier hauptsächlich der Nitratstickstoff überwiegt, sank von maximal  $714 \mu\text{g l}^{-1}$  im Jahr 1996 bis auf  $355 \mu\text{g l}^{-1}$  im Jahr 2001. Seither wurde wieder ein deutlicher Anstieg verzeichnet, was zu einer TN - Konzentration von  $570 \mu\text{g l}^{-1}$  am Ende der Untersuchungsperiode 2005 führte.

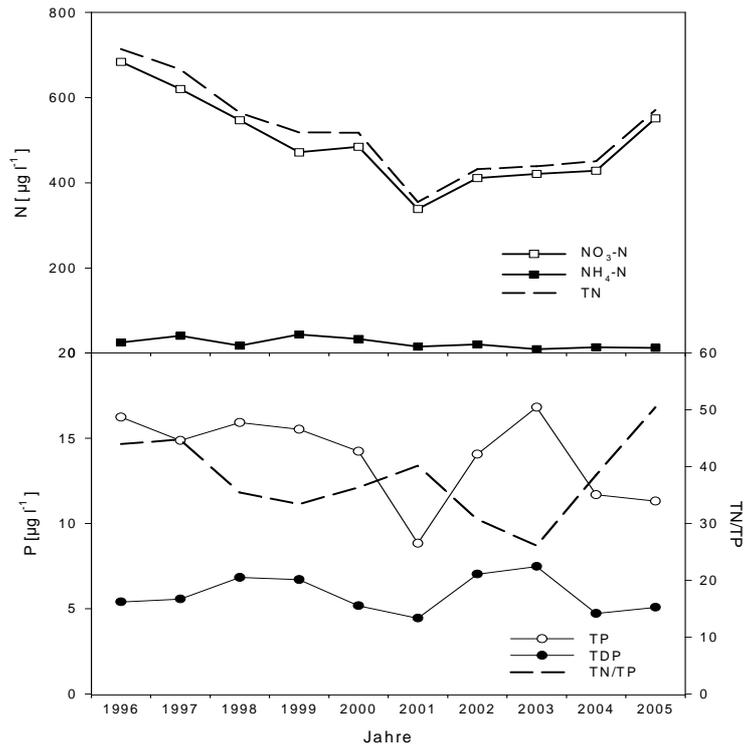


Abb. 14: Obertrumer See - mittlere Jahresgehalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor (TP), gelöstem Phosphor (TDP) und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See.

### 4.3.2 Sauerstoffhaushalt

Am Ende der Sommerstagnation zeigten die vertikalen Profile der Sauerstoffsättigung im Obertrumer See einen stark klinograden Verlauf (Abb. 15). Im Verhältnis zu den vorangegangenen Jahren trat praktisch kein Sauerstoffschwund zur Zeit der Herbststagnation auf, da Spuren von Sauerstoff bis zum Grund verfügbar waren. Die sich bessernde trophische Situation im Obertrumer See spiegelte sich auch dadurch wieder, dass seit dem Jahr 2000 in einer Tiefe von 20 m 20-40 % Sauerstoffsättigung vor-

herrschten. Vor allem seit 2003 war eine Verbesserung der Sauerstoffsättigung zu beobachten. In diesen Jahren lagen in 20 m Tiefe bereits 34-44 % Sauerstoff vor. Außer in den Jahren 1996, 1998 und 2001 trat im oberen Epilimnion Sauerstoffübersättigung auf, was durch die hohe Photosynthese-Aktivität des Phytoplanktons hervorgerufen wurde. Die sehr geringen O<sub>2</sub>-Sättigungen über Grund weisen immer noch auf ein hohes trophisches Potential hin.

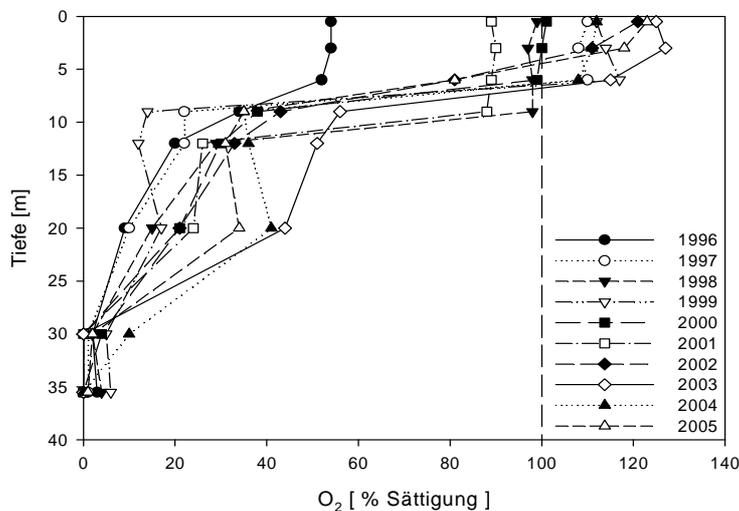


Abb. 15: Obertrumer See - Sauerstoffschichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation. Messungen von 1996 fielen bereits in die beginnende Herbstzirkulation.

### 4.3.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Im gesamten Untersuchungszeitraum dominierten Kieselalgen und Dinoflagellaten die mittlere Algenbiomasse, sowohl im gesamten See als auch im Epilimnion. Zwischen 1996 und 2005 wurden im gesamten See maximal  $1,07 \text{ g m}^{-3}$ , beziehungsweise  $1,5 \text{ g m}^{-3}$  Al-

genbiomasse im Epilimnion nachgewiesen (Abb. 16). Dies ist deutlich weniger als in den 1980er-Jahren und knüpft an den Trend der Reoligotrophierung der 1990er-Jahre an.

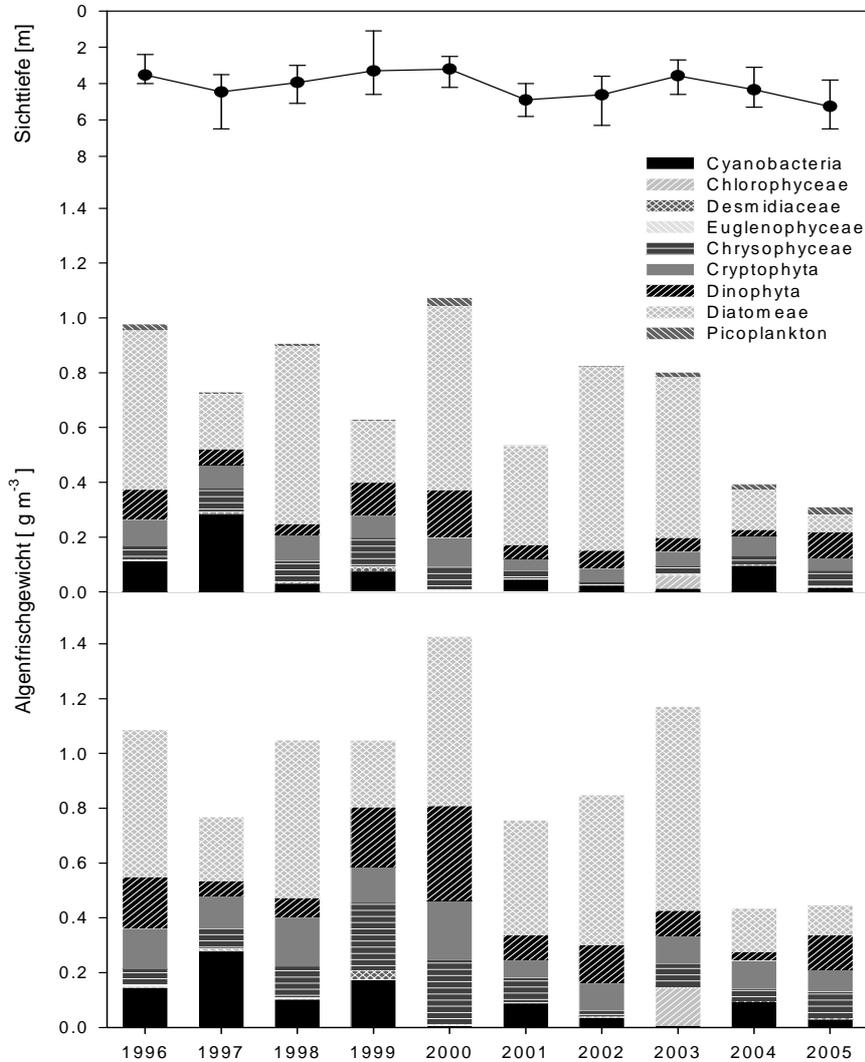


Abb. 16: Obertrumer See - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), Jahresmittel der Biomassen und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m).

Die zwischen 1981 und 1995 dominante *Melosira ambigua* war im Frühjahr gänzlich verschwunden, *Rhodomonas minuta* hingegen zeigte schon ab dem Frühjahr einen deutlichen Aufwärtstrend (Abb. 17), der sich im gesamten Jahresverlauf wiederholte. Im Herbst erreichten Dinoflagellaten wie *Ceratium hirundinella* relative Anteile von bis zu 60 %. Das Auftreten der Cryptophyceen war offenbar sehr variabel, wodurch ein scheinbar zufälliges Muster von immer wiederkehrenden Trends entsteht, welches durch das Polynom nicht

wiedergegeben werden kann. Ein einheitlicher Trend ist daher nicht abzuleiten. Zur Herbstzirkulation war auffallend, dass Cryptomonaden drastisch abgenommen haben und sich lediglich *R. minuta* und *T. fenestrata* in einem leichten Aufwärtstrend befanden. Nach der Dominanz von *Planktothrix* in den ersten Untersuchungsjahren hat die Cyanobakterien-Gesellschaft drastisch abgenommen und spielte seit 1988 nur mehr eine untergeordnete Rolle.

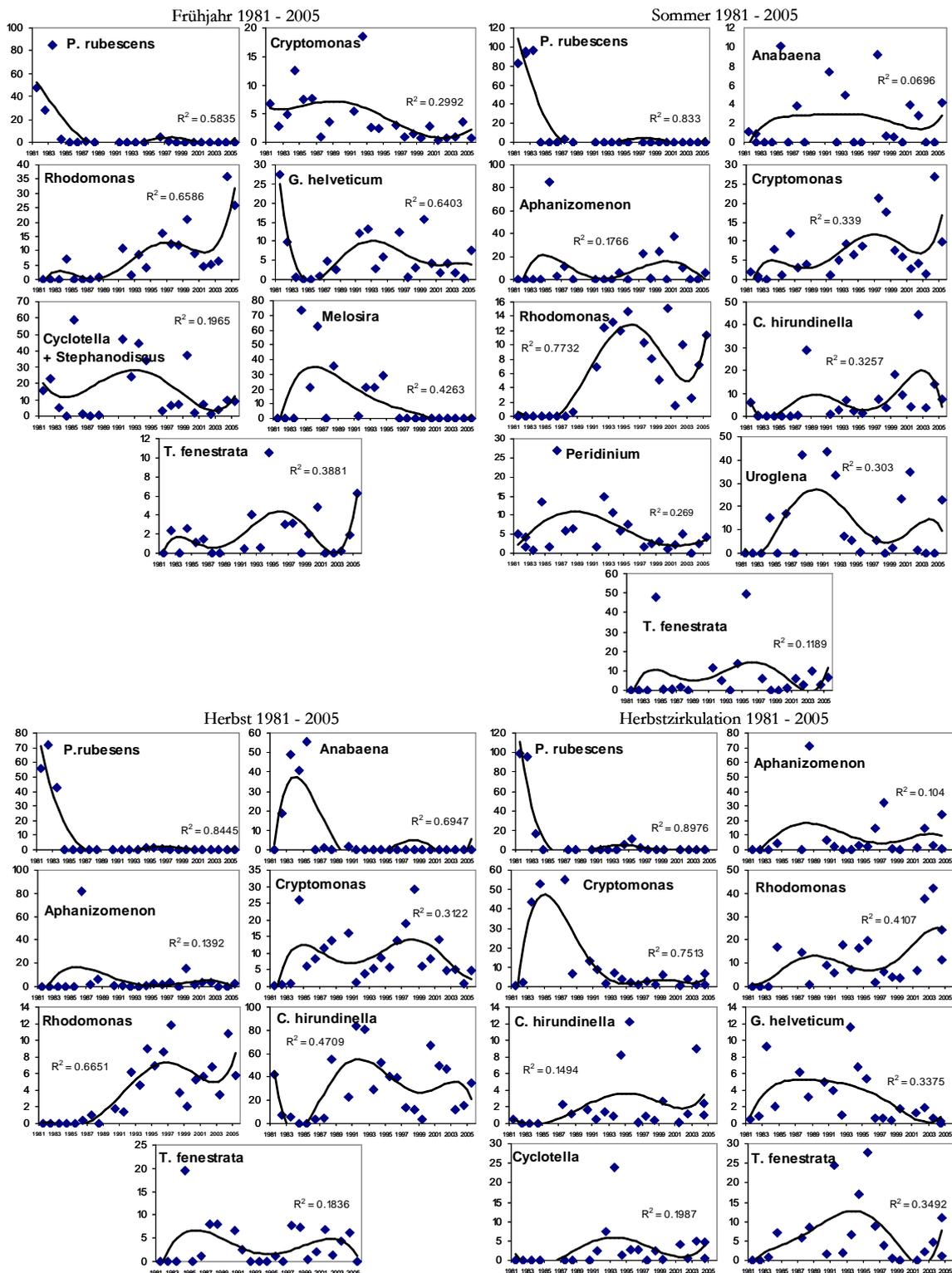


Abb. 17: Obertrumer See - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

#### 4.3.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Gesamt gesehen hat der Gesamtphosphor in den Jahren bis 1991 als Folge der gesetzten Maßnahmen drastisch abgenommen und sich seither um  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  stabilisiert. Parallel dazu ging die gesamte Algenbiomasse zurück, während die Sichttiefen sich kontinu-

ierlich von 1,2 auf 5,3 m verbessert haben. Die Abnahme der Algenbiomasse war auf den Rückgang aller Komponenten, besonders aber der Cyanobakterien und der Dinophyten zurückzuführen (Abb. 18).

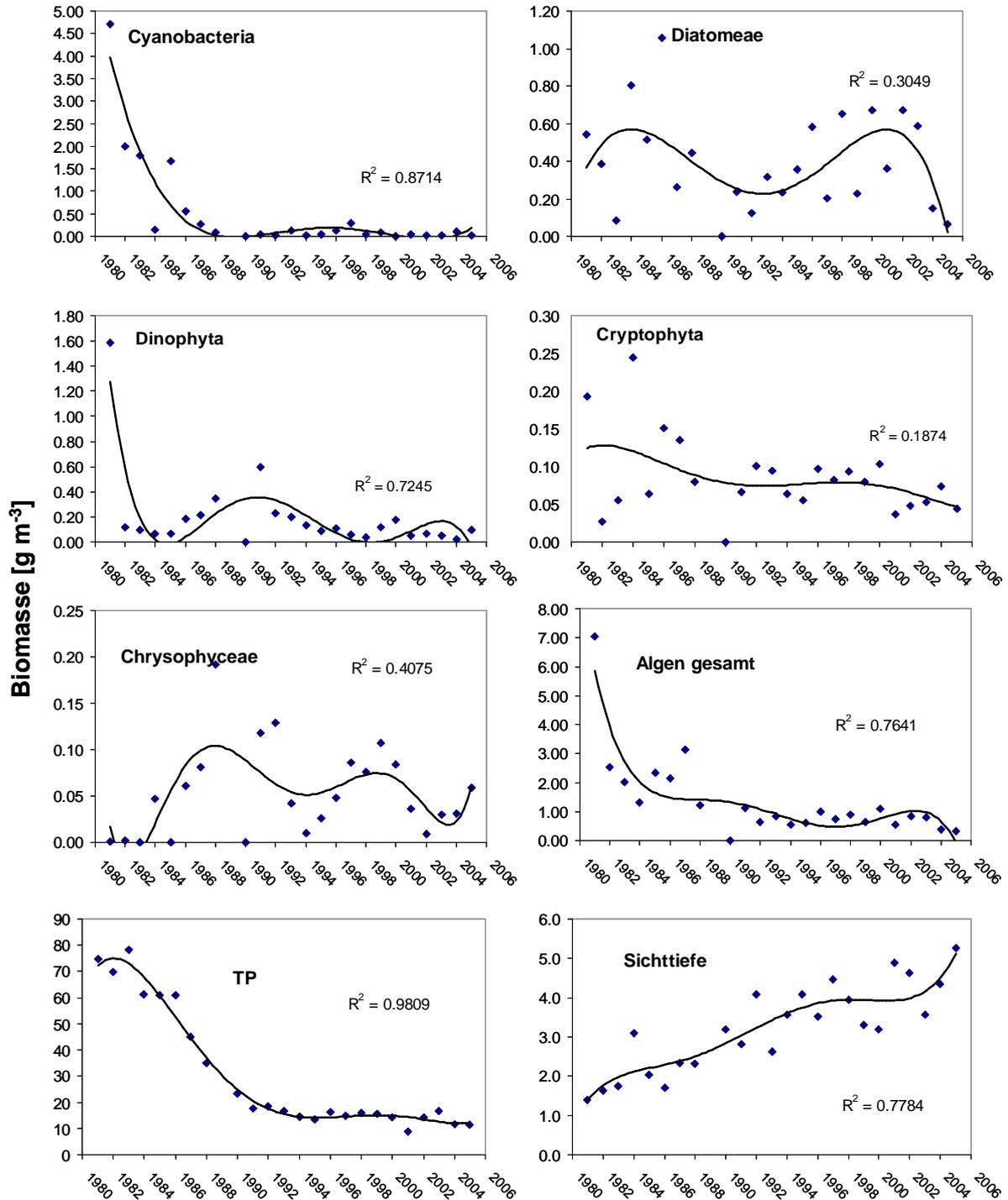


Abb. 18: Obertrumer See - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorgehalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

## 4.4 Grabensee

### 4.4.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Grabensee ist mit 1,37 km<sup>2</sup> der kleinste und mit 14,1 m auch seichteste der Trumer Seen. Er wird vom Obertrumer See gespeist. Die trophische Situation im Grabensee ist erheblich vom Nährstoffeintrag aus dem Obertrumer See geprägt, da sich das warme, nährstoffärmere Wasser aus dem Obertrumer See über den kühleren Wasserkörper des Gra-

bensees sichtet und oberflächlich direkt wieder abfließt. Dabei sinken Schwebstoffe aus der Oberflächenschicht in die Tiefenschicht ab und sorgen somit für Nährstoffanreicherung und erhöhte Sauerstoffzehrung. Die TP-Konzentrationen beliefen sich im Mittel auf 22 µg l<sup>-1</sup>, was die Grenze zwischen mittlerer und starker Nährstoffbelastung anzeigt.

Maximale TP-Konzentrationen traten periodisch im Herbst auf und erreichten  $47,6 \mu\text{g l}^{-1}$  (Abb. 19). Nach dem Rückgang der Trophie in den 1980er-Jahren, ist

in den vergangenen 10 Jahren eine Stabilisierung der mittleren TP-Konzentrationen im schwach eutrophen Bereich eingetreten.

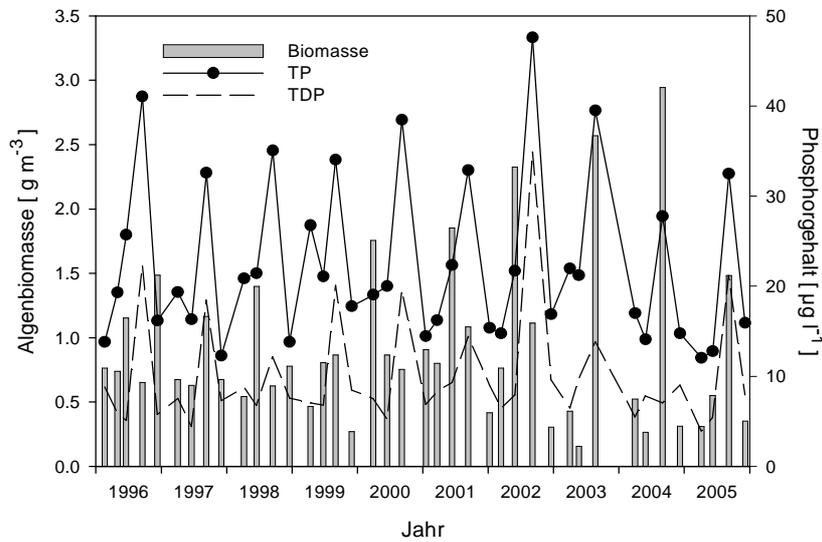


Abb. 19: Grabensee - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Produktionsspitzen des Phytoplanktons traten hauptsächlich im Sommer und Herbst auf, was durch ein relativ hohes TP:TDP Verhältnis (1,4 - 5,1) untermauert wird. Im Mittelwert lagen die Biomassen zwischen 1996 und 2005 bei  $0,9 \text{ g m}^{-3}$  und erreichten 2004 ein Maximum von  $2,9 \text{ g m}^{-3}$ . Auffallend ist, dass ab dem Jahr 2002 die Biomassespitzen jedes Jahr wieder deutlich zunahmen, wobei die Biomassen im Jahresverlauf abgenommen haben.

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff sank im Jahresmittel bis zum Jahr 2004 kontinuierlich bis auf  $375 \mu\text{g l}^{-1}$  ab (Abb. 20). Im Jahr 2005 wurde

wiederum ein Anstieg auf  $489 \mu\text{g l}^{-1}$  verzeichnet. Auffallend war die im Vergleich zum Obertrumer See relativ hohe Ammonium-N-Konzentration von durchschnittlich  $96 \mu\text{g l}^{-1}$ . Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Hypolimnion in großen Teilen des Jahres sauerstofffrei ist. Das N:P-Verhältnis lag permanent über 10, weshalb keine Limitierung durch Stickstoff zu erwarten ist. Der in früheren Jahren gefundene schwache Zusammenhang zwischen TP-Konzentration im Frühjahr zur Zeit der Zirkulation und der herbstlichen Algenbiomasse konnte statistisch nicht verifiziert werden.

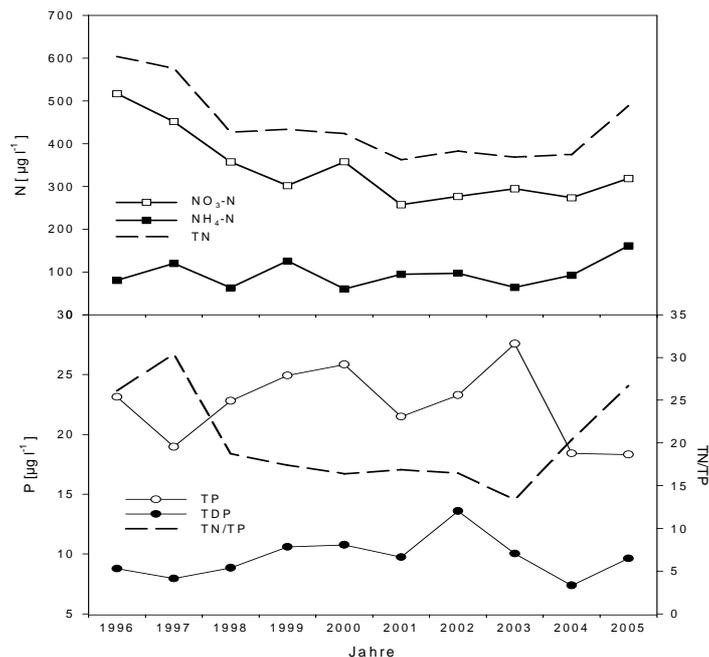


Abb. 20: Grabensee - mittlerer Jahresgehalt von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See.

#### 4.4.2 Sauerstoffhaushalt

Das stark klinograde O<sub>2</sub>-Profil im Herbst entspricht im Wesentlichen jenem des Obertrumer Sees. Konnte in den 1980er-Jahren unterhalb von 9 m meist kein gelöster Sauerstoff mehr nachgewiesen werden,

trat dies in den letzten 10 Jahren meist erst ab 12 m auf (Abb. 21). Lediglich in den Jahren 1996, 1998, 2000 und 2001 betrug die epilimnische O<sub>2</sub>-Sättigung unter 100 %.

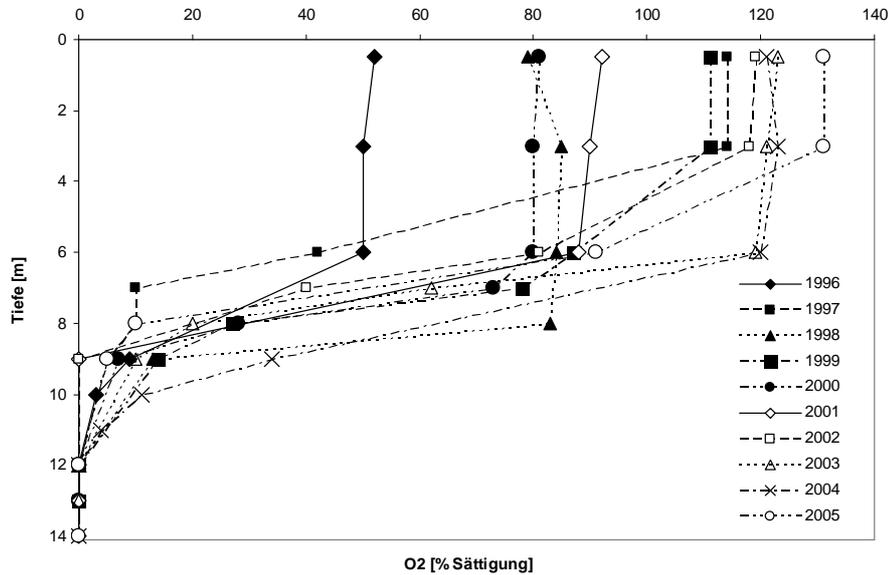


Abb. 21: Grabensee - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation.

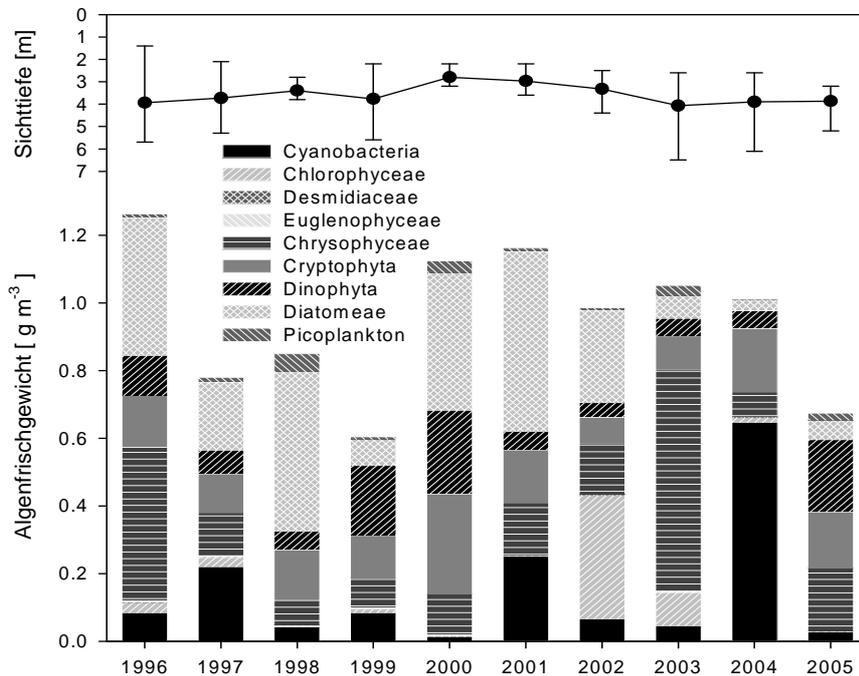


Abb. 22: Grabensee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), Jahresmittel der Biomasse und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons in 0-12 m.

#### 4.4.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Die mittleren Jahres - Algenbiomassen lagen auf den gesamten See gerechnet zwischen 0,6 und 1,3 g m<sup>-3</sup>. Bis 1999 nahmen die mittleren Biomassen kontinuierlich ab und schwankten nach einem Anstieg im Jahr

2000 um 1 g m<sup>-3</sup>. Auch die mittleren Sichttiefen haben sich in den letzten 10 Jahren zwischen 3 und 4 m eingependelt (Abb. 22). Die Artenzusammensetzung im Grabensee war jahresweise relativ heterogen. 1996

und 2003 wurde ein relativ hoher Anteil an der Algenfrischmasse von Chrysophyceen dominiert. Bis ins Jahr 2002 machten Kieselalgen ein Viertel bis die Hälfte der mittleren Jahresbiomasse aus. Auffallend war der hohe Anteil an Cyanobakterien im Jahr 2004, welcher auf eine Blüte von *P. rubescens* zurückgeführt werden muss. *P. rubescens* spielte seit ihrem Massenaufkommen in den frühen 1980er-Jahren nur mehr eine untergeordnete Rolle, zeigte aber seit 2000

zu allen Probestermen wieder eine leicht ansteigende Tendenz. Im Frühjahr gewannen seit den späten 1990er-Jahren Cryptomonaden sowie *R. minuta* zusehends an Bedeutung und erreichten jeweils relative Anteile von über 20 %. Die Dominanz der Kieselalgen im Frühjahr ist hingegen weitgehend zurückgegangen (Abb. 22). Bildete *T. fenestrata* zwischen 1994 und 2003 noch bis zu 22 % der Gesamtbiomasse, war der Trend seither stark rückläufig.

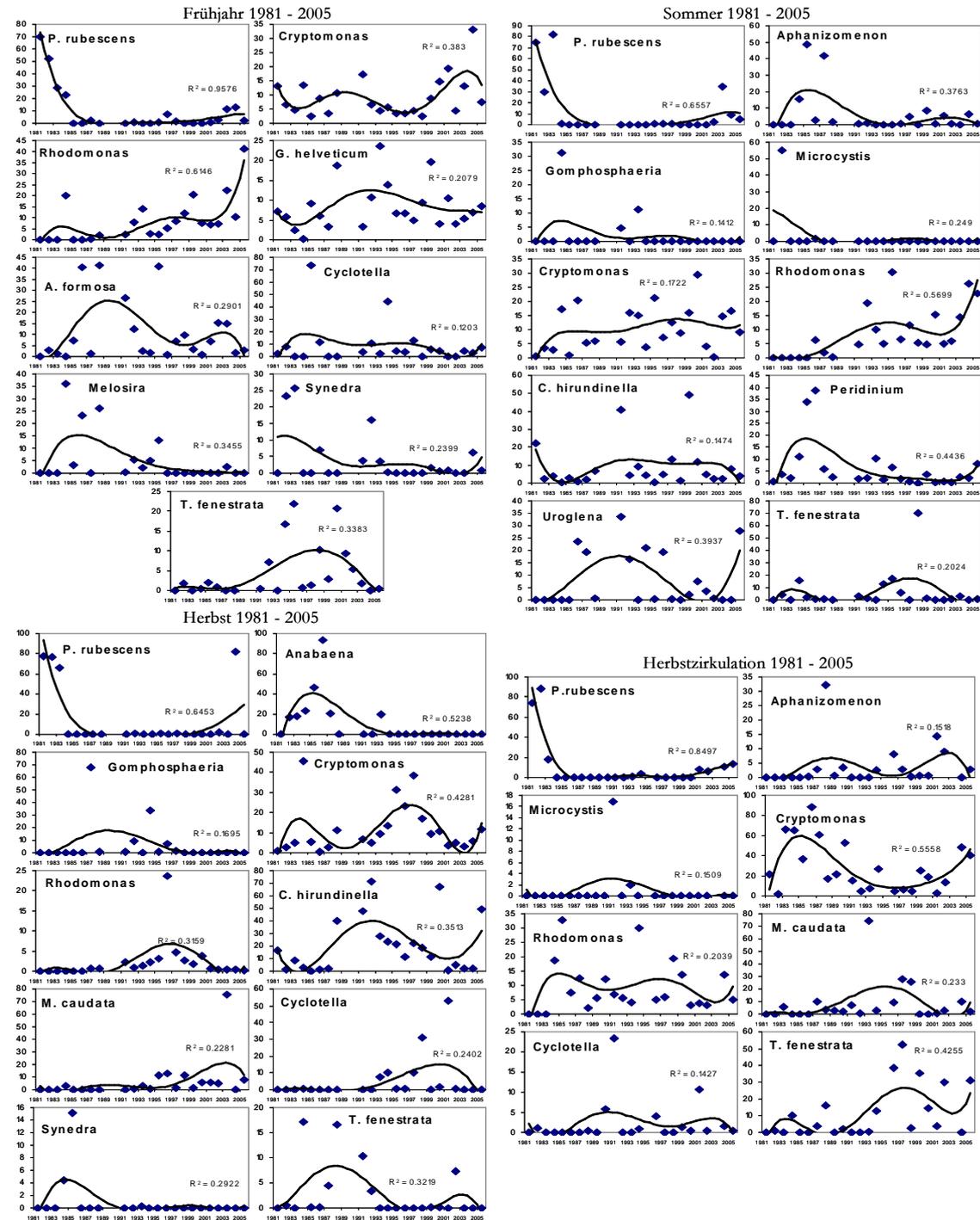


Abb. 23: Grubensee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-12 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

Im Sommerplankton spielte die Goldalge *Uroglena volvox* erst seit 2005 wieder eine Rolle, nachdem sie zwischen 1986 und 1996 vereinzelt ein bedeutender Bestandteil des Sommerplanktons war (Abb. 23). Möglicherweise wurden jedoch die tatsächlichen Bestandsmaxima nicht immer erfasst. Als einzige Kieselalge erreichte *Tabellaria fenestrata* Biomasseanteile von >10 % und zeigte 1998 ein Massenaufkommen. Neben den Cryptomonaden und *R. minuta* zeigten die Panzerflagellaten mit *Peridinium* sp. nach sehr geringen Anteilen zwischen 1993 und 2003 wieder eine leicht steigende Tendenz. Im Herbst spielte vereinzelt *P. rubescens* wieder eine Rolle, ansonsten prägten seit dem Jahr 2000 *Cryptomonas* und *C. birundinella* die

herbstliche Algengesellschaft. Zur Zeit der spätherbstlichen Vollzirkulation (November/Dezember) setzte sich das Phytoplankton im Grabensee zum überwiegenden Teil aus Cryptophyten (*C. erosa*, *C. marsonii*, *C. rostratiformis*, spp., *R. minuta*) zusammen. Sie stellten im Zeitraum 1983 bis 1987 und 2000 bis 2005 regelmäßig hohe Anteile zwischen 65 und 90 %. 1994 dominierte *Mallomonas caudata* mit 75 % Anteil an der Gesamtbiomasse, verlor aber danach wieder an Bedeutung und erreichte lediglich 1998 noch einmal über 30 %. Kieselalgen erlangten bis 1993 nur in einzelnen Jahren nennenswerte Bedeutung, seit 1996 allerdings erreichte *T. fenestrata* bis zu 53 % an der Gesamtbiomasse.

#### 4.4.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Seit Beginn der 1980er-Jahre erfolgte im Grabensee ein ungewöhnlich rascher Rückgang der mittleren Jahresbiomasse auf nahezu ein Viertel, was eine Verdoppelung der Sichttiefe mit sich brachte (Abb. 24). Dies wurde damals durch das praktisch völlige Verschwinden von *Planktothrix rubescens* bis 1984 erklärt. Seit 2002 war allerdings wieder ein leicht steigendes Aufkommen von *P. rubescens* zu beobachten

Als Reaktion auf die abnehmende Blaualgendominanz zu Beginn der 1980er-Jahre zeigten vor allem die Dinophyten in der zweiten Hälfte der Achtziger-

jahre einen deutlichen Anstieg ihrer mittleren Biomasse, welcher aber seit 1992 wieder abgenommen hat und um ca. 0,16 g m<sup>-3</sup> pendelt. Gesamt gesehen ist bei allen Gruppen eine deutlich abnehmende Tendenz im gesamten Untersuchungszeitraum zu beobachten. Eine leicht steigende Tendenz zeigten die Chrysophyceen, während die Diatomeen nach abnehmendem Verlauf in den 1980er-Jahren wieder bis Mitte der 1990er-Jahre an Bedeutung gewonnen haben. Seit 2002 spielten die Diatomeen allerdings wiederum eine untergeordnete Rolle.

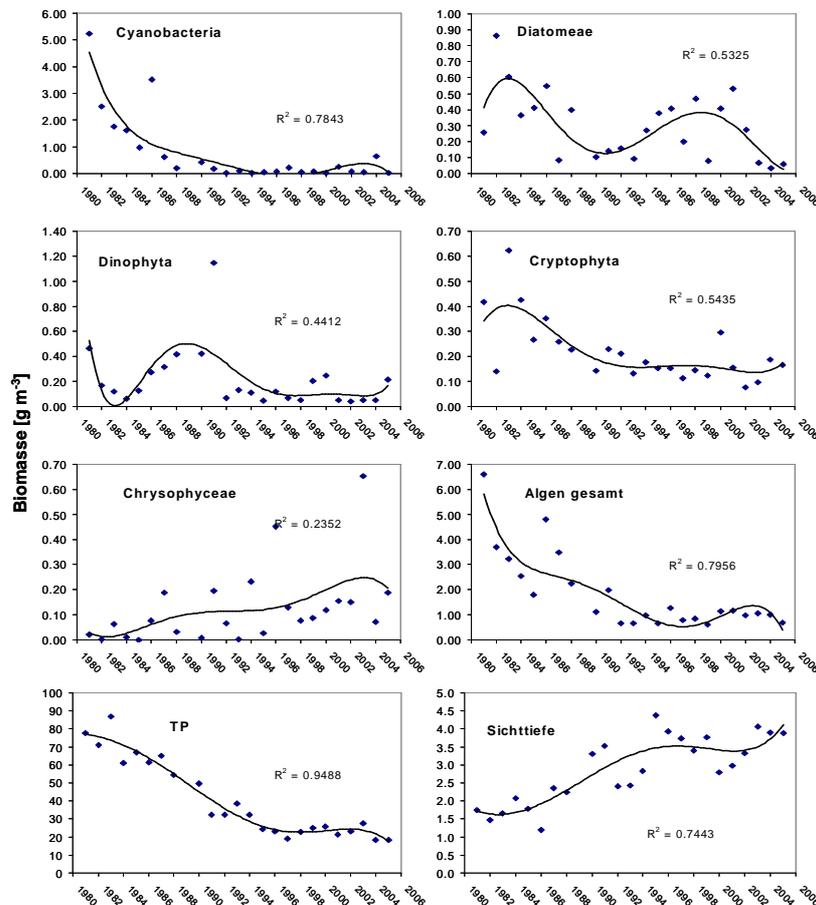


Abb. 24: Grabensee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorgehalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

## 4.5 Fuschlsee

### 4.5.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Die maximalen TP-Konzentrationen im Fuschlsee lagen in den vergangenen 10 Jahren stets unter  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  (Abb. 25), wobei die Maximalwerte vorwiegend im Winter bzw. im zeitigen Frühjahr auftraten. Von April 1996 bis Juni 1997 nahm die TP-Konzentration von  $9,7 \mu\text{g l}^{-1}$  auf  $4,3 \mu\text{g l}^{-1}$  ab. Darauf folgte wiederum ein leichter Anstieg der TP-Konzentrationen, welche sich bis Herbst 2002 zwischen  $5 \mu\text{g l}^{-1}$  und  $9 \mu\text{g l}^{-1}$  bewegten. In den Jahren 2003 bis 2005 wurde wieder eine Abnahme registriert, wobei auch im Jahresverlauf weitaus geringere Fluktuationen auftraten. Im Dezember 2005 wurde mit  $3,8 \mu\text{g l}^{-1}$  die geringste Konzentration seit Beginn der Datener-

hebung durch das Amt der Salzburger Landesregierung im Jahr 1981 gemessen. Somit wurde der Trend der Reoligotrophierung der vorangegangenen Jahre weiter fortgesetzt. Die mittleren TP-Werte der letzten 10 Jahre lagen im oligotrophen Bereich. Im Verhältnis zum TDP lag auch hier ein relativ hoher Anteil am TP als partikuläre Komponente vor. In den meisten Jahren zwischen 1996 und 2005 traten bereits im Frühjahr maximale Biomassewerte des Phytoplanktons auf. Diese bewegten sich zwischen  $0,17 \text{ g m}^{-3}$  und  $1,5 \text{ g m}^{-3}$ . Im März 2003 zeigte die Phytoplanktonbiomasse mit  $2,3 \text{ g m}^{-3}$  den höchsten Wert der gesamten Untersuchungsperiode.

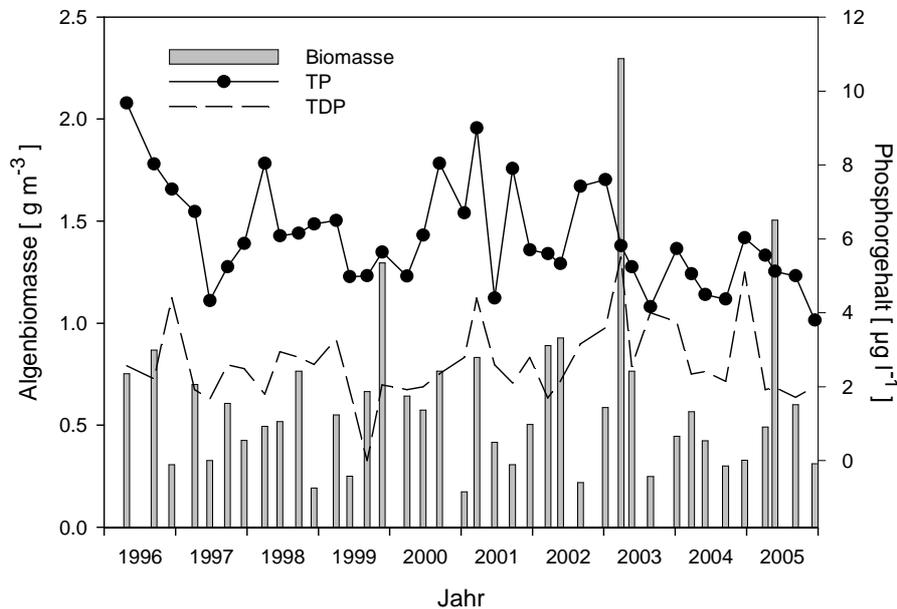


Abb. 25: Fuschlsee - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff zeigte, im Gegensatz zur Phosphorkonzentration, im Verlauf der vergangenen 10 Jahre kaum eine Veränderung (Abb. 26). Seit 1996 schwankte er im Jahresmittel zwischen  $413$  und  $610 \mu\text{g l}^{-1}$  ohne dabei eine erkennbare Tendenz aufzuzeigen. Ammonium-Stickstoff

spielte dabei anteilmäßig praktisch keine Rolle (Abb. 26). Bei einem mittleren N:P-Verhältnis von 33-105:1 stand im Fuschlsee Nitrat als Pflanzennährstoff stets zur Verfügung. Die TP-Konzentrationen lagen im Jahresmittel zwischen  $4,3 \mu\text{g l}^{-1}$  und  $8 \mu\text{g l}^{-1}$  und zeigten einen eindeutig abnehmenden Trend.

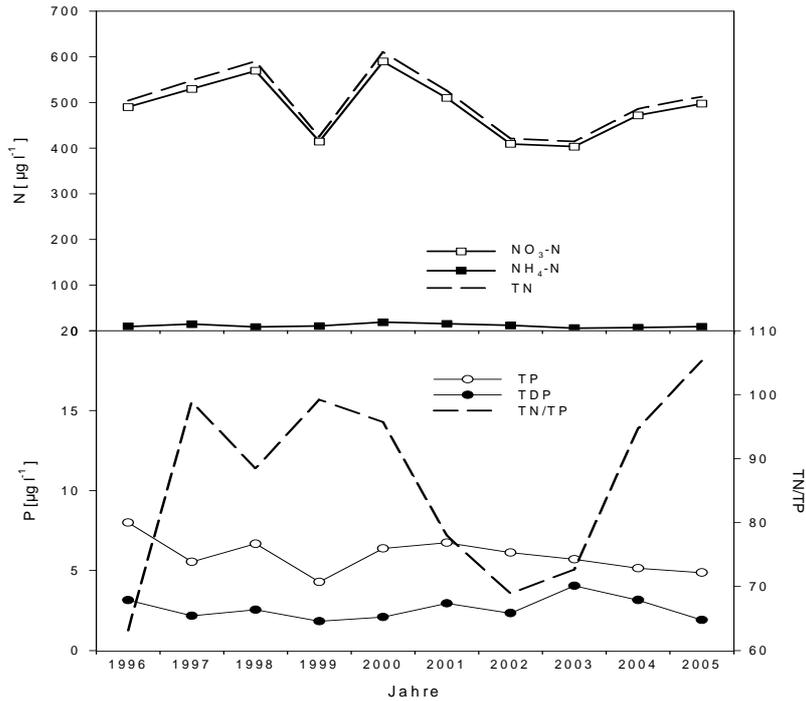


Abb. 26: Fuschlsee - mittlere Jahresgehalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See. Einzelmesswerte durch Sternchen dargestellt.

#### 4.5.2 Sauerstoffhaushalt

Der O<sub>2</sub>-Gehalt zeigte in allen Jahren eine relativ gleichmäßige Abnahme über das gesamte Hypolimnion. In sieben der zehn Jahre kam es in 20 m Tiefe zu teils beträchtlichen, durch *Planktothrix rubescens* verursachten, metalimnischen Sauerstoffmaxima (bis über 150 % Sättigung). Die Sauerstoffsättigung im Epilimnion lag im Frühsommer in Tiefen zwischen 6 und 12 m regelmäßig zwischen 104 und 124 % (Abb. 27). Der

höchste Wert wurde mit 154 % im August 2003 gemessen. Die Sauerstoffkonzentration über Grund betrug nur 2001 weniger als 20 %. Seit 1996 stieg die Konzentration von 2,67 mg l<sup>-1</sup> (22 %) auf 8,55 mg l<sup>-1</sup> (71 %) im Jahr 2005. Der Trend in der Entwicklung der Sauerstoffbedingungen im Hypolimnion zeigte kaum eine Veränderung gegenüber dem Untersuchungszeitraum von 1981 bis 1995.

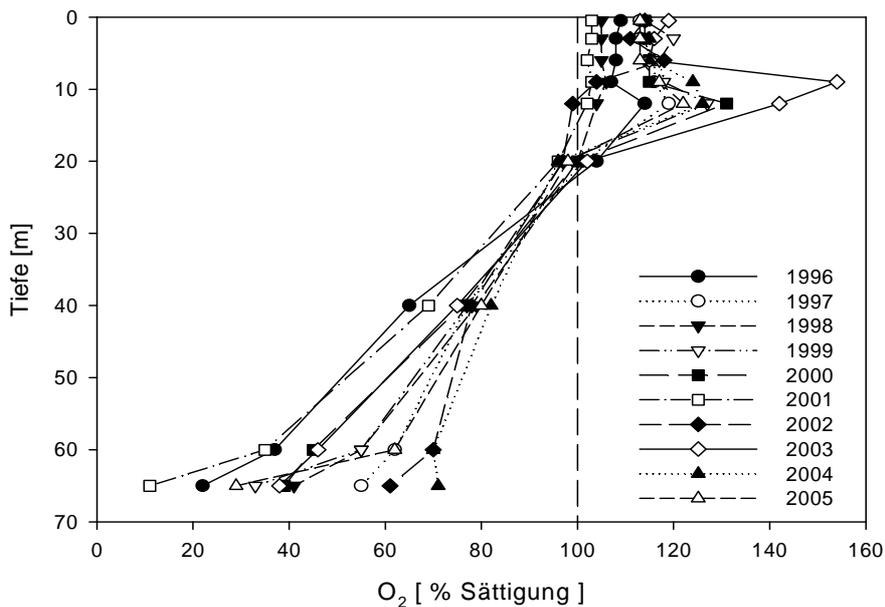


Abb. 27: Fuschlsee - Sauerstoffsichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation.

### 4.5.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Die mittlere Algenbiomasse im gesamten See lag im Jahresmittel zu keinem Zeitpunkt über  $1 \text{ g m}^{-3}$  (Abb. 28). Nach WETZEL (2001) entsprechen diese Biomassen oligotrophen bis leicht mesotrophen Verhältnissen. Die höchste Biomasse im Jahresmittel ergab sich mit  $0,97 \text{ g m}^{-3}$  (gesamter See) bzw.  $0,96 \text{ g m}^{-3}$  (Epilimnion) für das Jahr 2003. Dabei bestand die Algengemeinschaft hauptsächlich aus Kieselalgen (*F. crotonensis*, *Cyclotella* und *Stephanodiscus*) und Cyanobakterien (*P. rubescens*). Die jährlich gemittelten Biomassen zeigten starke Fluktuation und wurden wesentlich durch die Dynamik der Populationsentwicklung von *P. rubescens* bestimmt. Bei mittleren Sichttiefen von 6,2 bis 8,5 m reichte die euphotische Zone in Tiefen bis über 21 m (Faktor 2,5). Die absolut höchste Sichttiefe von 13 m wurde im Dezember 2004 gemessen.

Um den relativen Anteil von *P. rubescens* nicht zu unterschätzen, wurde zur Darstellung der Dominanzverhältnisse im Fuschlsee auch die 20 m Probe mitberücksichtigt. Auffällig sind die hohen Konzentrationen von *P. rubescens* im Winter und Frühjahr (März), insbesondere das erratische Auftreten im Frühjahr (extrem schwankende Werte von Jahr zu Jahr ab 1999). Gewichtet auf die euphotische Zone erreichte *P. rubescens* im Winter und Frühjahr relative Anteile von  $>25 \%$ . Gleichzeitig finden sich aber in denselben Jahren im Sommer und Herbst keine nennenswerten Mengen an *P. rubescens* mehr

(Abb. 29). Hier wäre wohl eine Überprüfung angeraten, weshalb die Frühjahrswerte so starken Schwankungen von Jahr zu Jahr unterworfen sind und ob *Planktothrix* im Sommer und Herbst tatsächlich nur in so geringen Mengen vorhanden ist, oder aber in einer Tiefe lebt, in der keine Proben genommen wurden. Letzteres wird auch durch die hohen Sichttiefen unterstützt, welche eine euphotische Zone von 9,5–30 m anzeigen. Da sich *P. rubescens* vorwiegend am unteren Ende bzw. unterhalb der euphotischen Zone ansiedelt, ist es wahrscheinlich, dass dieser Tiefenbereich durch die Probenserien nicht erfasst wurde.

Aufgrund der tiefen Einschichtung von *Planktothrix* waren im Epilimnion die Kieselalgen die bedeutendere Gruppe (Abb. 29). In den Jahren 1997/98 und 2002 bis 2005 übertraf die Biomasse der Kieselalgen im Epilimnion jene der Blaualgen. Zu dieser Zeit dominierten zentrische Diatomeen (v. a. *Cyclotella comensis*) sowie *Fragilaria crotonensis*. *Synedra* spp. spielte in den letzten 10 Jahren nur mehr eine untergeordnete Rolle. Kieselalgen waren im Fuschlsee zu allen Jahreszeiten von Bedeutung, ihr relativer Anteil nahm jedoch gegen Ende der Stagnationsperiode ab. *Tabellaria fenestrata*, eine der wichtigsten Arten während der eutrophen Phase, verlor in den 1980er-Jahren an Bedeutung und ist seit 1992 völlig verschwunden.

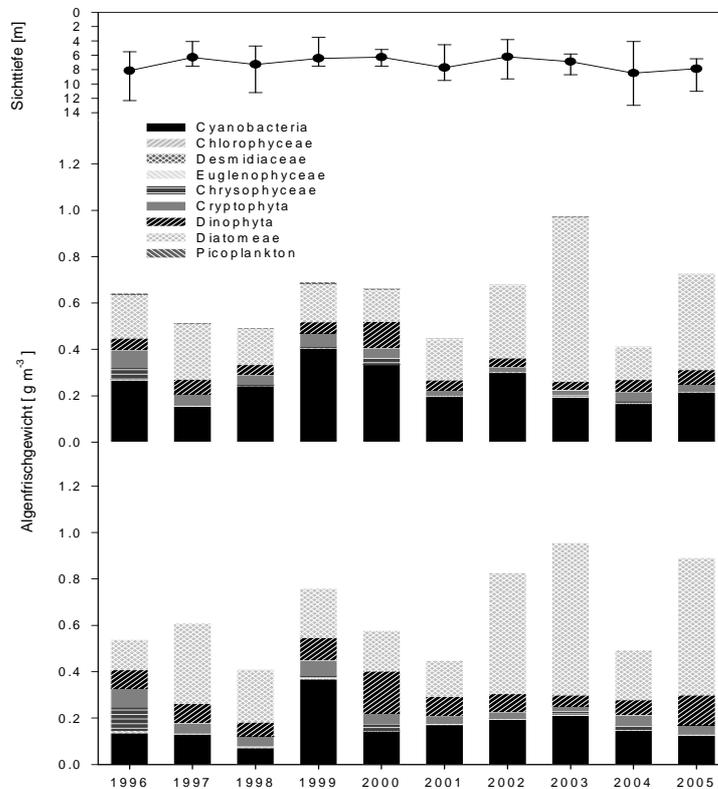


Abb. 28: Fuschlsee - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), Jahresmittel der Biomasse und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See und im Epilimnion (0-12 m).

Neben diesen beiden Hauptgruppen spielten noch die Dino- und Cryptoflagellaten eine Rolle, deren Biomasse blieb jedoch im jährlichen Mittel fast immer deutlich unter  $0,1 \text{ mg m}^{-3}$ . Die relativen Anteile der wichtigsten Dinophyten (*Ceratium hirundinella*, *Gymnodinium* spp.) und *Peridinium* spp. (v. a. *P. willet*), sowie Cryptophyten (*Cryptomonas* spp., *Rhodomonas minuta*, *R. lens*) zur Zeit ihrer stärksten Populations-

entwicklung sind in Abb. 29 zusammengefasst. Insgesamt erlangten *Rhodomonas minuta* und *Fragilaria crotonensis* im Frühjahr eine zunehmende Bedeutung, im Sommer *Ceratium hirundinella* und *Gymnodinium* spp. Demgegenüber ging in den 1990er-Jahren der relative Anteil von *Cryptomonas* spp. und *Peridinium* spp. im Herbst, jener von *Synedra* spp. im Sommer, stark zurück.

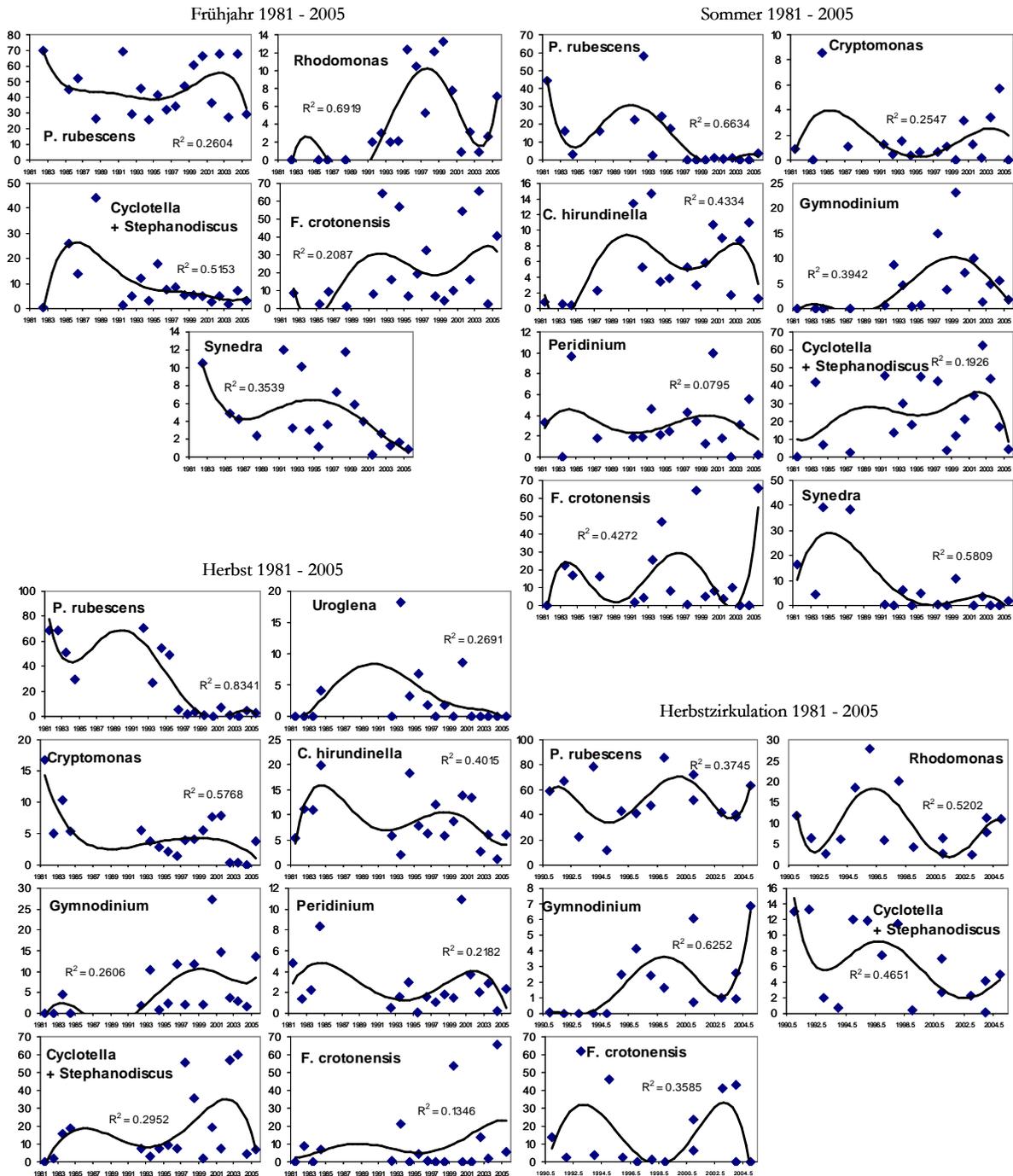


Abb. 29: Fuschlsee - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, Beginn und Ende der Sommerstagnation und Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

#### 4.5.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Aufgrund der spärlichen Datenlage in den 1980er-Jahren (in 1981-1984 und 1989 nur je zwei 2 Proben-

serien, während der restlichen Jahre bis 1990 ein Vergleich der Phytoplankton-

entwicklung zwischen den 1980er- und 1990er-Jahren nur provisorisch sein. Nach einem zunehmenden Trend bei *P. rubescens* im Jahr 1984, befanden sich die Cyanobakterien bis 2005 generell im Abnehmen (Abb. 30). Die Kieselalgen hingegen verzeichneten seit 2000 einen leichten Anstieg. Die Dinophyten haben seit 1991 leicht zugenommen und sich zuletzt auf einem relativ konstanten Niveau eingependelt. Die TP-

Konzentrationen zeigten seit Beginn der Beprobungen im Jahr 1981 einen rückläufigen Verlauf. Auffallend war die erhöhte Sichttiefe bei gleichzeitig relativ gleich bleibender Biomasse. Die Schwankungen in den Sichttiefen könnten auf den teils hohen Anteil von Kalzit-Partikeln aufgrund biogener Entkalkung zurückgeführt werden.

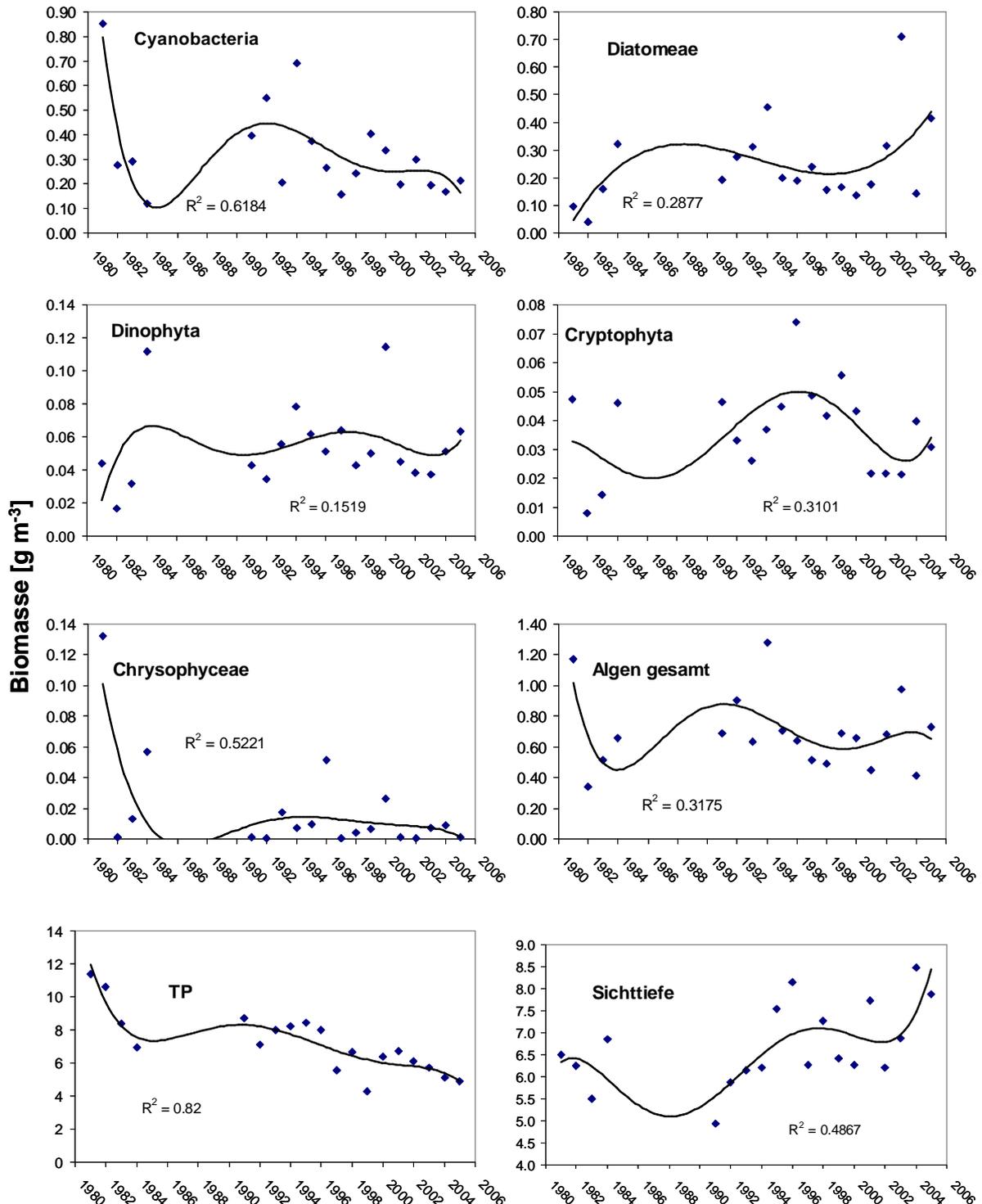


Abb. 30: Fuschlsee - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorgehalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades. Einzelbeobachtungen (F, S: Frühjahr, Sommer) zur Berechnung des Trends nicht berücksichtigt.

## 4.6 Wolfgangsee

### 4.6.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Im Zeitraum 1996 - 2005 lagen TP - Konzentrationen zwischen 2,7 und 6,7  $\mu\text{g l}^{-1}$ , wobei die Jahreshöchstwerte vorwiegend im Winter oder Frühling erreicht wurden (Abb. 31). Seit 1996 lagen die Jahresmittel in einem sehr engen Bereich konstant zwi-

schen 3,4 und 5,1  $\mu\text{g l}^{-1}$  TP. Nur im April 2000 wurden Algenkonzentrationen von  $>1 \text{ g m}^{-3}$  gemessen, die übrigen Werte waren weitaus geringer und lagen zwischen 0,03 und 0,87  $\text{mg m}^{-3}$ .

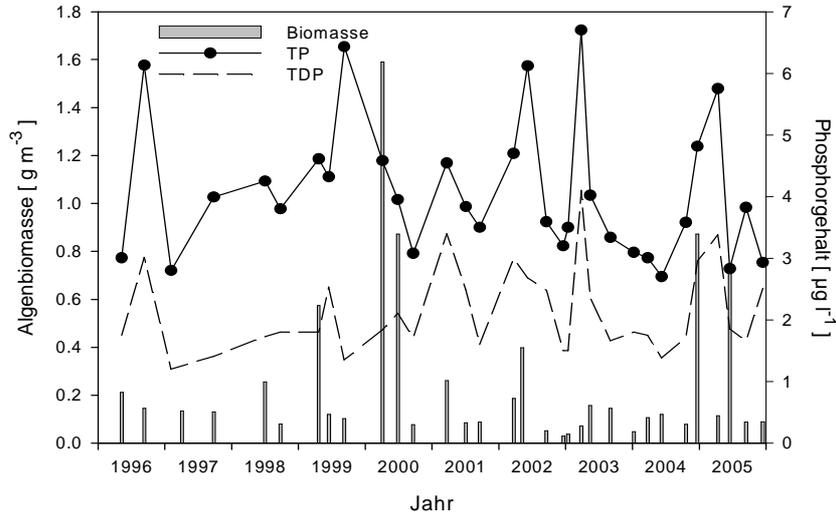


Abb. 31: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Die anorganischen Stickstoff-Konzentrationen stiegen im Wolfgangsee bis 1999 leicht von 595  $\mu\text{g l}^{-1}$  auf 665  $\mu\text{g l}^{-1}$  an und nahmen darauf bis 2002 wieder bis unter 500  $\mu\text{g l}^{-1}$  ab (Abb. 32). Seither stiegen sie wieder an und hielten im Jahresmittel 2005 bei 656  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Ammonium-Stickstoff ist nur in geringen Konzentrationen (max. 16,2  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) vorhanden und

spielte anteilmäßig keine Rolle. Im Gegensatz zu den TN - Konzentrationen war der Gesamtphosphor kaum Schwankungen unterworfen. Das N:P-Verhältnis lag zwischen 107 und 179 (Abb. 38) und zeigt eindeutig, dass Nitrat als Pflanzennährstoff stets zur Verfügung stand.

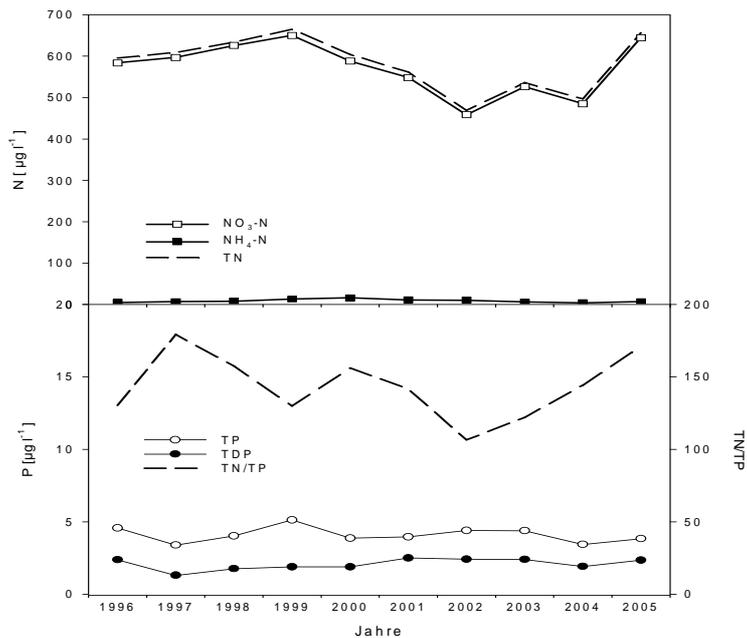


Abb. 32: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Frühjahrsgehalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See.

#### 4.6.2 Sauerstoffhaushalt

Im Wolfgangsee lag zwischen 1996 und 2005 bis in 80 m Tiefe >80 % Sauerstoffsättigung vor. In 100 m Tiefe sank der molekulare Sauerstoff nie unter 73 % der Sättigungskonzentration (Abb. 33). Über Grund waren nur im Jahr 1996 weniger als 20 % (2,09 mg l<sup>-1</sup>) Sättigung nachzuweisen. Im Zeitraum 1997 bis 2005

betrug das Minimum in Grundnähe am Ende der Sommerstagnation 5,2 mg l<sup>-1</sup> (42 % der Sättigung). Die übrigen Messungen ergaben O<sub>2</sub>-Konzentrationen von bis zu 7,9 mg l<sup>-1</sup> (64 %). Die maximale Sauerstoffsättigung am Ende der Sommerstagnation lag im September 2002 bei 111 %.

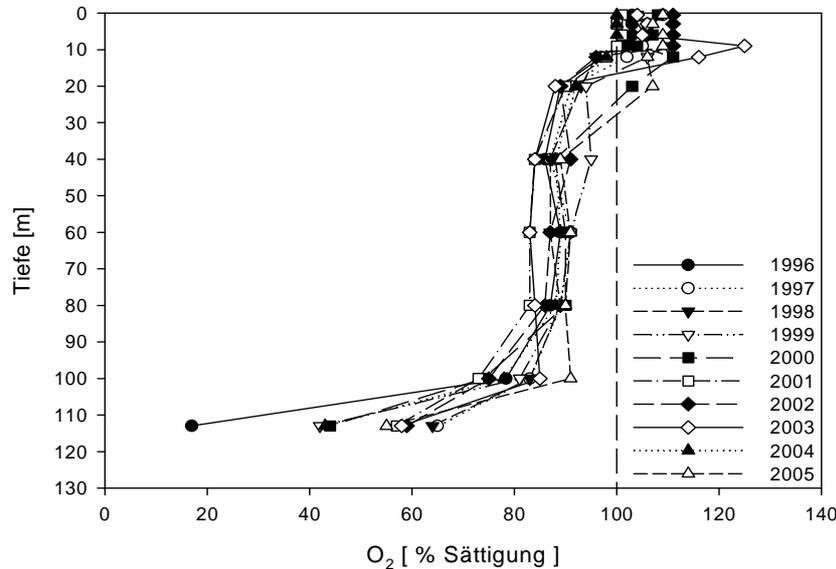


Abb. 33: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Sauerstoffschichtung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation.

#### 4.6.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Die mittleren Algenbiomassen im Wolfgangsee lagen im Jahresmittel im gesamten See bis auf das Jahr 2000, in dem ein einmaliges Maximum von 0,85 g m<sup>-3</sup> erreicht worden ist, zwischen 0,1 und 0,27 g m<sup>-3</sup> (Abb. 34). Im Epilimnion waren maximal 0,87 g m<sup>-3</sup> (im Jahr 2000) nachzuweisen. Dies entspricht eindeutig oligotrophen Verhältnissen (WETZEL 2001). Die Algengemeinschaft setzte sich hauptsächlich aus Kieselalgen (*Fragilaria crotonensis*, *Cyclotella*, *Stephanodiscus*) zusammen. Weiters waren Dinoflagellaten (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium spp.* und *Gymnodinium spp.*) und Cryptophyta (v. a. *Rhodomonas minuta*) am Aufbau der Algengesellschaft wesentlich beteiligt. 1998 traten im Epilimnion verstärkt Goldalgen (*Dinobryon divergens*) auf. Die jährlich gemittelten Biomassen zeigten seit dem Jahr 2002 wieder eine leicht steigende Tendenz. Die mittleren Sichttiefen schwankten bis 2000 zwischen 5,8 und 10,1 m und zeigten danach im Jahresmittel einen kontinuierlichen Trend hin zu höherer Transparenz. Das Frühjahrsplankton bestand in den 1980er-Jahren

fast ausschließlich (im April 1986 zu 98 %) aus Diatomeen. Dabei dominierten überwiegend *Tabellaria fenestrata*, *Aulacoseira* (= *Melosira*) *granulata*, *Melosira* sp. und *Cyclotella* spp. mit fallweise >20 % Anteil, in geringerem Ausmaß auch *Synedra acus* und *Fragilaria crotonensis* (Abb. 35). Seit 1991 waren nur mehr *F. crotonensis* und zentrische Diatomeen im Frühjahr bestandsbildend von Bedeutung, während *T. fenestrata* und *Melosira* sp. bereits seit 1993 so gut wie nicht mehr nachgewiesen wurden. Weiters war *Rhodomonas minuta* seit dem Frühjahr 1992 mit bis zu 30 % an der Gesamtbiomasse wieder stärker vertreten. Im Sommer nahm *F. crotonensis* an Bedeutung zu, *Gymnodinium spp.* und *Peridinium spp.* mit 5 bis 10 % vertreten, wiesen aber eine abnehmende Tendenz auf. Das herbstliche Phytoplankton im Wolfgangsee bestand zum größten Teil aus Kieselalgen (*Cyclotella* und *Stephanodiscus* bis 40 %, *F. crotonensis* bis zu 90 %) und Cryptomonaden (*R. minuta* bis über 25 %). Im Winter waren vor allem *Rhodomonas minuta* und zentrische Diatomeen am Aufbau der Algengemeinschaft beteiligt.

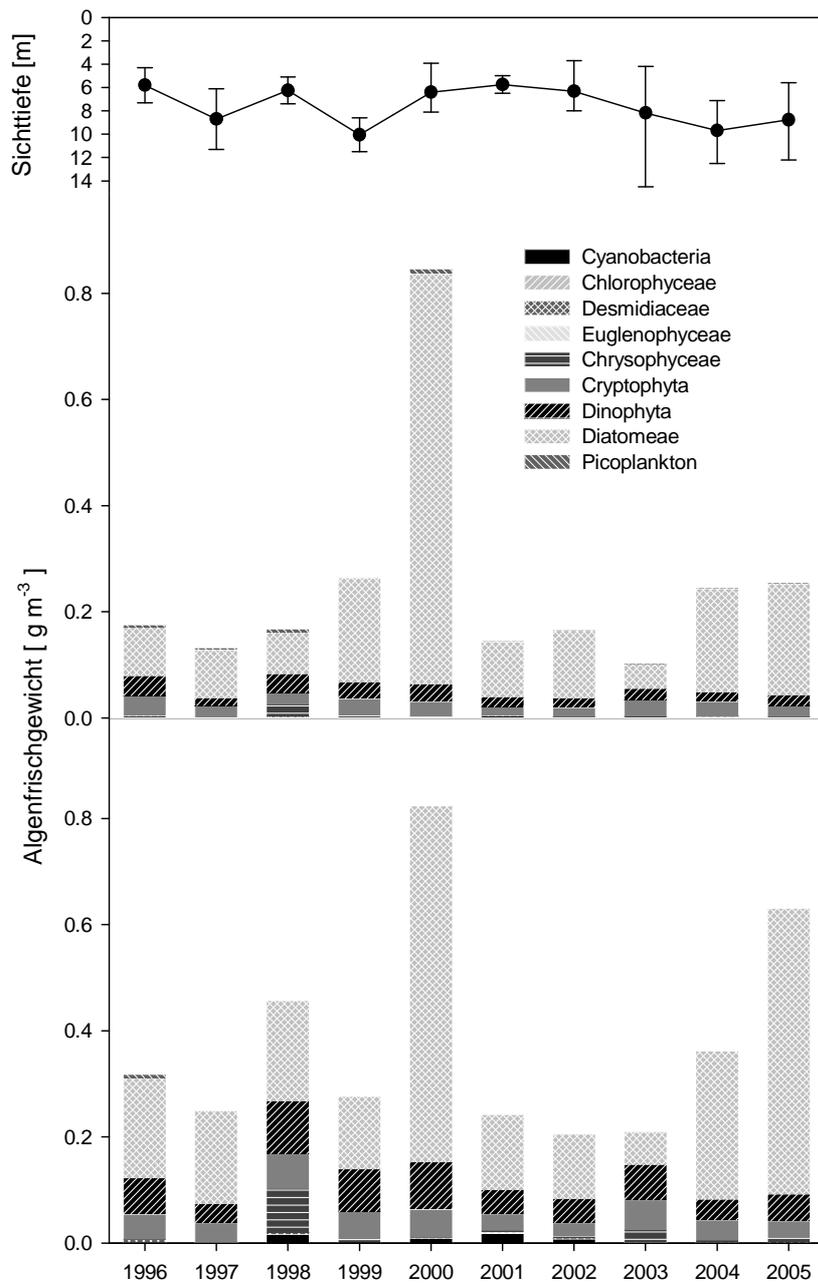


Abb. 34: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - Sichttiefen, Biomasse im Frühjahr und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See (oben) und Epilimnion (0-12 m).

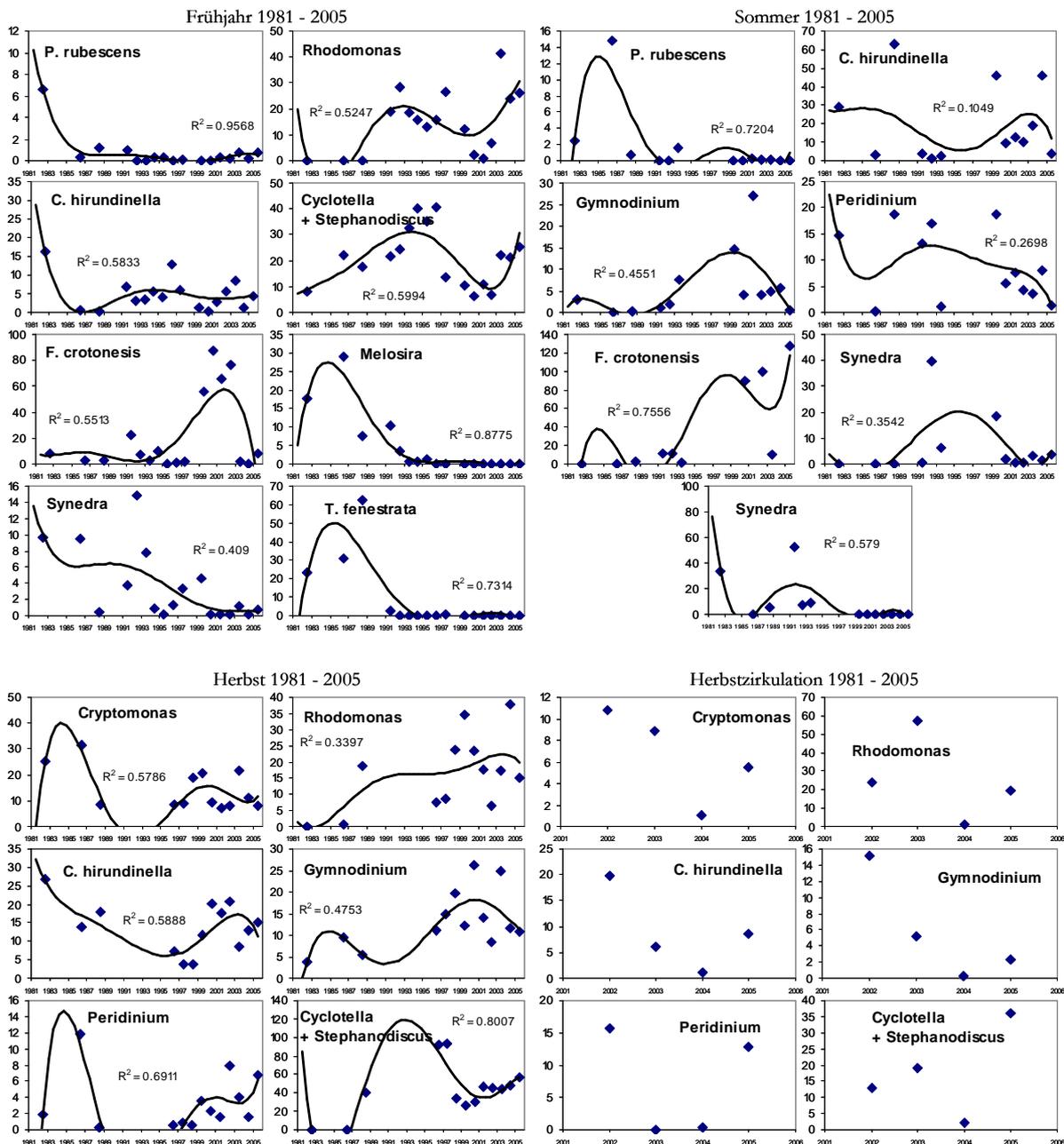


Abb. 35: Wolfgangsee, St. Gilgener Becken - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, zu Beginn und Ende der Sommerstagnation und zur Herbstzirkulation/Winter. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

#### 4.6.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Generell ist bei den verschiedenen Algengruppen (Cyanobacteria, Diatomeen und Dinophyten) eine kontinuierliche Abnahme festzustellen. Die Bedeutung der Dinoflagellaten hat seit 1996 zugenommen. Ebenfalls seit 1996 sind nur mehr

geringe Schwankungen der Gesamtbiomasse erkennbar. Mit der kontinuierlichen Abnahme des Gesamtphosphors und der Biomasse hat sich die Sichttiefe seit 1981 mehr als verdoppelt.

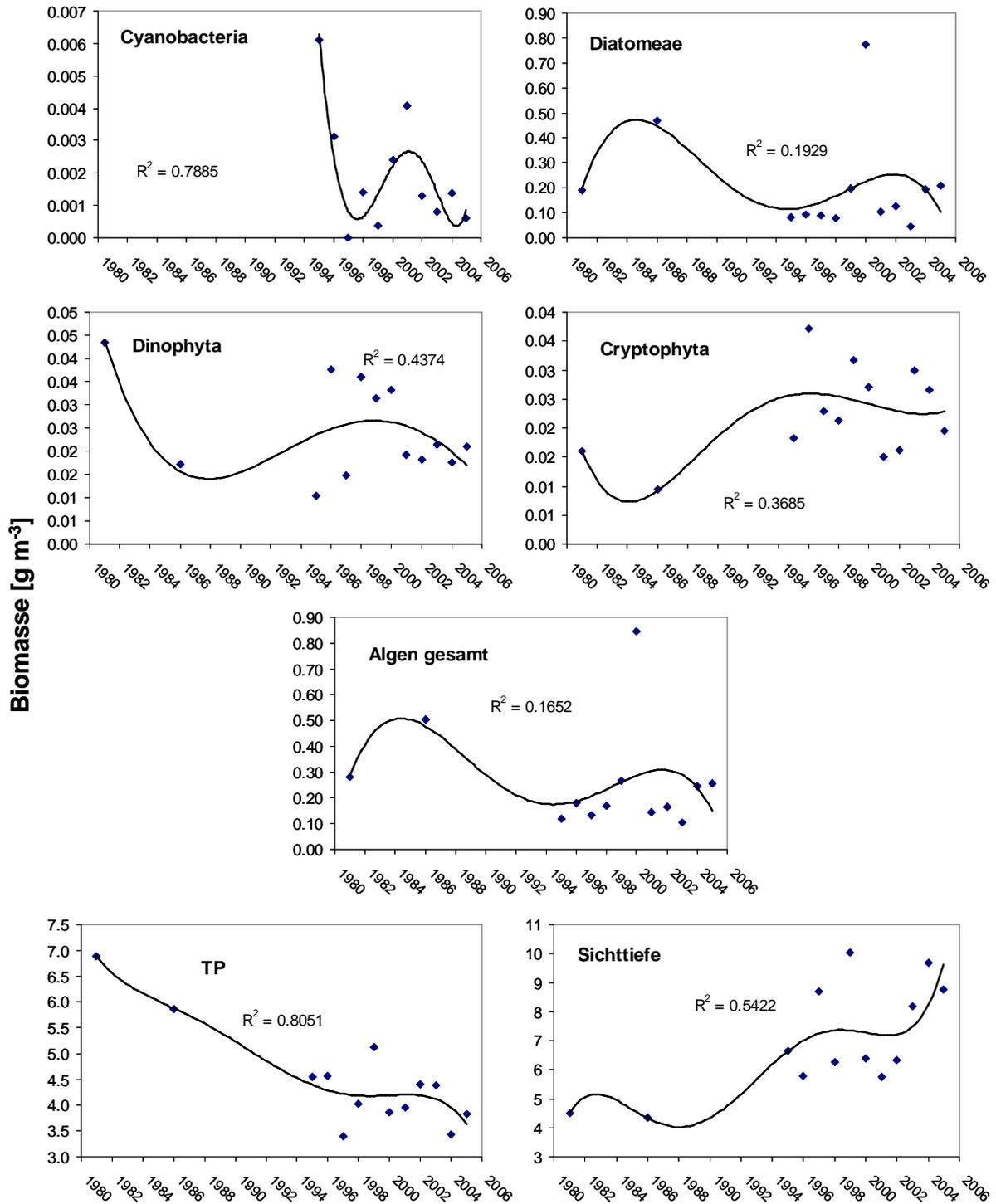


Abb. 36: Wolfgangsee - St. Gilgener Becken: Entwicklung der mittleren Biomassen (Frühjahr, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorgehalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

## 4.7 Zeller See

### 4.7.1 Nährstoffe und Algenbiomasse

Der Zeller See ist fakultativ meromiktisch, da der Wasserkörper nicht in jeder Zirkulationsperiode bis zum Seegrund durchmischt wird. Die unterschiedliche Durchmischungsintensität im Falle einer Vollzirkulation bedingt eine veränderte Ausgangssituati-

on des Sees von Jahr zu Jahr für die Stagnationsperiode. Sauerstoffanreicherung des Tiefenwassers und Nährstoffnachlieferung ins Epilimnion unterliegen starken Schwankungen und beeinflussen das Produktionsgeschehen im See.

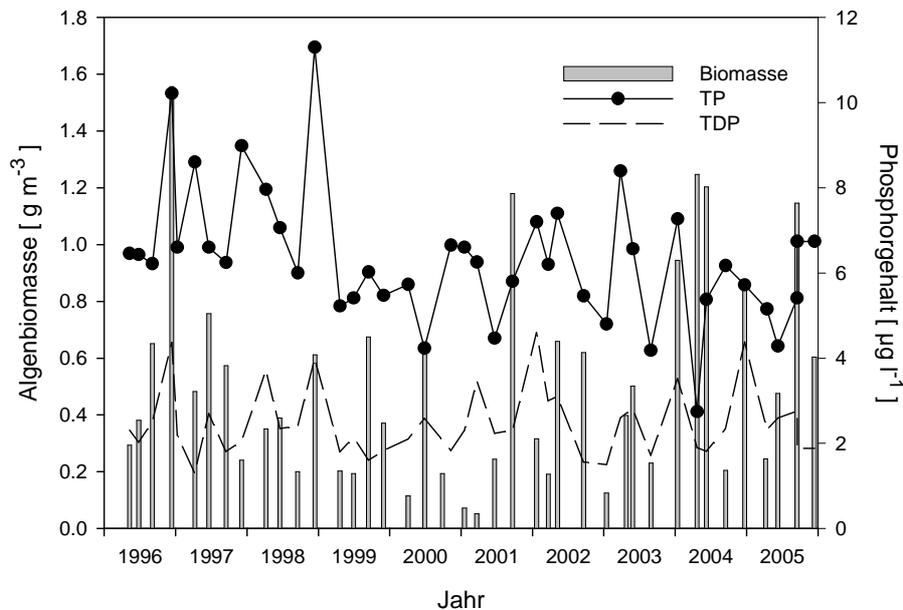


Abb. 37: Zeller See - gewichtete Mittel von Algenfrischmasse (Säulen), Gesamt- (TP) und gelöstem Phosphor (TDP) im gesamten See.

Die TP-Konzentrationen schwankten von 1996 bis 2005 zwischen 2,7 und 11,3  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Seit 1999 pendelten die Werte um 5,8  $\mu\text{g l}^{-1}$  und fluktuieren in den darauffolgenden Jahren unregelmäßig (Abb. 37). Produktionsspitzen des Phytoplanktons traten hauptsächlich im Winter oder Frühjahr auf. Im Mittelwert lagen die Biomassen zwischen 1996 und 2005 bei 0,5  $\text{g m}^{-3}$  und erreichten 1996 ein Maximum von 1,55  $\text{g m}^{-3}$  und auch die Jahresmaxima wieder leicht zu. Im Jahr 2004 war die Biomasse im Vergleich zu den anderen Jahren im gesamten Jahresverlauf relativ hoch (im Mittel 0,9  $\text{g m}^{-3}$ ).

Der Gehalt an anorganischem Stickstoff bewegte sich im Jahresmittel bis zum Jahr 1998 um 360  $\mu\text{g l}^{-1}$ . 1999/2000 erfolgte eine Zunahme auf 432  $\mu\text{g l}^{-1}$

(Abb. 38). Bis 2002 ist der Gehalt auf 307  $\mu\text{g l}^{-1}$  gesunken und steigt seither wieder leicht an (393  $\mu\text{g l}^{-1}$  Jahresmittel 2005). Die Ammonium-N-Konzentrationen nahmen nur einen sehr geringen Anteil des anorganischen TN ein. Im Gegensatz zum TN unterlagen die TP-Konzentrationen im Jahresmittel kaum Schwankungen, so dass das N:P-Verhältnis den Schwankungen des anorganischen Stickstoffs folgte. Das N:P-Verhältnis lag ständig über 10, weshalb eine Limitierung durch Stickstoff nicht zu erwarten war. Im Untersuchungszeitraum 1996-2005 wurde während der Vegetationsperiode regelmäßig ein Absinken des TDP unter die kritischen 3  $\mu\text{g l}^{-1}$  beobachtet (Abb. 37). Gelöster Phosphor lag daher für die meisten Arten in wachstumslimitierender Konzentration vor.

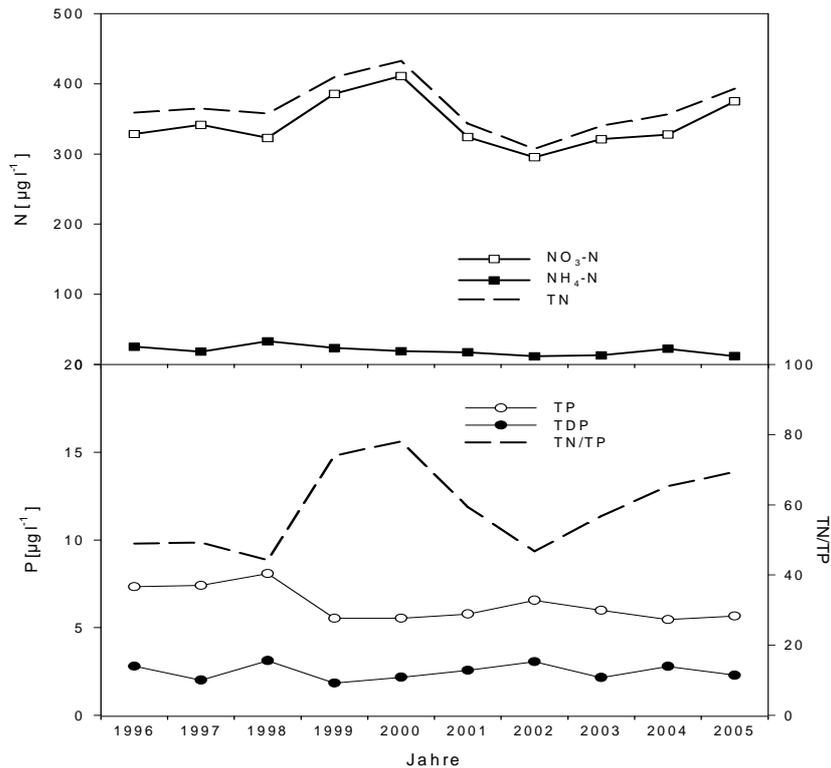


Abb. 38: Zeller See - mittlere Jahresgehalte von anorganischem Stickstoff (Nitrat-N, Ammonium-N, Gesamtstickstoff), Gesamtphosphor, gelöstem Phosphor und Entwicklung des N:P-Verhältnisses im gesamten See. Einzelmesswerte durch Sternchen dargestellt.

#### 4.7.2 Sauerstoffhaushalt

Die Sauerstoffsättigung schwankte am Ende der Sommerstagnation zwischen den einzelnen Jahren beträchtlich (Abb. 33). So wurde im September in 65 m Tiefe in den Jahren 1997, 2000/01 und 2004/05 unter 20 % Sättigung nachgewiesen, in den übrigen Jahren lagen die Werte zwischen 23 und 43 % (Abb. 39). Ein völliger Sauerstoffschwund über Grund gegen Ende der Stagnationsperiode trat

nur 2004 ein. Die Sättigungswerte im Epilimnion bewegten sich zwischen 106 und 118 %, wobei im Jahr 2003 in 12 m Tiefe ein ausgeprägtes metalimnisches Sauerstoffmaximum von  $10,8 \text{ mg l}^{-1}$  (132 % Sättigung) auftrat. Dies wurde durch eine Massentwicklung von *Cyclotella comensis* und *C. bodanica* in der 12-m-Schicht Ende August 2003 verursacht.

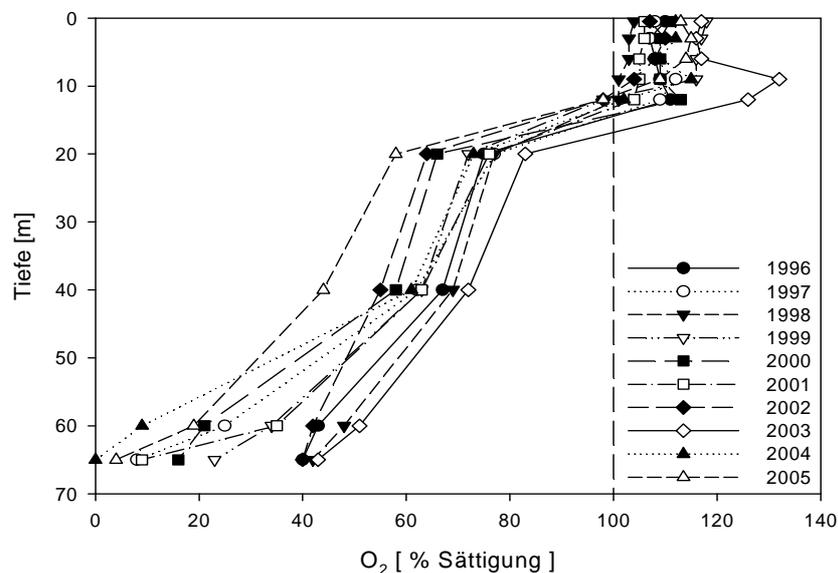


Abb. 39: Zeller See - Sauerstoffsättigung (Sättigungswerte) am Ende der Sommerstagnation.

### 4.7.3 Qualitative und quantitative Analyse des Phytoplanktons

Die mittleren Algenbiomassen im Zeller See lagen im Jahresmittel in der gesamten Wassersäule fast immer zwischen 0,3 und 0,7 g m<sup>-3</sup>. Im Jahr 2004 wurde ein Maximum von 0,89 g m<sup>-3</sup> erreicht (Abb. 40). Im Epilimnion wurden maximal 1,2 g m<sup>-3</sup> nachgewiesen. Dies entspricht nach WETZEL (2001) oligotrophen bis leicht mesotrophen Verhältnissen.

Dabei bestand die Algengemeinschaft hauptsächlich aus Kieselalgen (*Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Cyclotella comensis*). Die jährlichen mittleren Biomassen stiegen seit dem Jahr 2000 wieder leicht an. Die mittleren Sichttiefen lagen zwischen 5,1 bis 7,4 m und zeigten keinen eindeutigen Trend.

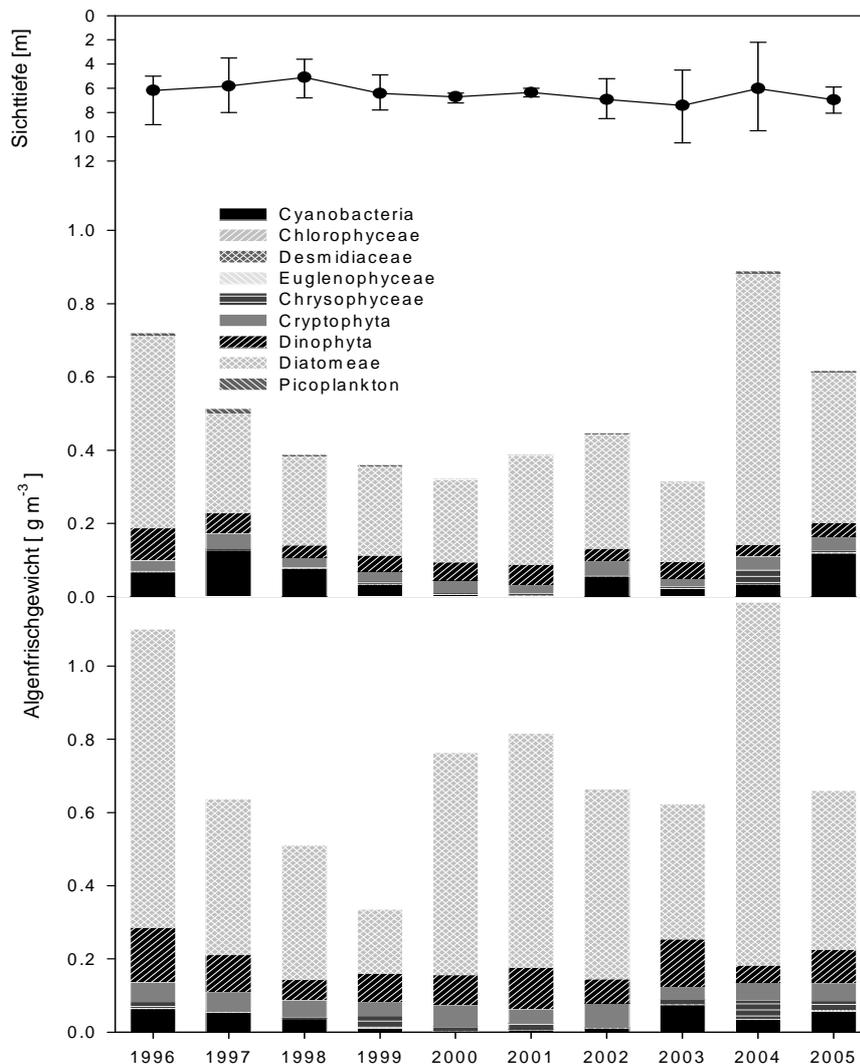


Abb. 40: Zeller See - Sichttiefen (Jahresmittel, Minima, Maxima), mittlere Jahresbiomassen und taxonomische Zusammensetzung des Phytoplanktons im gesamten See (oben) und im Epilimnion (0-12 m, unten).

Die Phytoplanktongesellschaft des Zeller Sees wurde in den letzten 10 Jahren vor allem von pennaten Diatomeen dominiert. Seit Ende der 1990er-Jahre zeigten vor allem *Asterionella formosa* und *Fragilaria crotonensis* im Frühjahr eine Zunahme, während *Synedra sp.* sowie zentrische Diatomeen im Frühjahrspilankton an Bedeutung verloren (Abb. 41). *T. fenestrata* ist praktisch vollständig verschwunden, nachdem diese Art zur Zeit der stärksten Eutrophierung des Zeller Sees immer wieder an der Bildung von Algenblüten beteiligt war (SLANINA & KOHL 1982). Auch die Vertreter der Chrysophyta (*Dinobryon sp.*) und Dinophyta (*Peridinium sp.*) erreichten seit

1996 kaum mehr 10 % an der Gesamtbiomasse. *P. rubescens* spielte im gesamten Jahresverlauf eine untergeordnete Rolle und zeigte nur mehr während der Wintermonate eine leicht ansteigende Tendenz, blieb allerdings unter 25 % der Gesamtbiomasse (Abb. 42). Im Sommer wurde das Phytoplankton vor allem von *C. comensis* und *F. crotonensis* dominiert, welche vereinzelt über 70 % der Biomasse ausgemacht haben. Auch im Herbst erlangten *C. comensis* und *F. crotonensis* hohe Anteile von >25 %. Demgegenüber wiesen Cryptomonaden eine abnehmende Tendenz auf. Der Hauptanteil (bis zu 95 %) des Winterplanktons wurde von *F. crotonensis* gestellt.

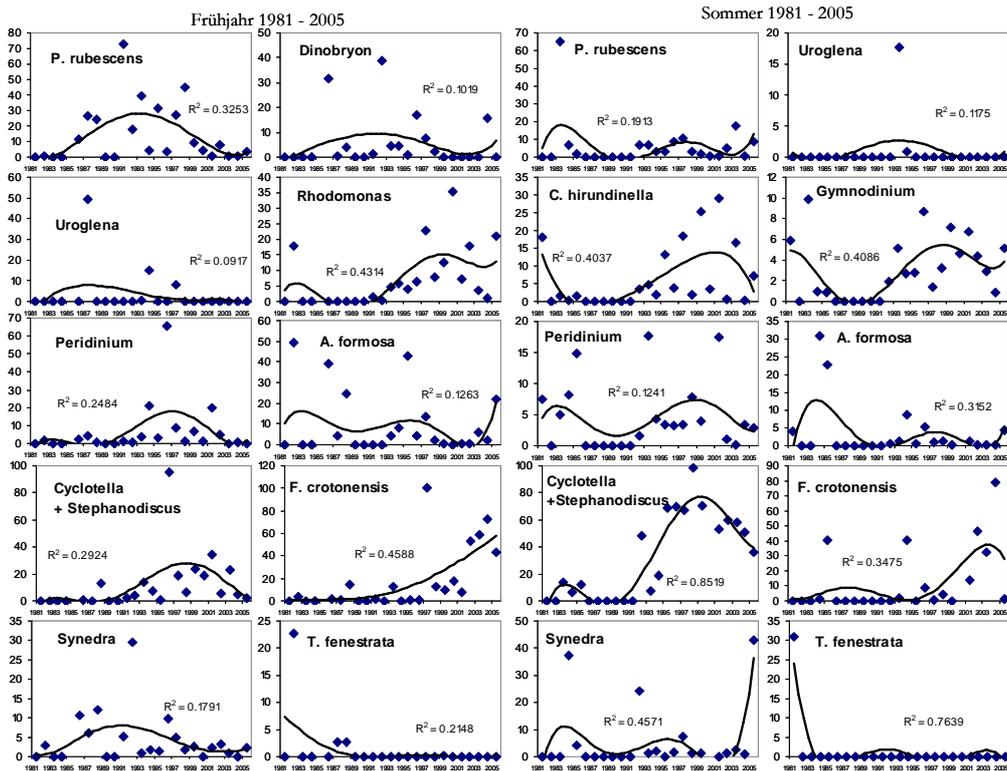


Abb. 41: Zeller See - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) zur Zeit der Frühjahrszirkulation, und zu Beginn der Sommerstagnation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

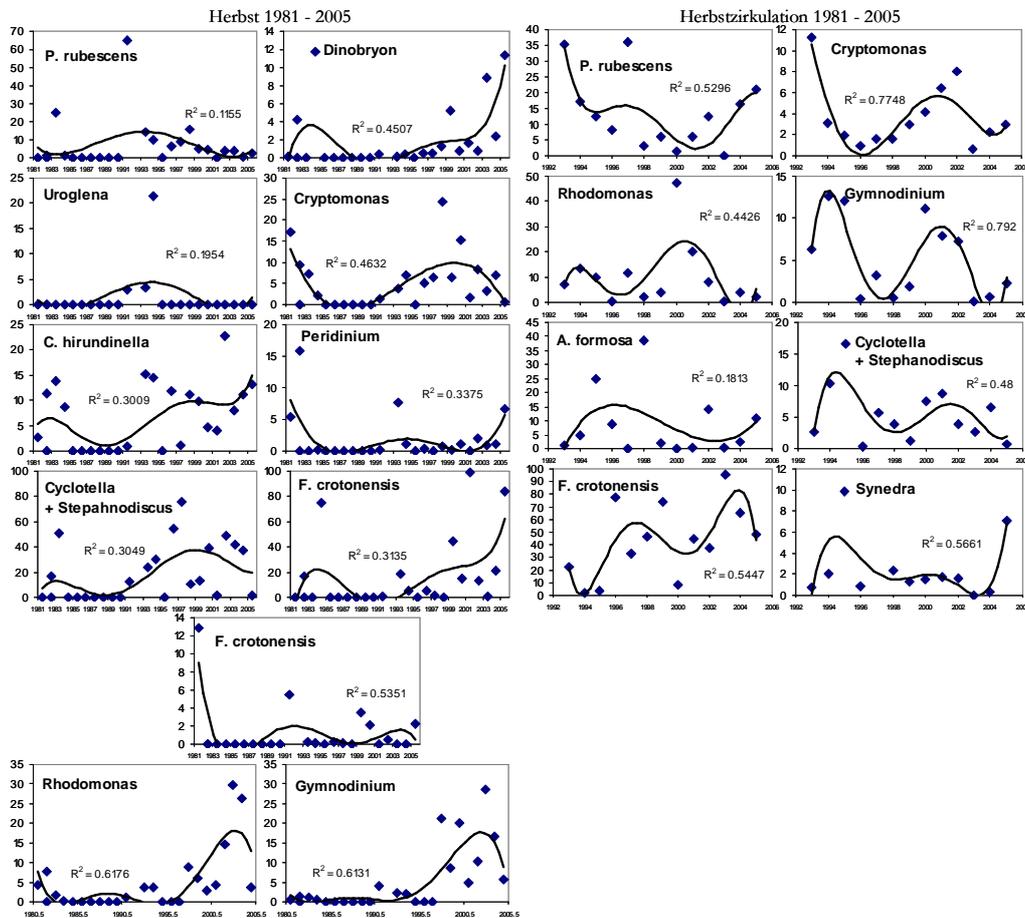


Abb. 42: Zeller See - relativer Anteil wichtiger Taxa an der Phytoplanktonbiomasse (0-20 m) am Ende der Sommerstagnation und zur Zeit der Herbstzirkulation. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades.

Mit der Zunahme von *T. fenestrata* nahm *P. rubescens* seit 1992 stetig ab. Auch im Zeller See schichtet sich *P. rubescens* zur Zeit der Stagnationsperiode bevorzugt im Meta- und oberen Hypolimnion zwischen 12 und 20 m Tiefe ein. Neben *P. rubescens* tauchten als weitere Blaualgen zwar regelmäßig *Anabaena*-Arten (*A. flos-aquae*, *A. spiroides*) auf, waren

jedoch quantitativ stets unbedeutend. Koloniale Chrysophyceen (*Dinobryon*) erreichten vor allem im Frühjahr teils hohe Populationsdichten. *Uroglena volvox* bildete nur im Mai 1987 mit fast 50 % der Algenbiomasse im Epilimnion ein nennenswertes Vorkommen und ist seit 1996 praktisch nicht mehr vorhanden.

#### 4.7.4 Langzeitentwicklung des Phytoplanktons

Die Entwicklung von Algenbiomassen, Gesamtphosphor und Sichttiefe über die gesamte Untersuchungsperiode von 1981 bis 2005 ist in Abb. 43 dargestellt. Der Zeller See wurde im Zeitraum 1981-1992 nur stichprobenartig ein- bis zweimal jährlich untersucht, was keinen fundierten Vergleich der mittleren Phytoplanktonbiomassen seit 1981 erlaubt. Seit 1992 hat die TP-Konzentration

kontinuierlich abgenommen. Auffallend ist die Zunahme der Sichttiefen auf über 7 m bei insgesamt relativ gleich bleibendem Phytoplanktonaufkommen. Sowohl Cryptophyta, als auch Dinophyta zeigen keine großen Bestandesschwankungen, allein Cyanobakterien und Diatomeen zeigen den oben beschriebenen gegenläufigen Trend.

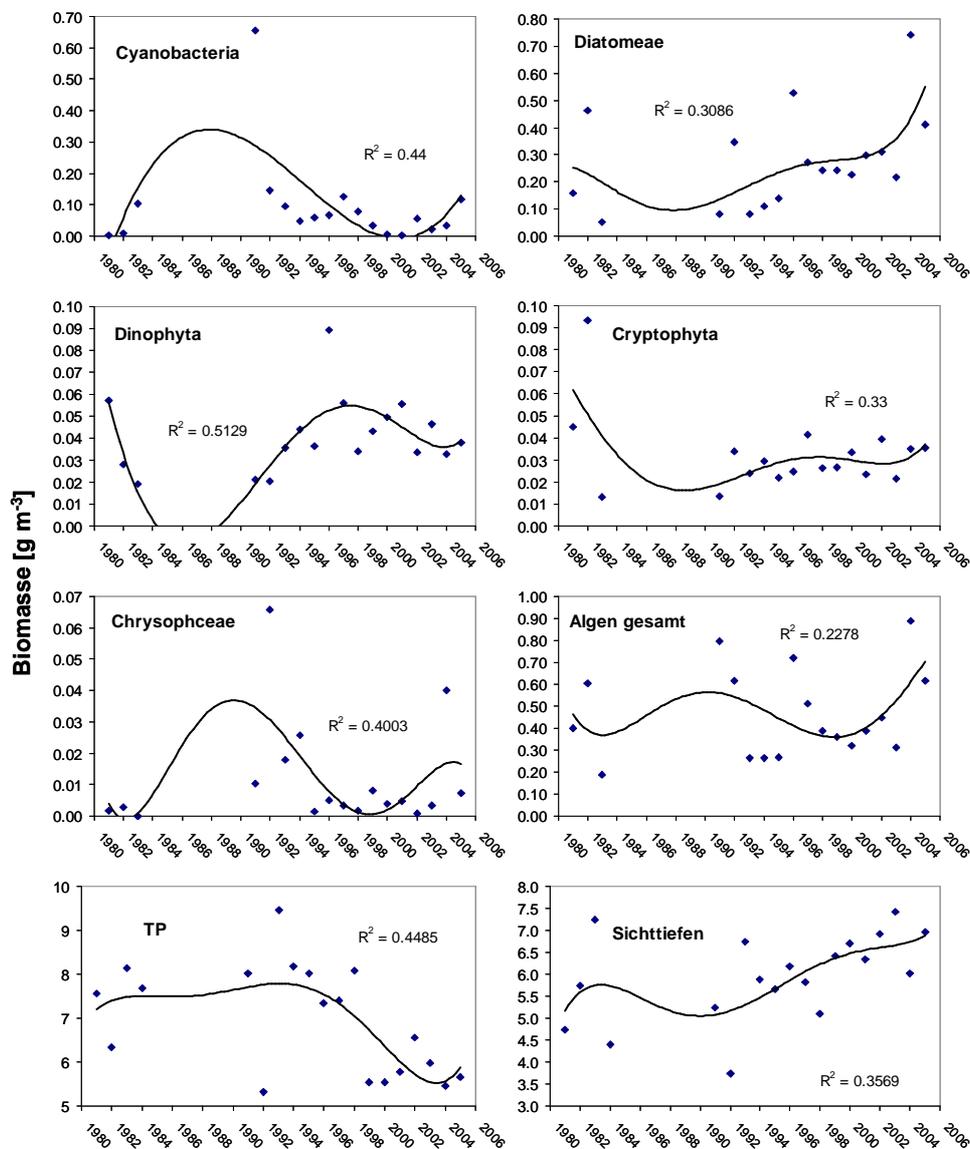


Abb. 43: Zeller See - Entwicklung der mittleren Biomassen (Jahresmittel, gesamter See) der wichtigsten Algengruppen und der gesamten Phytoplanktonbiomasse, mittlerem Phosphorgehalt (TP) und mittlerer Sichttiefe. Darstellung des zeitlichen Trends (Linie) durch Berechnung einer Regression 5. Grades. Einzelbeobachtungen (F, S: Frühjahr, Sommer) zur Berechnung des Trends nicht berücksichtigt.

## 5. Interpretation und Diskussion

Die vorliegenden Untersuchungen der Jahre 1996-2005 dokumentieren eine weitere Verbesserung der

Wasserqualität in den Salzburger Seen gegenüber dem Vergleichszeitraum 1981-1995.

### 5.1 Chemismus

Die Ergebnisse der hier analysierten Seen lassen erkennen, dass in keinem der sieben Seen Limitierung durch Stickstoff auftritt. In allen Fällen liegen die Gewichtsrelationen von anorganischem Stickstoff zum Gesamtphosphor (TN:TP) weit über dem kritischen Wert von 7:1. Bezüglich möglicher Phosphorlimitation lässt sich keine eindeutige Aussage treffen, weil Messungen des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) nicht vorliegen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass immer dann, wenn der gesamte gelöste Phosphor (TDP) unter  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  fällt, auch der SRP darunter liegen muss (SAS 1989, S. 51). In allen Seen, mit Ausnahme des Grabensees, lagen die TDP-Konzentrationen von einzelnen Spitzenwerten abgesehen unter  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ , im Wolf-

gangsee, Fuschlsee und Zeller See sogar unter 5 Mikrogramm pro Liter. Daraus kann geschlossen werden, dass 6 der 7 Seen die meiste Zeit des Jahres phosphorlimitiert sind. Der Rückgang der TP-Konzentrationen in den Salzburger Vorlandseen verläuft in ähnlicher Weise wie dies auch auf bayerischer Seite, etwa am Tachingener See, beobachtet wird (BUCHMEIER 2003).

Obwohl die Algenbiomasse der einzelnen Seen in keinem Fall direkt mit dem TDP korreliert, ergibt sich doch für alle sieben Seen und Untersuchungs-jahre im Durchschnitt insgesamt ein hochsignifikanter Zusammenhang ( $r=0,542$ , Abb. 44). Voraussagen der Biomasse aus TDP-Konzentrationen für einzelne Seen lassen sich daraus aber nicht ableiten.

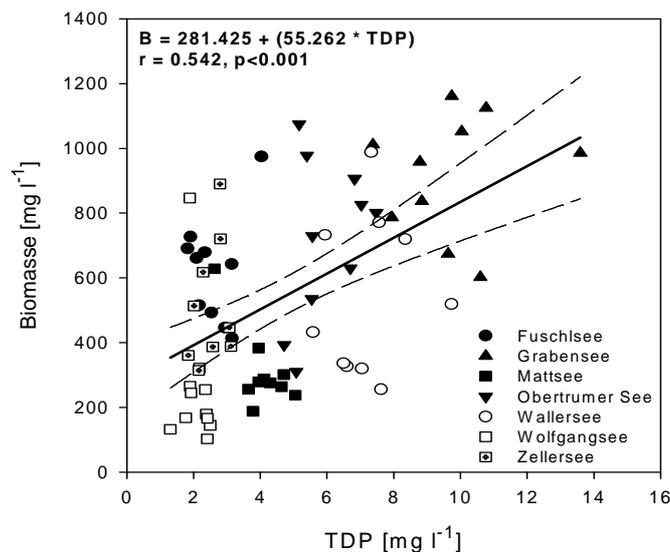


Abb. 44: Abhängigkeit der mittleren Jahresbiomasse vom gelösten Gesamtphosphor in den sieben untersuchten Seen. Darstellung der Korrelation und der 95 % Vertrauensgrenzen (strichlierte Linie). Die einzelnen Seen sind gemäß den Symbolen in der Graphik gekennzeichnet.

Wie nicht anders zu erwarten, wird der überwiegende Anteil am anorganischen Gesamtstickstoff in allen Seen vom Nitrat gestellt. Ammonium-Stickstoff, ein Belastungsindikator, spielt im Allgemeinen keine Rolle. Nur im Grabensee sind erhöhte Ammonium-N-Konzentrationen als Folge des anoxischen Hypolimnions festzustellen.

Als weiteres Kriterium für die verbesserten Verhältnisse kann die Sauerstoffsättigung über Grund am Ende der Sommerstagnation herangezogen werden. Nach der ÖNORM M 6231 (2001) weist eine Sauerstoffsättigung über Grund von  $>20\%$  auf oligotrophe Verhältnisse hin. Im Fuschlsee und Wolfgangsee ist dies in neun von zehn Jahren der Fall. Im Zeller See ist die  $O_2$ -Sättigung über Grund wegen seiner fakultativen Meromixie variabel. In manchen Jahren

werden  $20\%$  überschritten, in anderen nicht. Ein Trend ist nicht erkennbar. In den Jahren 1998 bis 2001 nahm die Sättigung ständig ab, erholte sich danach wieder, um in den Jahren 2004 und 2005 auf Werte unter  $5\%$  abzufallen. Offenbar sind dafür unterschiedlich starke Mischungstiefen in den einzelnen Jahren verantwortlich. Die  $O_2$ -Sättigung über Grund betragen in den Trumer Seen maximal bis zu  $6\%$ . Nur im Mattsee ist seit 2003 eine deutliche Zunahme des Sauerstoffgehalts erkennbar; 2005 betrug die Sättigung erstmals über  $20\%$ . Das Tiefenwasser des Wallersees war in allen Jahren maximal zu  $5\%$  mit Sauerstoff gesättigt. Anoxische Bedingungen lagen nur im Grabensee in allen Jahren vor, was auf die besondere Situation des Sees verweist. Der vertikale Verlauf der Sauerstoffkonzentra-

tion bzw. -sättigung lässt sich weitgehend als klinegrad bezeichnen. Im Epilimnion tritt in allen Seen in mehreren Jahren eine starke Sauerstoffübersättigung auf. Im Wolfgangsee, Fuschlsee und Zeller See fällt die Sättigung bis mindestens 10 m Tiefe nie unter 100 %. Ursache ist die photosynthetische Aktivität des Phytoplanktons. Besondere Erwähnung verdient das Jahr 2003, welches durch sehr hohe Sommertemperaturen gekennzeichnet war. In diesem Jahr zeigten vier der sieben Seen eine starke Übersättigung im Bereich des Metalimnions. Ein solches

## 5.2 Entwicklung des Phytoplanktons

Die mittlere Gesamtbioasse des Phytoplanktons liegt im Epilimnion aller Seen zumeist um  $1 \text{ g m}^{-3}$  oder deutlich darunter. Damit sind alle hier untersuchten Seen zumindest dem mesotrophen Niveau zuzuordnen (ÖNORM M6231, 2001). Bezogen auf die gesamte Wassersäule wird im Wolfgangsee mit Frischmassen von  $<0,2 \text{ g m}^{-3}$  sogar häufig die Grenze zur Oligotrophie unterschritten. Auffällig ist in diesem See aber eine Massenentwicklung der Diatomeen, verbunden mit einem extremen Biomassewert von  $> 0,8 \text{ g m}^{-3}$  im Jahr 2000. Etwas Ähnliches konnte in keinem anderen der hier betrachteten Seen beobachtet werden. Auch Ergebnisse aus anderen Seen des Salzkammerguts lassen nichts Vergleichbares erkennen (GASSNER et al., 2002). Die dort angeführten Chlorophyll-Analysen aus dem Wolfgangsee lassen sogar den vorsichtigen Schluss zu, dass es sich aus unbekanntem Gründen um einen Ausreißer handelt. In den Jahren 1996 bis 1999 liegt der Anteil des Chlorophylls an der Frischgewichtsbioasse im Durchschnitt bei 0,4 %. Im Jahr 2000 wäre der Chlorophyll Anteil aber plötzlich nur mehr 0,2 %. Im Umkehrschluss sollte hochgerechnet aus der Chlorophyll-Konzentration eine Bioasse von etwa  $0,45 \text{ g m}^{-3}$  vorhanden gewesen sein.

Den mengenmäßig größten Anteil an der Algenfrischmasse machen in fast allen Seen die Diatomeen und Panzerflagellaten aus. Cyanobakterien spielen nur im Fuschlsee und fallweise im Grabensee eine signifikante Rolle. Als subdominante Gruppen treten fast überall Chryso- und Cryptophyceen auf. Chlorophyceen traten in nennenswerten Mengen nur in der Trumer Seenkette vorwiegend 2003, im Grabensee schon 2002, auf.

Die Langzeitentwicklung der einzelnen Algengruppen seit 1981 lässt eine generelle Abnahme der Biomassen der Cyanobakterien insbesondere von *P. rubescens* in allen Seen erkennen. Diese Entwicklung läuft weitgehend parallel zur Reduktion des Gesamtphosphors sowie zur Abnahme der mittleren Jahresbiomassen. Nur im Zeller See ist eine abweichende Entwicklung zu beobachten. Die TP-Konzentrationen haben hier erst seit 1996 nachhaltig abgenommen. Dadurch trat zunächst eine Reduktion der Jahresbiomassen ein; seit 2001 steigt die Algenfrischmasse aber wieder an. Zugleich nimmt auch die Bioasse der Cyanobakterien und Diatomeen

metalimnisches Sauerstoffmaximum trat im Wolfgangsee, Fuschlsee, Zeller See und Mattsee auf. In allen Seen wurden die Tiefen, in denen diese Maxima auftraten, von einer Mischung aus zentrischen Diatomeen und Dinoflagellaten dominiert ( $>50 \%$ ). In keinem Fall waren Cyanobakterien wesentlich daran beteiligt. Ähnliche Übersättigungen im Metalimnion wurden 2003 auch im Mondsee und Irrsee beobachtet, gehen hier aber auf *Planktothrix rubescens* zurück (GASSNER et al., 2006).

zu. Eine ähnliche Zunahme der Diatomeen wurde auch im Fuschlsee beobachtet. In allen anderen Seen gehören die Diatomeen zu den wichtigsten Bestandbildenden Algen, obwohl ihre Populationsdichten längerfristig gesehen ständig zurückgehen.

Als Folge der abnehmenden Algenfrischmassen haben in allen Seen die durchschnittlichen Sichttiefen deutlich zugenommen. Derzeit weisen der Wolfgangsee und der Fuschlsee mit Sichttiefen bis zu 10 m die höchste Transparenz auf. Im Wallersee, in dem seit der zweiten Hälfte der 1980er-Jahre eine erste signifikante Verbesserung der Sichttiefen aufgetreten ist, konnte seit 2000 ein weiterer Anstieg auf ein Jahresmittel von 4,6 m beobachtet werden. In allen drei Trumer Seen ist über den gesamten Zeitraum ein kontinuierlicher Anstieg der mittleren Sichttiefen festzustellen. Besonders im Obertrumer See und Grabensee hat sich die Sichttiefe bis 2005 fast verdoppelt.

Das Artenspektrum des Phytoplanktons zeigt längerfristig in allen Jahreszeiten wesentliche Veränderungen, welche in allen Seen eine Verbesserung der trophischen Situation als Folge der gesetzten Maßnahmen erkennen lassen. Zum Teil wurden diese Veränderungen 1981-1995 festgestellt.

In der Frühjahrsbioasse spielt etwa *P. rubescens*, mit Ausnahme des Fuschlsees, nach den Sanierungsmaßnahmen der frühen 1980er-Jahre in den Salzburger Seen keine Rolle mehr. Diese fädige Cyanobakterie fehlt im Wallersee völlig. Andere Trophieanzeiger, wie beispielsweise *T. fenestrata*, gehen in den meisten Seen auf völlig unbedeutende Anteile zurück. Hingegen nehmen die relativen Anteile der Cryptomonaden vor allem von *Rhodomonas sp.* zu. Typische Frühjahrsformen der 1980er-Jahre wie etwa *Melosira* und *Synedra* werden zunehmend von kleinen zentrischen Diatomeen ersetzt. Diese Arten können die geringer werdenden Nährstoffkonzentrationen zu Zeiten der Durchmischung besser nützen. Davon abweichend nehmen die zentrischen Diatomeen allerdings im Fuschlsee ab, wohingegen *F. crotonensis* an Bedeutung ständig gewinnt. Typische Sommerformen wie die fädigen Cyanobakterien *A. flos-aquae* und *Anabaena spp.*, beide potentielle N-Fixierer, traten nur im Mattsee, Obertrumer See und Grabensee in nennenswerten Anteilen auf (mehr als dreimal über 10 % der Gesamtbioasse),

sind aber seit Anfang der 1990er-Jahre völlig unbedeutend. Wie bereits mehrfach darauf hingewiesen, sind in allen Seen die Stickstoff-Konzentrationen hoch und damit auch die N:P Verhältnisse weit von einer möglichen N-Limitierung entfernt. Damit ist der Rückgang potentiell N-fixierender Arten nicht überraschend. Eine andere häufig im Sommer auftretende Cyanobakterie wäre die Gattung *Microcystis*, die zu Blütenbildung neigt. In den untersuchten Seen findet sie sich nur sporadisch und ist nicht Bestand bildend. Nur in den Trumer Seen trat sie in einzelnen Jahren zu Beginn der Untersuchungsperiode wesentlich in Erscheinung. Auch die Anteile von *P. rubescens* an der Gesamtbioasse sind im Sommer stark rückläufig. Die Art spielt somit so gut wie keine Rolle mehr. Dies trifft auch für den Fuschlsee zu, wo im Frühjahr doch noch erhebliche Anteile bestehen. Möglicherweise wird sie in den Sommermonaten auch nur nicht erfasst (siehe oben), weil sie sich auf Grund der hohen Sichttiefe in Tiefen >12 m zurückzieht. Von der Verbesserung der Transparenz im Zuge der Reoligotrophierung profitieren vor allem oligophote Algen. Dazu gehört auch *P. rubescens*, die mit geringen Lichtintensitäten gut umgehen kann (MUR & BEJSDORF 1978). Eingeschichtet in Tiefen von ca. 10-15 m kann sie die Nährstoffe, welche von unten durch Konvektion und von oben durch Mineralisation ins Metalimnion gelangen, gut ausnützen. Gleichzeitig ist sie geringer Konkurrenz ausgesetzt, weil sie besser als andere Arten das grüne Restspektrum des Lichtes in dieser Tiefe nützen kann und sich gleichzeitig mittels Gasvesikeln in der bevorzugten Tiefe halten kann.

Die großen, typischen Dinoflagellaten der Sommerperiode, wie *C. hirundinella*, *Peridinium spp.* und *Gymnodinium helveticum*, gehen anteilmäßig in den meisten untersuchten Seen zurück oder bleiben in ihrer Bedeutung etwa gleich. Auffallend ist, dass wiederum im Fuschlsee und auch im Zeller See die *Gymnodinium*-Populationen seit Anfang der 1990er-Jahre relative Anteile von über 10 % erlangten. Warum diese mixotrophe Art gerade in diesen beiden Seen zunimmt, lässt sich nur vermuten, könnte aber mit den geringen TP-Konzentrationen (im Jahresmittel <5 µg l<sup>-1</sup>) in Zusammenhang stehen. Auffällig ist im Zeller See die starke Zunahme der Bedeutung an zentrischen Diatomeen im Sommer während der 1990er-Jahre, die zu einer deutlichen Dominanz (>70 %) dieser Artengruppe geführt hat. Dies muss wohl auf verbesserte Lichtbedingungen im Epilimnion bei gleichzeitiger Verknappung der Nährstoffe aber ausreichender Silikatkonzentration zurückgeführt werden. Mit zunehmender Reoligotrophierung ist generell zu erwarten, dass bei verminderter Produktion Silikat vermehrt zur Verfügung steht, da es nicht mehr im selben Maß aufgenommen wird (DOKULIL & TEUBNER 2005). Es ist bekannt, dass im jahreszeitlichen Verlauf eine starke Abhängigkeit der Silikat Konzentration von der Diatomeenbiomasse besteht. Die Silikatkonzentration ist im Winter und zeitig im Frühjahr hoch und nimmt dann, als Folge des Wachstums der Kieselalgen, rasch ab. Diese Abhängigkeit konnte in keinem der sieben unter-

suchten Seen wegen des zu großen Probenintervalls statistisch dargestellt werden.

Die Artenzusammensetzung der Seen ist während der Herbstmonate stark von den Verhältnissen während des Sommers geprägt. Sie sind daher von See zu See relativ unterschiedlich. In den Trumer Seen hat sich die Menge von Cyanobakterien (*Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena* etc.) auf ein „normales“ Maß eingependelt. Die Anteile aller Arten und Artengruppen gehen im Wesentlichen überall zurück. Größere Bedeutung in allen Seen haben Vertreter der Cryptomonaden und der Dinoflagellaten, vor allem von *Ceratium*, dessen herbstliche Biomasseanteile stark abhängig von der Populationsgröße im Sommer sind. Als Reminiszenz an den Sommer bleiben die relativen Biomassen der zentrischen Diatomeen im Zeller See hoch und dominierten das Geschehen in den letzten 10 Jahren. Auch im Fuschlsee, wo frühere erhebliche herbstliche Biomassen von *P. rubescens* vorhanden waren, ist diese Art seit Ende der 1990er-Jahre praktisch bedeutungslos.

Dem widersprechen im Fuschlsee die Biomasseanteile von *Planktothrix* im Winter, welche zwar von Jahr zu Jahr schwanken und Werte zwischen 95 und 1.165 mg m<sup>-3</sup> erreichen, was 30 bis 90 Prozentanteilen entspricht. Sie stammen aus größeren Tiefen, in denen sich eine erhebliche *Planktothrix*-Population den Sommer und Herbst aufhält und die in der Beprobung wegen der räumlich nicht sehr mächtigen, jedoch dichten Algenschicht nicht erfasst wird. Dieses Verhalten konnte u. a. am Plansee im Tiroler Außerfern, der trophiemäßig dem Fuschlsee gleicht, regelmäßig nachgewiesen werden (SCHABER & PFISTER 1988). Die herbstliche Zirkulation hat dann die Population wieder in die Wassersäule eingemischt. Weiters ist hier die Bedeutung von *F. crotonensis* hervorzuheben, welche seit 2000 wieder vereinzelt über 40 % der Algenpopulation stellt. Im Wallersee bilden Cryptomonaden den Hauptbestandteil des winterlichen Phytoplanktons; im Gegensatz dazu hat diese Gruppe in den Trumer Seen bereits seit 1985 maßgeblich an Bedeutung verloren. Vom Wolfgangsee liegen erst seit 2002 regelmäßige Winterwerte vor. Die geringe Datenlage erlaubt hier keine Interpretation eines Trends. Erwähnt werden muss hier vor allem der Winter 2004, in dem *Asterionella formosa* mit über 92 % der Gesamtbioasse (nicht dargestellt), anstelle der sonst anteilstarken zentrischen Diatomeen, dominierte. 2002/03 sowie 2005 wurden hingegen keine erwähnenswerten Anteile gefunden.

Die hier vorgelegten Resultate und Interpretationen der großen Salzburger Seen unterstreichen die Bedeutung und Wichtigkeit langjähriger Beobachtungen. Nur so lassen sich Maßnahmen zur Sanierung der Gewässer ausreichend interpretieren. Zur Beschreibung der Nährstoffentlastung eines Sees kann vor allem die Planktonproduktion bzw. -biomasse herangezogen werden. Im Allgemeinen kommt die Reaktion eines Sees nicht so sehr im Mittelwert der Jahresbiomasse zum Ausdruck, sondern in der internen Dynamik, also der Veränderung der Popu-

lationsstruktur in räumlicher und zeitlicher Hinsicht. Ökosysteme reagieren auf Veränderungen nur langsam (DOKULIL 1993). So ist zu erwarten, dass sich

im Plankton immer noch Sukzessionen und Entwicklungsvorgänge abspielen, die früheren Verhältnisse ähnlich sein können.

### 5.3 Sanierungsmaßnahmen in den Seeinzugsgebieten

In den vorliegenden Fällen wurde vor allem die punktuelle Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet durch den Bau von Kläranlagen, Ringkanalisationen etc. vermindert. In einigen Fällen wurden zusätzliche Sanierungsmaßnahmen am bzw. im See gesetzt (Restriktion der Uferdüngung sowie Wasserstandsregulierung am Wallersee). Im Wallersee wurde im Dezember 1999 der Seespiegel angehoben. Im Einzugsgebiet des Mattsees wurde die Regenwasserkanalisation abgetrennt und damit die Nährstoffein-

träge aus Niederschlägen minimiert. Positiv auf den Nährstoffgehalt des Sees hat sich auch die abwassertechnische Sanierung der Wochenendhäuser niedergeschlagen. Durch diese Maßnahmen verringerte sich auch die Biomasse der Makrophyten im Mattsee und im Obertrumer See. Die erhöhte Sichttiefe führt dazu, dass die Wasserpflanzen in diesen beiden Seen nun größere Tiefen besiedeln und damit mehr Struktur für die Fischfauna bieten.

### 5.4 Zustand der Seen im Jahr 2005

Aufgrund der Langzeitanalysen kann der aktuelle Zustand der diskutierten Seen durchaus deren Referenzzustand zugeschrieben werden.

Im Wallersee lassen der starke Rückgang der TP-Konzentrationen auf unter  $15 \mu\text{g l}^{-1}$  sowie die Abnahme der gesamten Algenbiomasse und die Verbesserung der Sichttiefe den Schluss zu, dass er am Referenzzustand angekommen ist. Diese Interpretation wird durch den Rückgang des Anteils an Cyanobakterien unterstützt. In Frage steht, ob ein relativ flacher Voralpensee wie der Wallersee überhaupt oligotroph werden kann, oder ob der Referenzzustand bereits im mesotrophen Bereich angesiedelt werden kann.

Im Mattsee zeigen die Stabilisierung der Phosphorkonzentrationen auf unter  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  seit dem Jahr 2000 bei gleichzeitigen Algengesamtmengen von  $0,3 \text{ g m}^{-3}$  an, dass der See den Referenzzustand erreicht hat. Auch der Anteil der Cyanobakterien ist auf sehr geringe Werte zurückgegangen. Gleiches gilt für den Obertrumer See, wobei sich hier die TP-Konzentrationen bereits seit 1994 auf um  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  eingependelt haben. Die Cyanobakterien spielen seit 1987 kaum mehr eine Rolle in diesem See. Selbst im Grabensee hat sich seit 1996 die Phosphorkonzentration auf ca.  $20 \mu\text{g l}^{-1}$  verringert. Dies entspricht aufgrund der außerordentlichen Situation des Sees wohl dem Referenzzustand. Die Reduktion der Algengesamtbio- masse auf unter  $1 \text{ g m}^{-3}$  und eine damit verbundene Verdoppelung der Sichttiefen bestätigen diese Vermutung.

Im Fuschlsee liegen die Phosphorkonzentrationen seit 1982 immer unter oder um  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  und weisen seither eine weiter abnehmende Tendenz auf. Die relativ gleich bleibende Algengesamtbio- masse weist darauf hin, dass die Phytoplanktongesellschaft relativ stabil ist und dem Referenzzustand entspricht. Gleichzeitig besteht noch potential zur Reduktion der Cyanobakterien.

Mit TP-Konzentrationen um  $4 \mu\text{g l}^{-1}$  in den vergangenen 9 Jahren befindet sich der Wolfgangsee im Referenzzustand. Die geringen Algenmengen und die sehr niedrigen Anteile an Cyanobakterien unterstützen diese Aussage.

Der Zeller See befand sich offenbar schon zu Beginn der 1980er Jahre in der Nähe des Referenzzustandes. In den vergangenen sieben Jahren kam es zu einer weiteren Verminderung und Stabilisierung der TP-Konzentrationen auf einem Niveau um  $5,5 \mu\text{g l}^{-1}$ . Diese Verringerung ist in der Gesamtbio- masse der Algen nicht zu beobachten. Tatsächlich hat aber der Anteil der Cyanobakterien stark abgenommen, wohingegen Dinophyten wiederum einen höheren Anteil erreicht haben. Trotzdem sollte sich der Zeller See nun im Referenzzustand befinden. Insgesamt kann gesagt werden, dass die alpinen Seen (Fuschlsee, Wolfgangsee und Zeller See) sehr wahrscheinlich ihren Referenzzustand bereits erreicht haben, während bei den Voralpenseen, (Wallersee, Mattsee, Obertrumer See und Grabensee) zumindest in 2 Fällen (Wallersee und Grabensee) vielleicht noch eine weitere Verbesserung zu erwarten sein könnte.

Tab. 2: Zusammenfassende Beurteilung des Zustandes der Salzburger Seen bis 2005, TP und Biomasse im Jahresmittel 2005 über die gesamte Wassersäule.

See	Gesamtphosphor (TP) [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]	Biomasse [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]	Trophie	Zustand
Fuschlsee	4,9	727,0	oligotroph	Referenzzustand
Grabensee	18,3	674,3	mesotroph/schwach eutroph	Nahe am Referenzzustand
Mattsee	9,3	237,6	mesotroph	Referenzzustand
Obertrumer See	11,3	309,8	mesotroph	Referenzzustand
Wallersee	14,0	319,6	schwach mesotroph	Referenzzustand
Wolfgangsee	3,8	254,9	oligotroph	Referenzzustand
Zeller See	5,7	617,2	oligotroph	Referenzzustand

## 6. Zusammenfassung

Aus den Daten der Jahre 1980 bis 2005 und deren Interpretation lassen sich folgende Schlüsse ziehen:

- Die Phosphorkonzentrationen sind im gesamten Untersuchungszeitraum in allen Seen stark zurückgegangen und haben sich seit Anfang 2000 fast überall auf einem Niveau eingependelt, das dem Referenzzustand der einzelnen Seen weitgehend entspricht.
- Die TN:TP-Verhältnisse haben sich zugunsten des Stickstoffes verändert; damit ist in allen Seen Phosphorlimitierung gegeben. Potentiell Stickstoff fixierende Cyanobakterien haben dementsprechend abgenommen.
- Die Sauerstoffverhältnisse über Grund haben sich generell verbessert, hängen aber vereinzelt von den Zirkulationsverhältnissen ab (Zeller See). Nur im Grabensee besteht weiterhin regelmäßig völliger Sauerstoffschwund über Grund, was aber wegen der hydrologischen Bedingungen als Normalzustand betrachtet werden kann.
- Die jährlichen mittleren Gesamtbiomassen des Phytoplanktons haben in den 1980er-Jahren aufgrund der Reduktion der Nährstoffe in allen Seen abgenommen. Gleichzeitig kam es zu strukturellen Veränderungen in der Planktongemeinschaft.

## 7. Literatur

- BUCHMEIER G. (2003): Nährstoffeinträge und ihre Auswirkungen auf den Waginger – Tachingersee: Untersuchungs-jahre 2001/2002. - Wasserwirtschaftsamt Traunstein, 1-18
- DOKULIL M. T. (1993): Long – term response of phytoplankton population dynamics to oligotrophication in Mondsee, Austria. -Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 657 – 661
- DOKULIL M.T., TEUBNER K. (2005): Do phytoplankton communities correctly track trophic changes? An assessment using directly measured and palaeolimnological data. – Freshwat. Biol, 50: 1594 – 1604
- GASSNER H., JAGSCH A., ZICK D., BRUSCHEK G., FREY I. (2002): Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes. - Schriftenreihe des BAW, 15, Wien
- GASSNER H., ZICK D., BRUSCHEK G., FREY I., MAYRHOFER K., JAGSCH A. (2006): Die Wassergüte ausgewählter Seen des oberösterreichischen und steirischen Salzkammergutes 2001-2005. - Schriftenreihe des BAW, 24: 1-139, Wien
- JÄGER P. (1986): Die Nährstoffbilanzen der Vorlandseen. - Stud. Forsch. Salzburg, 2: 477-488
- JÄGER P., JERSABEK C., SCHABER P. (2001, 2013): Phytoplankton und trophische Situation der Salzburger Seen in

- Cyanobakterien sind in allen untersuchten Gewässern mittlerweile unbedeutend, dagegen haben Kleinformen wie zentrischen Diatomeen, Cryptophyceen und fallweise Chrysophyceen an Bedeutung gewonnen.
  - Mit Ausnahme des Fuschlsees stellt *P. rubescens* keinen wesentlichen Anteil an der Phytoplanktonzönose mehr dar.
  - Durch die Reduktion der Nährstoffe haben die Biomassen abgenommen, wodurch sich auch wesentliche Verbesserungen in der Transparenz (Sichttiefe) eingestellt haben.
- Die trophische Situation und damit die Gewässergüte der Salzburger Seen stellen sich daher zusammenfassend wie folgt dar:
- Wallersee schwach mesotroph, Mattsee und Obertrumer See mesotroph, Grabensee mesotroph/schwach eutroph, Fuschlsee, Wolfgangsee und Zeller See oligotroph. Die in der Langzeitbeobachtung abnehmenden Nährstoffkonzentrationen und der Algenbiomassen weisen auf den Erfolg der gesetzten Sanierungsmaßnahmen hin und lassen den Schluss zu, dass die Salzburger Seen weitestgehend ihren Referenzzustand erreicht haben.

- den Jahren 1981 – 1995. – Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz 17
- MUR L., R.O. BEJSDORF (1978): A model of the succession from green to blue – green algae based on light limitation. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 20: 2314-2318
- ÖNORM M 6231(2001): Richtlinie für die ökologische Untersuchung und Bewertung von stehenden Gewässern. - Österreichisches Normungsinstitut, 1-58
- SAS H. (ed.) (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. - Academia Verlag Richarz, St. Augustin, 1-497
- SCHABER P., PFISTER P. (1988): Heiterwanger See und Plansee – Ergebnisse limnologischer Untersuchungen aus 11 Jahren mit besonderer Berücksichtigung der Jahre 1985 bis 1987. – Unpubl. Gutachten im Auftrag des EW Reutte, Abt. f. Limnologie, Univ. Innsbruck, 1-107
- UTERMÖHL H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. - Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38
- WETZEL R.G. (2001): Limnology. – 3., Saunders, Philadelphia

### Zitiervorschlag

KAIBLINGER C., JERSABEK C. D., JÄGER P., SCHABER P. (2006): Phytoplankton und trophische Situation der großen Salzburger Seen in den Jahren 1996-2005.- in: Land Salzburg, Reihe Gewässerschutz, 4: 55-95 (2013)

### Adressen der Autoren:

Dr. Christina Kaiblinger, christina.kaiblinger@oeaw.ac.at  
Mag. Dr. Christian D. JERSABEK, Voggenberg 1, 5101 Bergheim, christian.jersabek@sbg.ac.at  
Hofrat Dr. Paul JÄGER, Brunn 147, 5201 Seekirchen am Wallersee, paul.jaeger@sbg.at  
Dr. Peter SCHABER, Josef-Kainz-Straße 4, 5026 Salzburg, p.schaber@aon.at

# Publikationen des Gewässerschutzes

## Reihe Gewässerschutz

Bereits erschienen:

Band 1 (1999) 2. Auflage (2002)	<b>Salzburger Fischpass-Fibel</b> Erfahrungen zu Bau und Betrieb von Fischaufstiegshilfen im Land Salzburg
Band 2 (2000)	<b>Die Salzburger Fließgewässer</b> Biologische Gewässergüte und ökologische Funktionsfähigkeit 1995–2000
Band 3 (2010)	<b>Parasiten in Salzburger Seen</b> Beiträge zur Parasitologie von Schnecken, Fischen und Wasservögeln. Der Mensch als Fehlwirt.
Band 4 (2013)	<b>Das Phytoplankton der großen Salzburger Seen</b> Trophiezustand Entwicklung 1981 bis 2005
Band 5 (2002) 2. Auflage (2004)	<b>Das Grundwasser in Salzburg</b> Die Güte ausgewählter Brunnen und Quellen 1992–2001 - Fortschreibung bis 2003
Band 6 (2002)	<b>Kommunale Abwasserreinigung in Salzburg</b> Funktion und Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlagen - Biologie der Belebtschlämme - Kosten.
Band 7 (2010)	<b>Limnologie ausgewählter Salzburger Bergseen</b> Limnologische Kenndaten – Fische - Archive der Klimaentwicklung
Band 8 (2000) 2. Auflage (2004)	<b>Leitfaden für Gewässeraufsichtsorgane</b> Stand 2007
Band 9 (2000)	<b>Hydromorphologische Fließgewässeraufnahme von Salzburg 2003</b> Erhebung ökologisch signifikanter hydromorphologischer Belastungen im Sinne der WRRL
Band 11 (2005)	<b>Reinigung von Straßenabwässern</b> Wirksamkeit von Retentionsfilterbecken zur Reinigung von Straßenoberflächenwässern
Band 12 (2007)	<b>Kommunale Abwasserreinigung in Salzburg II</b> Funktion und Reinigungsleistung der kommunalen Kläranlagen Stand 2006 – Der Wirkungsgrad von Fettfängen
Band 13 (2008)	<b>Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg</b> Funktion und Reinigungsleistung – Belebtschlamm und Aufwuchs
Band 14 (2010)	<b>Nacheiszeitliche Entwicklung des Salzburger Gewässernetzes</b> Wiederbesiedlung der Salzburger Gewässer mit Fischen nach der letzten Eiszeit
Band 15 (2012)	<b>Der Salzburger Fliegen-Atlas</b> Auswertung der Ergebnisse der Makrozoobenthosuntersuchungen für Fliegenfischer
Band 18 (2013)	<b>Morphologisch-limnologische Bewertung der Ufer- und Flachwasserzonen der großen Salzburger Seen</b> Bewertungsmethodik und Ergebnisse
Band 20 (2010) 2. Auflage (2014)	<b>Leitfaden Erdwärmesonden (Tiefensonden) – Errichtung und Betrieb</b> Unterlagen zur wasserrechtlichen Einreichung
Band 21 (2014)	<b>Leitfaden Grundwasser-Wärmepumpen</b> Unterlagen zur wasserrechtlichen Einreichung

Die Bände sind gegen einen Unkostenbeitrag beim Amt der Salzburger Landesregierung, Referat Gewässerschutz, Postfach 527, 5010 Salzburg, zu beziehen.

Einige Bände sind unter <https://service.salzburg.gv.at/landversand/landversand.sf> als Download verfügbar.

E-mail: [gewaesserschutz@salzburg.gv.at](mailto:gewaesserschutz@salzburg.gv.at)

Home: <http://www.salzburg.gv.at/gewaesserschutz/>

GEWÄSSERSCHUTZ AKTUELL



*Land Salzburg*

*Für unser Land!*