

Verringerung des Phosphorgehaltes und die Aufrechterhaltung des hygienischen Standards eines Schwimmteichsystems im Öko-Camp bei Eggerding

Univ.-Doz. Dr. Mag. Katrin Teubner

Mag. Judith Ausserbrunner, MSc

Dr. Gerhard Watschinger

28. August 2007



INHALTSVERZEICHNIS

Zusammenfassung

1	EINLEITUNG	3
1.1	Beschreibung der Ausgangssituation	4
1.2	Morphometrische Angaben zum Projektgebiet	4
2	MATERIAL UND METHODEN	7
2.1	Probenahme	8
2.2	Analyse der mikrobiellen Organismengemeinschaft	10
2.2.1	Quantitative und Qualitative Phytoplanktonanalyse am Mikroskop	10
2.2.2	Berechnung der Biomasse	11
2.2.3	Chlorophyll-a – Bestimmung (nach Verfahren DIN 38 412, L 16)	12
2.2.4	Anwendung der EM (effektiven Mikroorganismen)	13
2.3	Bestimmung der Makroalgen	14
2.3.1	Biomasseabschätzung der Makroalgen	14
2.4	Bestimmung des Zooplanktons	15
2.5	Bestimmung der Aufwuchsalgen	15
2.6	Chemische Parameter	17
2.7	Physikalische Parameter	18
3	ERGEBNISSE	19
3.1	Limnologische Charakterisierung	19
3.2	Phytoplanktonzusammensetzung	26
3.2.1	Saisonaler Verlauf der Biovolumina und Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft	28
3.3	Zusammensetzung der Makroalgen- und Aufwuchsalgengemeinschaft in den Retentionsbecken (RB)	37
3.3.1	Semiquantitative Auswertung der Aufwuchsalgen	40
3.4	Semiquantitative Auswertung des Zooplanktons	42
3.5	Abundanzen der heterotrophen Bakterien	42
3.6	Theoretische Aufenthaltszeit	45
4.	DISKUSSION	46
	LITERATUR	50
	DANKSAGUNG	53

Zusammenfassung

Die Untersuchungen zu den EM-behandelten Gewässern der künstlich angelegten Schwimmteichanlage vom „Ökocamp Eggerding“ ergaben, dass die Badegewässer in vielerlei Hinsicht natürlichen mesotrophen bis schwach eutrophen Gewässern ähneln. Die „Effektiven Mikroorganismen“ (EM) wurden wöchentlich in Form einer Zellsuspension über die Retentionsbecken in den Kreislauf der Schwimmteichanlage eingebracht. Nach HIGA und PARR (2007) besteht EM aus einer Mischung aus Mikroorganismen, wobei Milchsäurebakterien und verschiedene Hefepilzen hauptsächliche Bestandteile und photosynthetische Prokaryonten sowie weitere nicht mit Namen im Detail erwähnte Mikroorganismen in Spuren enthalten sein sollen. Die Untersuchungen wurden in einem dreiwöchigen Abstand während der Badesaison Mai bis September 2005 durchgeführt. Sie umfassten physikalisch-chemische und biologische Parameter in zwei Schwimmteichen (5-6 m tief) sowie eine Kaskade von Retentionsbecken. Die Transparenz des Wassers war sehr gut, sodass die euphotische Zone, d.h. die Wasserschicht, in der eine Photosynthese effizient möglich ist, im Durchschnitt 10 m betrug. Theoretisch betrachtet wäre damit sogar bei Schwimmteichbecken mit einer Tiefe von 10 m, eine photosynthetische Sauerstoffbildung noch bis zum Beckenboden möglich. Die hohe Verfügbarkeit von Phosphor, die wir auf die zusätzliche Stimulation der Nährstoffregeneration durch EM neben den im Gewässer natürlich vorkommenden Mikroorganismen zurückführen, äußerte sich u.a. in einem dafür typischen kleinzelligen Phytoplankton im Sommer. Durch die Regeneration von Phosphorkomponenten wurde anscheinend ein relativ hoher Anteil vom gesamten Phosphorpool den Schwebealgen effizient verfügbar, was sich in einem hohen Chlorophyll-a-Gehalt pro Gesamt-Phosphor in der Wassersäule in den Schwimmteichen äußerte. Im Einklang mit der forcierten Regeneration der abgestorbenen Biomasse, ergab sich auch nur wenig Sediment- bzw. Faulschlamm bildung in den Schwimmbecken. Der Phosphorentzug aus der Schwimmteichanlage erfolgte effektiv über das Abernten von fädigen Makroalgen, die gezielt in Retentionsbecken angesiedelt wurden. Wir bewerten daher den Erfolg der Reinhaltung der Schwimmteichanlage in der Kombination von zwei Massnahmen: (1) dem

Einsatz von EM zur Regeneration von organischem Phosphor zu algenverfügbarem Phosphor und (2) der Entnahme dieses regenerierten Phosphors über das Abernten gezielt angelegter Grünalgenmatten in den Retentionsbecken. In den untersuchten Retentionsbecken wurde der Phosphor bevorzugt durch die Fadenalgen und nicht durch Schwebealgen aufgenommen. Diese harmlosen Grünalgenmatten der Retentionsbecken werden von anderen mikrobiellen Aufwuchsalgen besiedelt, wodurch sich wiederum eine erhöhte Reinigungsleistung ergibt. Wir bewerten das regelmäßige Abernten von Makroalgen als den entscheidenden Garanten zur Gewährleistung einer hohen Badewasserqualität in der EM-behandelten Schwimmteichanlage. In anderen Schwimmteichanlagen wird üblicher Weise pflanzliche Biomasse über den Verschnitt von angepflanzten Makrophyten (Wasserpflanzen) vorgenommen. Den Vorteil durch das Abernten der Makroalgen begründen wir damit, dass die Fadenalgen-Biomasse unmittelbar zur Zeit der Belastung und in beliebigen Mengen fortlaufend während der Badesaison geerntet werden kann, wogegen ein Verschnitt der Wasserpflanzen nur im Herbst sinnvoll ist. Eine Referenzmessung zu einer vergleichbaren Schwimmteichanlage ohne EM-Behandlung wurde in dieser Studie nicht durchgeführt. Damit kann hier keine Aussage getroffen werden, wie groß die Reinigungsleistung durch die Behandlung von EM gegenüber einem unbehandelten Schwimmteichsystem ist.

EINLEITUNG

Die von Herrn Felix Hingsamer betriebene Schwimmteichanlage am Öko-Camp in Edenaichet bei Eggerding (OÖ, <http://www.oekocamp.at/folgeseiten/index2.html>) wurde aufgrund unzureichender Wasserqualität von den Behörden vorübergehend geschlossen. Folge dessen werden in diesem Projekt Maßnahmen vorgeschlagen, um die Dimensionierung der Phosphatelimination betreffend der Frischwasserzufuhr und des inneren Wasserkreislaufes (Kaskade) im Schwimmteichsystem, festzustellen, und damit den hygienischen Standard des Systems aufrecht zu erhalten.

Phosphor ist im Allgemeinen als limitierender Nährstoff anzunehmen, da Stickstoff in Form von Nitrat ausreichend, d.h. im Überschuss, vorhanden ist. Daher zielen die Kontrollmaßnahmen des Wachstums der Schwebalgen auf die Reduktion des Phosphors, der bereits in relativ niedrigen Konzentrationen vorliegt. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass mit einer weiteren Phosphatreduktion noch stärker das Wachstum der Schwebalgen gehemmt bzw. verhindert wird. Phosphor gelangt hauptsächlich durch anthropogene Zufuhr in ein Gewässer. Durch die Anwendung von Sanierungsmaßnahmen in Form von phosphorbindenden Organismen kann dieser Eintrag reduziert werden. Trotz verminderter Fracht von außen kann es durch die lange Rückhaltung des Phosphors im Sediment der Schwimmteiche zu einer verzögerten Reaktion bezüglich Phosphoreliminierung kommen.

Im Rahmen des Untersuchungsprogramms von Mai 2006 bis September 2006 wurden sowohl abiotische als auch biotische Parameter herangezogen. Durch die Erstellung eines entsprechenden Messprogramms sollte die Wirksamkeit der effektiven Mikroorganismen (EM) garantiert werden. Zusätzlich wurden die Bedingungen der Phosphorentwicklung anhand verschiedener Fraktionen und der stoichiometrischen Proportionen zu den anderen zwei wesentlichen Makro-Nährelementen, dem Stickstoff und dem Silizium, analysiert. Dadurch sollte die Einhaltung der Schwimmteich-Standards, d.h. eine ausgezeichnete Wasserqualität für die Badegäste, in einen limnologisch-fachlichen Zusammenhang gestellt werden.

1.1 Beschreibung der Ausgangssituation

Da die Frischwasserzufuhr innerhalb des Schwimmteichsystems nur sehr gering ausfiel, erfolgte die Reinigung des Wassers durch den Einsatz von EM und Makroalgen (Faden- und Aufwuchsalgen). Beide Organismengruppen wurden in so genannten Retentionsbecken (RB) gezogen, wobei die EM in regelmäßigen Abständen dort eingebracht wurden. Da die Retentionsbecken sonnenexponiert liegen, vermehrten sich die Fadenalgen auf natürlichem Weg. Die EM liegen in einer Mischung aus Milchsäurebakterien, Hefepilzen und photosynthetischen Prokaryonten vor. Sie gehören zum regenerativen Mikroorganismus-Typus und können bei allen Substanzen Fäulnis verhindern. Diese Mikroorganismen bauen den Klärschlamm ab und machen die Nährstoffe für die Algen verfügbar. Den Retentionsbecken wurde abwechselnd Wasser aus den Schwimmteichen 2 (1), 3 und 4 zugeführt.

Trotz des Einsatzes von EM und Fadenalgen in den Retentionsbecken war eine erhöhte Belastung durch den Nährstoff Phosphor in der Schwimmteichanlage zu erkennen. Diese Situation setzte, besonders in der Badesaison, die Wasserqualität herab.

Ziel des Projektes war es nun, das Vorhandensein von phosphoreliminierenden Algen qualitativ und das der EM quantitativ zu dokumentieren, um die Ursachen für die erhöhte Nährstofffracht zu analysieren und in Folge zu reduzieren. Weiters sollte ein Vergleich zu anderen Makronährstoffen untersucht werden. Durch Erkennen der Präferenzbedingungen für die Phosphorentwicklung sollten Vermeidungsstrategien abgeleitet werden.

1.2 Morphometrische Angaben zum Projektgebiet

Das Schwimmteichsystem befindet sich in der Molassezone des OÖ Alpenvorlandes. Dementsprechend ist der Standort durch eine mächtige Decke Verwitterungslehm und einer besonders guten Schichtung „Ottninger Schlier“ gekennzeichnet. Während der kompakte Schlier (= tonmergelreichste Stufe) eher nur gering durchlässig ist, beschränkt sich die Grundwasserleitung auf Klüfte und Sandlagen.



Abb. 1.2.1 Luftbildaufnahme der gesamten Schwimmteichanlage mit den Teichen T1 bis T4 und Retentionsbecken 1 (RB1) im oberen Teil sowie Retentionsbecken 2 (RB2) im unteren Teil der Schwimmteichanlage (Stand: Juli 2005). In die quantitativen Untersuchungen wurden die Teiche T2 und T3 sowie die Kaskade der Retentionsbecken RB2 (Zulauf und Ablauf) einbezogen, RB1 nur qualitativ beprobt. Detailfotos zu den Teichen 1 und 2 siehe Abb. 1.2.2., zu den Retentionsbecken 1 und 2 Abb. 2.1.1. und 2.2.4.1.

Ein Überblick zur gesamten Schwimmteichanlage wird in Abb. 1.2.1 gezeigt und im Folgenden einschließlich der technischen Daten aus WOHLSCHLAGER & HUMER (2005) vorgestellt. Die Schwimmteichanlage umfasst 3 große Schwimmbiotope (Teich 1 und 2, Teich 3 und Teich 4) mit einer Wasserfläche von insgesamt 7.250 m^2 und einem Gesamtwasservolumen von rund 19.450 m^3 . Zusätzlich sind mehrere Retentionsbecken integriert, wobei insgesamt 7 Retentionsbecken vorhanden sind, die als Kaskaden in zwei Kreisläufen betrieben werden können (siehe Abb. 1.2.1).

Der obere Bereich des Schwimmteichkomplexes umfasst den Teich 1 und 2. Dieses Becken ist zweigeteilt und weist einen Flachbereich auf, der als Kinderschwimmbecken (Teich 1) genutzt wird. Dieser Schwimmteich ist durch einen



Abb. 1.2.2 Teich 1 (= Kinderbecken) und Teich 2 der Schwimmteichanlage.

offenen Zugang mit dem weitläufigeren und tieferen Schwimmbereich des Teiches 2 verbunden. Dieses Biotop hat eine Wasserfläche von rund 2.900 m^2 mit einem Volumen von 7.800 m^3 und einer maximalen Gewässertiefe von 6 m (siehe Abb. 1.2.2). Davon nimmt der Flachwasserbereich mit Tiefen unter $0,5 \text{ m}$ rund 200 m^2 Wasserfläche ein.

Teich 3 ist durch einen, mit Granitblöcken befestigten, Sprungturm gekennzeichnet, hat eine Wasserfläche von 1.000 m^2 und ein Volumen von rund 1.990 m^3 . Die Wassertiefe beträgt ca. 5 m (siehe Abb. 1.2.3). Die beiden Schwimmteiche mit zwei integrierten Retentionsbecken (das geplante 3. Retentionsbecken ist bereits errichtet) befinden sich im oberen Teil der Schwimmteichanlage.

Teich 4 ist der größte Schwimmteich der Anlage (Abb. 1.2.1) mit einer Wasserfläche von rund 3.340 m^2 , einem Volumen von 9.670 m^3 und hat eine maximale Wassertiefe von ca. 7 m . Dieses Biotop liegt in unmittelbarer Nähe zu der



Abb. 1.2.3 Teich 3 der Schwimmteichanlage mit Sprungturm.

Kaskade von fünf Retentionsbecken (RB 2, Abb. 1.2.1. 2.21. und 2.2.4.1. rechts). Die Retentionsbecken innerhalb dieser Kaskade nehmen in der Richtung des Durchflusses an Wassertiefe von einem zum nächsten Becken jeweils zu, wobei im letzten Becken eine Maximaltiefe von 2m erreicht wird. Während der Vegetationsperiode und Badesaison werden alle Teiche und sämtliche Retentionsbecken in einem Kreislauf durchflossen.

Die Retentionsbecken sind, zum Zweck der Wassererneuerung, in einem inneren Kreislauf mit den drei Schwimmteichen eingebunden. Es ist zu erwähnen, dass die Anzahl der Retentionsbecken der oberen und unteren Kette zunehmend vergrößert wird und daher Abb. 1.2.1. dem Stand von Juli 2005 entspricht, alle übrigen Fotos den Untersuchungszeitraum von 2006 dokumentieren.

MATERIAL UND METHODEN

Die Analyse umfasste neben einer repräsentativen Erhebung der EM auch eine detaillierte Phytoplanktonuntersuchung sowie die damit verbundene Chlorophyll-a Analyse. Der Chlorophyll-a Gehalt liefert einen wichtigen Parameter für die Biomasse vom Phytoplankton, und somit ist er für die Bestimmung des Trophiegehaltes von Oberflächengewässern besonders wichtig. Die Struktur der Phytoplanktongemeinschaft wurde qualitativ und quantitativ erfasst, wobei letzteres über mikroskopische Zählung durchgeführt wurde. Weiters wurden das Zooplankton und die Aufwuchsalgen semiquantitativ untersucht. Ergänzend zu den biologischen Parametern wurden chemische Analysen durchgeführt.

Drei wesentliche Faktorenkomplexe wurden dabei analysiert:

1. Zunächst wurde der Biomasse-Anteil der phosphoreliminierenden Faden- u. Aufwuchsalgen in den Retentionsbeckenflächen abgeschätzt, da diese Algen für die Rückhaltung bestimmter Phosphormengen verantwortlich sind.

2. Zusätzlich wurde die Effizienz des Phosphorumsatzes und die daraus resultierende, favorisierte Organismengruppe betreffend der Phosphorakkumulation (Austauschbarkeit von Organismen innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaft) untersucht.

3. Die dritte Aufgabe lag darin herauszufinden, in welchem stoichiometrischen Verhältnis der Phosphor zu den anderen Makronährstoffen (N, Si) vorliegt und welches der genannten drei Nährelemente wachstumslimitierend in den Retentionsbecken und Schwimmteichen wirkt. Weiters soll abgeschätzt werden, welchen Einfluß das Zooplankton auf die Algengemeinschaft hat.

1.3 Probenahme

Die Untersuchungen wurden in einem Beprobungszeitraum von 4 Monaten, von Mitte Mai bis Mitte September im Verlauf einer Badesaison durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden repräsentativ für die Kategorie Schwimmteiche der Teich 2 und Teich 3 ausgewählt und an ihrer jeweils tiefsten Stelle beprobt. Von den beiden Kaskaden der Retentionsbecken wurde die untere Kaskade ausgewählt (RB2 in Abb. 2.1.1). Diese Kaskade besteht aus drei hintereinander liegenden Becken, wobei das erste Becken mit Kies bedeckt ist (Abb. 2.2.1 und 2.2.4.1) und als mechanischer Filter dient. Das zweite Becken (= Zulauf) schließt direkt an den Kiesfilter an. Im zweiten und dritten Becken (= Ablauf) werden die Makroalgen (Faden- und Aufwuchsalgen) gezogen. Die letztgenannten Retentionsbecken übernehmen die Funktion eines biologischen Filters. Nach dem dritten Becken fließt das gereinigte Wasser über ein unterirdisches Rohr, das bei Teich 4 zutage tritt, ab (siehe Abb. 2.1.1. rechtes Bild). Das Retentionsbecken 1 (RB1) im oberen Teil der Schwimmteichanlage wurde nicht zusätzlich regelmäßig quantitativ beprobt, da sich in diesem Becken dieselben Makroalgengruppen befanden wie im Retentionsbecken 2 (RB2). Das Retentionsbecken 1 war nur für die Verteilung der EM relevant, worauf in Kapitel 2.2 Punkt 2.2.4 hingewiesen wird. Sämtliche Probeentnahmestellen wurden in einem 3-wöchigen Rhythmus zwischen 19.05.2006 und 22.09.2006 beprobt.



Abb. 1.4.1. Das linke Bild zeigt die untere Retentionsbeckenkaskade (RB2) mit dem mechanischen Filter in Form eines Kiesbetts im Vordergrund. Dahinter liegt ein zweites Becken gefüllt mit Wasser (=Zulauf), gefolgt von einem weiteren Wasserbecken (=Ablauf). Links von dieser Kaskade liegt der Schwimmteich 4, dessen Damm hier am linken Bildrand zu sehen ist. Das rechte Bild zeigt dieselbe untere Retentionsbeckenkaskade in umgekehrter Blickrichtung, d.h. das Ablauf-Becken dieser Kaskade im Vordergrund.

Für die chemischen Parameter, Phytoplanktonbiomasse- und Abundanzberechnung der EM wurden Schöpfproben aus dem Epilimnion (2 m) der Teiche 2 und 3 und beispielhaft aus dem Retentionsbecken 2 (Zulauf) der unteren Retentionsbeckenkaskade genommen (siehe Abb. 2.1.1). Gleichzeitig wurden je Probeentnahmestelle (Teich 2, Teich 3 und Retentionsbecken 2= Zulauf) die saisonalen Aufwuchsalgen sowie die saisonalen Makroalgen in den Retentionsbecken der unteren Kette (Kaskade) zur Artenbestimmung beprobt. Weiters wurde zweimal während der Untersuchungsperiode die Biomasse der Makroalgen in den Retentionsbecken der unteren Kaskade abgeschätzt. Zusätzlich wurden mit einem 5 l Schöpfer zwei repräsentative Zooplanktonproben aus dem Teich 2 entnommen (Juni und September). Alle Wasserproben wurden in 250 ml Glasflaschen abgefüllt und dementsprechend fixiert. Insgesamt wurden 44 Wasserproben für die Untersuchung der biologischen Parameter entnommen und im Labor analysiert. Die genaue Aufstellung der Details zu den Probenahmen ist der Tab. 7.1. im Anhang zu entnehmen.



Abb. 1.4.1. Probenahme mit Schöpfer.

1.4 Analyse der mikrobiellen Organismengemeinschaft

Eine detaillierte Erfassung der Phytoplanktonstruktur im saisonalen Verlauf sowie die qualitative Bestimmung der EM sind grundlegend für eine Beurteilung der Phosphordimensionierung. Weiters ist eine Erfassung repräsentativer Zooplanktonproben ebenso wesentlich, da dadurch festgestellt werden kann, in wie weit essentielle phosphoreliminierende Phytoplankter limitiert werden. Das Biovolumen wurde mit Bezug auf Einzelzellen bzw. Einzelfäden analysiert, um Relationen zur Zellbiomasse anderer Algengruppen sowie das in allen Algen vorkommende Chlorophyll-a zu ermitteln.

1.4.1 Quantitative und Qualitative Phytoplanktonanalyse am Mikroskop

Für die Bestimmung der Algenbiomasse wurden die Wasserproben mit der dafür vorgesehenen Menge an Lugol'scher Lösung fixiert und anschließend, bis zur Weiterverarbeitung ordnungsgemäß gelagert. Mit der Lugol-Fixierung bleiben Zellstrukturen wie z.B. Pyrenoide, Geißeln und andere, für die Determination wichtige Strukturen, erhalten.

Zur quantitativen Algenbestimmung wurde das Sedimentationsverfahren nach UTERMÖHL (1958) angewendet. Dafür füllte man die Proben mittels einer

Zylindervorrichtung in eine 10ml Zählkammer, welche über Nacht (mindestens 2 Stunden) sedimentierte, damit sämtliche Schwebstoffe und Organismen zu Boden sinken konnten.

Die Bestimmung und Auszählung der Algentaxa basiert maßgeblich auf lichtmikroskopischen Beobachtungen und erfolgte mit einem Umkehrmikroskop der Firma ZEISS. Der Vorteil dieser Sedimentationsmethode liegt darin, dass seltene Algen angereichert werden und somit bei hoher Häufigkeit statistisch abgesichert gezählt werden können.

Bestimmung der Algentaxa

Die Bestimmung der Algentaxa erfolgte nach HUBER-PESTALOZZI, 1983 („Das Phytoplankton des Süßwassers“), Ettl et al., 1986, 1988, 1991 („Süßwasserflora von Mitteleuropa“), GEITLER & PASCHER, 1925 („Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz“) STREBLE & KRAUTER, 2002 („Das Leben im Wassertropfen“), LINNE VON BERG & MELKONIAN („Der Kosmos-Algenführer: Die wichtigsten Süßwasseralgen im Mikroskop“), GÄRTNER et al., 2000 („Süßwasserflora von Mitteleuropa“) und COX, 1996 („Identification of Freshwater Diatoms from Live Material“). Diejenigen autotrophen Organismen, bei denen eine genaue Artbestimmung nicht durchgeführt werden konnte, wurde der Gattungsname mit „spp.“ für mehrere „species“ versehen. Die Zuordnung der einzelnen Algentaxa zu den systematischen Gruppen ist in Tab. 3.1.1. (Ergebnisse) zu finden. Durch die Methode der Ultraschallbadbehandlung können zusätzlich bei kolonialen Algenformen des Pelagials einzelne Zellen sorgfältiger gelöst und damit besser gezählt werden. Weiters können die in den Fadenalgen verfangenen Phytoplanktonformen besser herausgelöst werden. Zur genaueren Bestimmung der Kieselalgen (Diatomeen, insbesondere der Aufwuchsalgen) wurden Dauerpräparate (modifiziert nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT) hergestellt.

1.4.2 Berechnung der Biomasse

Zur Berechnung der Biomasse wurden generell nur jene Algen herangezogen, die am häufigsten und regelmäßig in den Phytoplanktonproben vertreten waren, um die statistische Fehlerquote so gering wie möglich zu halten. Für die Biovolumenberechnung wurden die Individuen vermessen und ihre Zelldimensionen

auf leicht berechenbare, geometrische Körper (WETZEL & LIKENS, 1991). Mit dieser Vereinfachung wurde eine vergleichbare, repräsentative Schätzung der Verdrängungsvolumina unterschiedlicher Zellgestalten gewonnen. Es ist allgemein zulässig, die Dichte der im Wasser frei schwebenden Organismen gleich 1 zu setzen. Die Zellanzahl der einzelnen Arten wurde mit den artspezifischen Volumina multipliziert, alle Werte addiert und das Gesamtvolumen der Algenbiomasse pro Probeentnahmestelle und Datum sowie dominanter Algengruppen dargestellt.

1.4.3 Chlorophyll-a – Bestimmung (nach Verfahren DIN 38 412, L 16)

Laut diesem Verfahren wurden 0,5 – 2 Liter je Phytoplanktonprobe durch einen Glasfaserfilter filtriert, der Filter zerkleinert und danach mit 30 ml heißem Ethanol (78 °C) extrahiert. Nach der Extraktion wurde das abgekühlte Homogenisat zentrifugiert und anschließend die Extinktion des klaren Filtrates bei 665 nm gegen Ethanol gemessen.

1.4.4 Anwendung der EM (effektiven Mikroorganismen)

Die Retentionsbecken wurden vom Schwimmteichanlagenbetreiber, Herrn Hingsamer, einmal wöchentlich mit den EM in flüssiger Form (lebende Zellsuspension) inkubiert. Zu diesem Zweck wurden 10 – 20 l der Lösung auf das erste Retentionsbecken (RB1) oberhalb des Teichs 1 und 2 und auf das etwas abgelegene Kiesbettbecken (beide Retentionsbecken liegen in der oberen Kaskade bzw. Kette) sowie in der unteren Retentionsbeckenkette (RB2) verteilt (siehe Abb. 2.2.4.1). Die erste Anwendung erfolgte im April 2006 und wurde regelmäßig jeweils an einem Sonntagvormittag bis zum Ende der Schwimmteichsaison Ende September fortgesetzt. Dabei konnte mit einem Regulierungsmechanismus entschieden werden, mit welchem Pumpleistungsmodus die Ringkläranlage im großen oder kleineren Kreislauf läuft.



Abb. 1.4.4.1 Verteilung der EM auf das Retentionsbecken (RB1) oberhalb von Teich 1 und 2 (linkes Bild) sowie das Kiesbett der Retentionsbecken RB2 (rechtes Bild).

1.4.4.1 Quantifizierung der EM (effektiven Mikroorganismen)

Die Bakterienproben wurden in einem 3-wöchigen Abstand (30.06.2006 und 21.07.2006) an den o. g. Probeentstellen entnommen. Die Proben wurden in 250ml Glasflaschen gefüllt und mit 5ml Formaldehydlösung fixiert. Bis zur endgültigen Bearbeitung wurden die Proben ordnungsgemäß gelagert, um eine Verfälschung der Daten auszuschließen. Für diese Studie wurde zur Aldehydfixierung 37%iges Formaldehyd verwendet.

Die Verwendung von fluoreszierendem Farbstoff, der sich zur Färbung von Mikroorganismen eignet, sowie die Verwendung eines Epifluoreszenzmikroskop, ist eine häufig angewandte Methode zur Bestimmung von Abundanz und Biomasse planktischer Organismen in der aquatischen Mikrobiologie (HOBBIE et al., 1977). Für diese Studie wurde Acridinorange als Farbstoff verwendet (DALEY & HOBBIE, 1975). Dadurch wurden die Strukturen der Bakterien sichtbar gemacht, nachdem der Fluoreszenzfarbstoff durch bestimmte Wellenlängen des UV – Lichts angeregt wurde.

Zu diesem Zweck wurden zunächst 0,5 ml der Mikroorganismenprobe (EM) der Teiche 2 und 3 mit 0,5 ml sterilem H₂O verdünnt und mit einem Tropfen (0,01 %) Acridinorange-Lösung gefärbt. Nach 5 Minuten wurde die Mischung durch einen schwarz gefärbten Filter mit der Porengröße 0,1 µm (Nuclepore, California, USA),

welcher noch zusätzlich auf einem Cellulose-Nitrat-Filter (Sartorius, 0,2 µm Porengröße, Göttinger, Deutschland) lag, gefiltert (KIRSCHNER & VELIMIROV, 1997). Derselbe Vorgang wurde für die Bakterienproben der unteren Kaskade (Kette) wiederholt. Nur wurde hier 1 ml Wasserprobe mit einem Tropfen des Färbemittels versetzt. Anschließend erfolgte die Analyse der Filter bei einer Vergrößerung von 1250x mit einem LEITZ Diaplan Mikroskop (Deutschland), ausgestattet mit einer HBO 50W Quecksilberlampe (Anregungswellenlänge 450 – 490 nm, KIRSCHNER & VELIMIROV, 1997). Dieses Mikroskop wurde auch für die Ausarbeitung von digitalen Fotoaufnahmen verwendet. Die verdünnten Wasserproben der Teiche 1 und 2 wurden mit dem „Eyefield“ (E= 6,17 µm) 11, 5 erfasst, bei den Bakterienproben der unteren Kette erfolgte die Auswertung mit einem größeren „Eyefield“. Für die Biomassebestimmung wurden bei allen Wasserproben je 15 „Eyefields“ wahllos ausgezählt.

1.5 Bestimmung der Makroalgen

Die Makroalgen (fädige Grünalgen) wurden zur näheren Bestimmung aus den Retentionsbecken entnommen, entsprechend fixiert und mit dem Mikroskop bestimmt. Weiters wurden die Fadenalgen mit Hilfe eines Mikroskops auf ihre Gattung bzw. Art bestimmt und digital fotodokumentiert.

1.5.1 Biomasseabschätzung der Makroalgen

Für diese Untersuchung wurde zunächst die Feuchtmasse der Makroalgen aus den Retentionsbecken der unteren Kaskade abgewogen. Als nächster Schritt wurde die Fläche der Retentionsbecken und die Wassertiefe vermessen um daraus das Wasservolumen der Retentionsbecken zu berechnen. Weiters wurde die Bedeckung der Wasseroberfläche durch die Makroalgen prozentuell abgeschätzt. Diese Abschätzung gilt ausschließlich für die Tage, an denen die Abschätzung erfolgte (21.07.2006 und 22.09.2006), da diese Algenteppiche kontinuierlich abgeerntet werden mussten, um ein bestmögliches Wachstum der Algen ohne Stagnationsphasen zu gewährleisten.

1.6 Bestimmung des Zooplanktons

Die aus 5 m mit einem 5 l Schöpfer Fassungsvermögen genommenen Zooplanktonproben wurden mit 5 ml 37%igem Formaldehyd fixiert und anschließend semiquantitativ analysiert.

1.7 Bestimmung der Aufwuchsalgen

Die Analyse der Aufwuchsalgen wurde ebenfalls semiquantitativ nach der Berechnung von ZELINKA & MARVAN durchgeführt (1961, In: Indikatorliste für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft). Die Formel für die Berechnung lautet:

$$SI = \frac{\sum_{i=1}^n S_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^n G_i H_i}$$

SI.....Saprobienindex (SI_{MA}, SI_{MI}, SI_{VF})
 S_i.....Saprobiewert der Art i (siehe Tabelle 5, In: Indikatorliste für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft)
 G_i.....Indikationsgewicht der Art i
 n.....Anzahl der Arten
 H_i.....Häufigkeitsangabe für die Art i:
 SI_{MA}: Schlüsselzahlen Tabelle 4 (In: Indikatorliste für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft)
 SI_{MI}: Angabe in % der Gesamtfläche von mindestens 10 Präparaten
 SI_{VF}: Faktor 1

Bei dieser Methode wurden die Aufwuchsalgen je Probe nach ihrer Klasse, Gattung und Art bestimmt, einer Häufigkeit von 1 bis 5 (1 = sehr selten [1 – 5 Funde], 5 = sehr häufig [> 100 Funde]) und je nach ermittelter Gattung bzw. Spezies einem Index (S siehe S. 33 – S. 55, In: Indikatorliste für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) zugeordnet. Danach

wurden die vorhandenen Daten (d. h. Häufigkeit, S-Index usw.) jeder Probe in die Berechnungsformel nach ZELINKA & MARVAN (1961) eingesetzt und der errechnete Saprobienindex (SI) bzw. Saprobienwert (S) der unten stehenden Tabelle 2.5.1. zugeordnet. Bei der Häufigkeitserfassung der Makroalgen wurde darauf geachtet, dass die Bestände je nach Deckung (in %) bzw. Lagedicke erfasst wurden. In Anlehnung an die Methodenbeschreibung nach der Indikatorliste für Aufwuchsalgen vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, (Teil 1: Saprobielle Indikation, S. 32) haben wir die Deckung bzw. Lagedicke danach bestimmt, wie dicht das Gewässer mit der jeweiligen Makroalge bedeckt war (z. B. unter 5% Deckung bzw. Lagedicke ca. 1mm wurde die Ziffer I zugeordnet; bis zu 50% Deckung, Lagedicke ca. 1cm= II und > 50% Deckung, Lagedicke > 1cm= III).

Berechnung der Indexwerte nach den RICHTLINIEN vom BMLF (1990, In: Indikatorliste für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft) wurde eine etwas abweichende Abgrenzung der Wertkategorien ermittelt, die auf mehrfacher Testung von Aufnahmen aus allen Wassergüteklassen basiert.

Tab. 1.7.1 Bewertung der Reaktionstypen der Arten nach Saprobienwerten und mögliche Analogie zu Wassergüteklassen (BMLF, 1990):

	S	
Abwasservermeider	< 1,3	Güteklasse I und besser (keine oder sehr geringe Verunreinigung)
Abwassertolerante schwach	1,4 – 1,7	Güteklasse I – II (geringe Verunreinigung)
Mäßig bis stark	1,8 – 2,1	Güteklasse II (mäßige Verunreinigung)
Abwasserverwerter Saprophile	2,2 – 2,5	Güteklasse II – III (mäßige bis starke Verunreinigung)
Saprobionten	2,6 – 3,0	Güteklasse III (starke Verunreinigung)
	3,1 – 3,4	Güteklasse III – IV (starke bis sehr starke Verunreinigung)
	> 3,5	Güteklasse IV (sehr starke Verunreinigung)

Eine weitere Einstufung der biologischen Gewässergüte der Gewässer der Schwimmteichanlage wurde entsprechend einer vierstufigen Trophie-Skala von stehenden Gewässern vorgenommen, wie sie im Gewässerschutzbericht 2002 vom BMLFUW festgelegt wurde (siehe Tab. 2.5.2.). Diese Trophiestufen sind durch Grenzwerte betreffend des Nährstoffgehaltes (Gesamtphosphor - Konzentration), der produzierten Algenmenge (anhand der Chlorophyll-a - Konzentration gemessen) sowie durch die jeweilige Sichttiefe charakterisiert.

Tab. 1.7.2 Trophiestufen aus dem Gewässerschutzbericht 2002 vom BMLFUW (www.lebensministerium.at/wasser/wasserrahmenrichtlinie [Abfragedatum: 19.01.07]):

Parameter	Einheit	Trophiegrad			
		oligotroph	mesotroph	eutroph	hyertroph
Sommerliche Sichttiefe	[m]	> 6	2 - 5	0,5 – 1,5	< 0,5
Gesamtphosphor	[mg/m ³]	< 13	< 40	< 100	> 100
	[µmol /L]	< 0,42	< 1,29	< 3,23	>3,23
Chlorophyll-a	[mg/m ³]	< 3	3 - 8	7- 30	> 40

1.8 Chemische Parameter

Für die in Tabelle 2.6.1 aufgeführten chemischen Parameter wurden in beiden beprobten Teichen jeweils für das Epilimnion (2 m) und Hypolimnion (5 m) sowie in den beiden wasserführenden Retentionsteilbecken der unteren Kaskade (RB2, Zu- und Ablauf) Wasserproben entnommen und entsprechend der DIN Norm oder EN ISO analysiert. Die angewendeten Analysemethoden und die Mengenangabe der filtrierten Proben sind in Tabelle 2.6.1. je Parameter zusammen gestellt.

Tab. 1.8.1 Aufstellung der chemischen Parameter mit dazugehöriger Methode:

Chemischer Parameter	Probe/Filtrat	Methode
TP gesamt	unfiltriert	EN ISO 11885
o-PO43- P-Filtrat	0,45 µ Filtrat	DIN 38405 D11-1

NH4-N	0,45 µ Filtrat	EN ISO11732
NO2-N	0,45 µ Filtrat	DIN EN 26777
NO3-N	0,45 µ Filtrat	DIN ENISO 10304-2
TN (Gesamt-N)	unfiltriert	SOP Umweltinstitut synlab
DON (gel. org. N)	0,45 µ Filtrat	DIN EN 12260
SRSi	0,45 µ Filtrat	EN ISO 11885

1.9 Physikalische Parameter

Die physikalischen Parameter wurden nur für die Teiche ermittelt. Neben der Sichttiefe wurden für das Epi- und Hypolimnion jeweils die Temperatur, der pH-Wert, die Leitfähigkeit- sowie die Lichtintensität gemessen. Diese Parameter wurden in 2 und 5 m Tiefe nach entsprechender DIN Norm gemessen (siehe Tab. 2.7.1.). Die Ermittlung der Sichttiefe und damit der Transparenz des Wasserkörpers in den Teichen erfolgte mit einer Secchi-Scheibe. Dabei handelte es sich um eine kreisrunde Blechscheibe mit 30 cm Durchmesser. Auf der Rückseite, unter dem Mittelpunkt, wurde ein Gewicht befestigt, damit die Scheibe mit Hilfe einer markierten Leine ins gewünschte Gewässer abgesenkt werden konnte. Sobald von der Scheibe nur mehr ihre Umrisse erkennbar waren, wurde an der markierten Leine die Tiefe abgelesen und als "Sichttiefe" oder "Secchi-Tiefe" registriert.

Tab. 1.9.1 Aufstellung der physikalischen Parameter mit der dazugehörigen Methode:

Physikalische Parameter	Gerät	Methode
Sichttiefe	Secchi-Scheibe	
Temp.-Profil	Grabner Instruments Hydrolog 2000	DIN 38404-T4
pH- Profil	Grabner Instruments Hydrolog 2000	DIN 38404-T5
Leitf.-Profil	Grabner Instruments Hydrolog 2000	DIN 38404-T8
Licht- Profil	Grabner Instruments Hydrolog 2000	Differenz Lichteinfall über und unter Wasser

ERGEBNISSE

Die limnologische Beschreibung charakterisiert die gewässerspezifischen Rahmenbedingungen für die Organismengemeinschaften in der Schwimmteichanlage. Die quantitative Abschätzung der Phyto-, Zooplankton und Bakterien- und EM-Organismen bilden die Grundlage für die Dokumentation der Zusammensetzung der Mikroorganismengemeinschaft der Freiwasserzone sowie der Algengemeinschaft im Uferbereich (Phytobenthos) der Teiche und Retentionsbecken. Weiters beinhalten die Ergebnisse die Zusammensetzung und Biomasseabschätzung der Fadenalgen (Makroalgen) sowie die Abschätzung in wie weit die Phosphorakkumulation durch diese Algen bewirkt wurde.

1.10 Limnologische Charakterisierung

Nach den Eigenschaften des Wasserkörpers lassen sich die untersuchten Teiche der Schwimmteichanlage als Klarwasserseen charakterisieren. Entsprechend dem geogenen Hintergrund wurde eine relativ niedrige Leitfähigkeit (Mittelwert: $150\mu\text{S cm}^{-2}$) und ein für diesen Gewässertyp typischer pH-Wert (Mittelwert: 9) gemessen. Weiters treten diesem Gewässertyp folgend in den Schwimmteichen nur relativ geringen Konzentrationen an gelösten Huminstoffen auf. Diese würden bei hohen Konzentrationen, wie es für Moorseen charakteristisch wäre, das Wasser intensiv gelb bis braun färben. Da die Wasserkörper der Schwimmteiche relativ klein sind, erwärmen sie sich sehr rasch mit der Zunahme der Lufttemperatur im Frühjahr. So konnte bereits bei der ersten Probenahme im Mai in den oberflächennahen Wasserschichten eine relativ hohe Temperatur von 23°C gemessen werden. Während der Probenahmen wurden maximale Temperaturen von 24°C am 21.7. gemessen, die niedrigsten von 17°C Mitte September. Die Temperaturdifferenz zwischen der oberflächennahen Wasserschicht (Epilimnion) und der Tiefenwasserschicht (Hypolimnion) war im Verlaufe der Probenahmen nie sehr ausgeprägt und erreichte mit $0,5^{\circ}\text{C}$ am 11. August den größten Wert. Aus dieser relativ geringen Temperaturdifferenz ist ersichtlich, dass sich im Sommer in den Schwimmteichen 2 und 3 mit einer maximalen Beckentiefe von 5-6 m nur eine relativ kurzfristige und damit instabile thermische Schichtung aufbauen konnte.

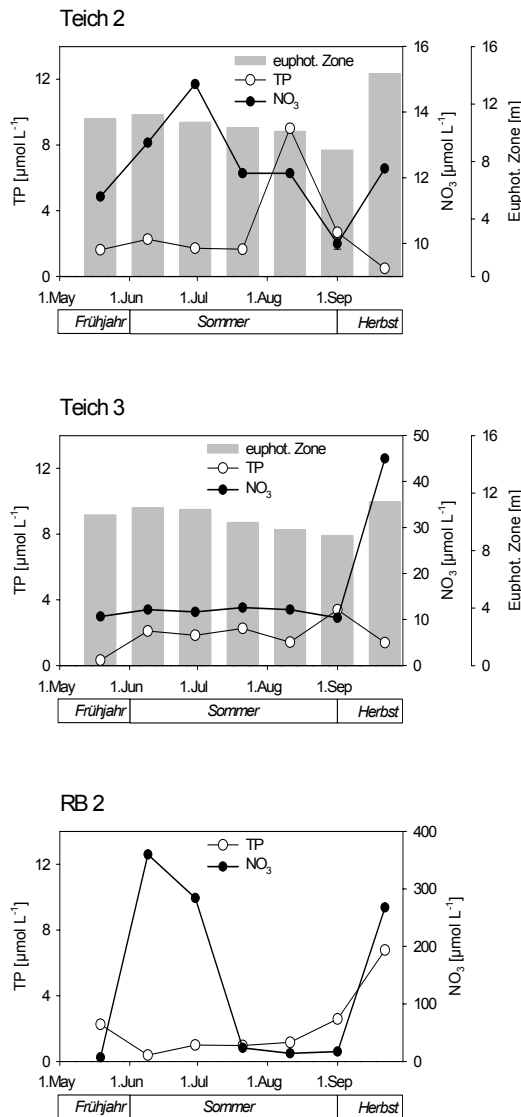


Abb. 3.1.1 Jahreszeitliche Dynamik von drei Schlüsselparametern in Teich 2, 3 und dem Retentionsbecken (RB2): Konzentrationen vom Gesamtphosphor (TP) und Nitrat (NO₃) sowie das Ausmaß der euphotische Zone (euphot. Zone) als oberflächennahe Wasserschicht, wo der Aufbau von Stoffen (Photosynthese durch Algen) gegenüber dem Abbau von Stoffen (Respiration) überwiegt.

Im Gegensatz zu anderen geschichteten Seen kommt es in den Schwimmteichen zu keiner strengen Kompartimentierung zwischen Oberfläche und Tiefe. Infolgedessen kam es in den Schwimmteichen auch nur zu einer relativ geringfügigen Anreicherung von Nährstoffen in den Tiefenschichten während der sommerlichen Schichtung. So waren die Konzentrationen im Tiefenwasser für den Gesamtphosphor (TP) maximal um das 1,3-fache höher als im Epilimnion. Entsprechend wurden auch um das 1,35-fache höhere Werte für das gelöste Silikat (SRSi) im Tiefenwasser gemessen, wogegen die Tiefenwasserkonzentrationen vom Nitrat mit einem 1,05-fach höheren Wert in etwa der Konzentration des Oberflächenwassers entsprach.

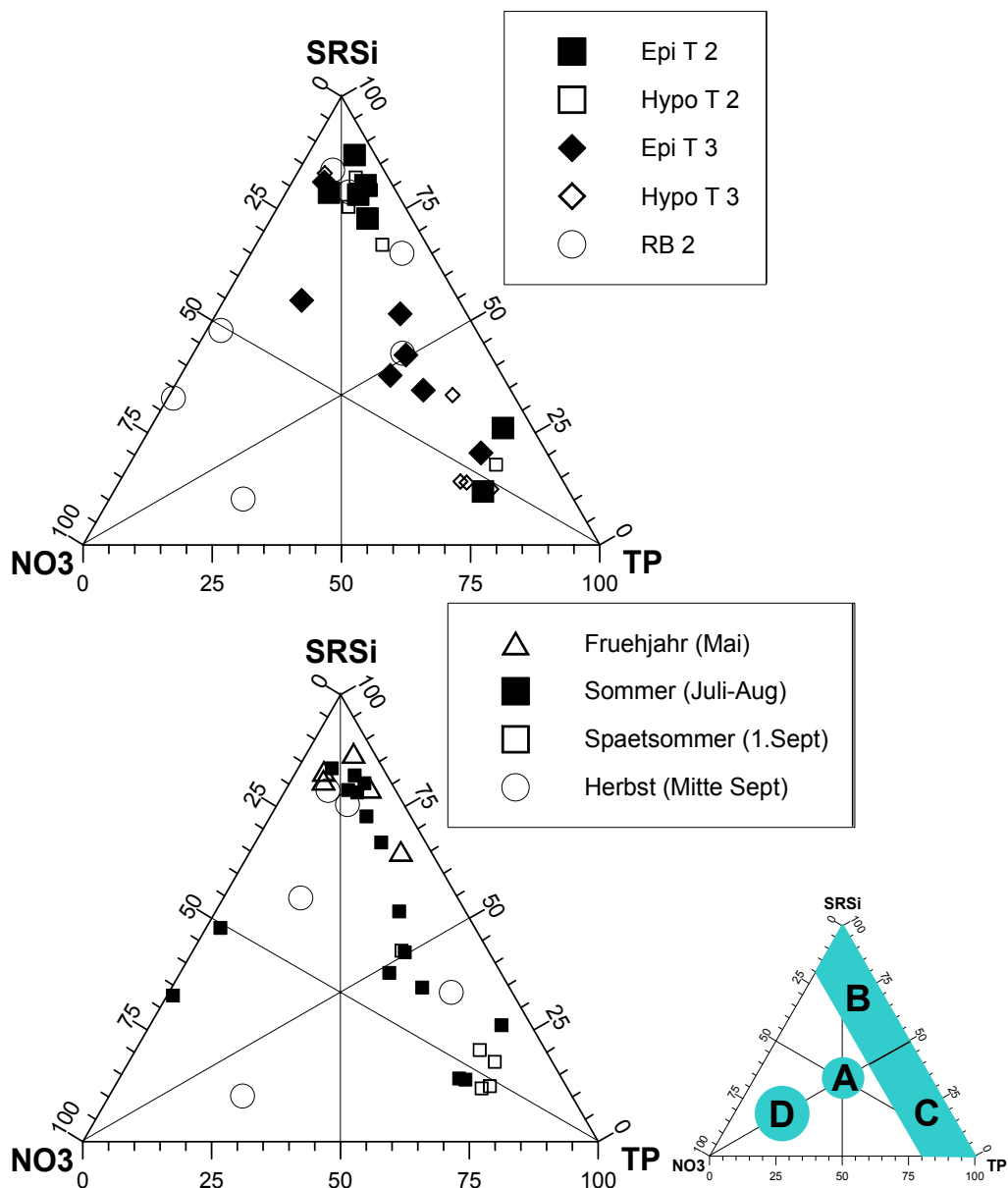


Abb. 3.1.2 Relationen zwischen drei Nährstoffkomponenten: Nitrat (NO₃), Gesamtphosphor (TP) und Silikat (SRSi). Die Bildpunkte in den beiden grossen Dreiecken sind dieselben, nur sie oben entsprechend der Probenahmestelle (Epilimnion und Hypolimnion vom Teich 2 und 3, und dem Retentionsbecken) und unten entsprechend der Jahreszeit (unteres linke Dreieck) markiert. Das untere rechte Dreieck dient als Ableseschema zur einfachen Beschreibung. Erklärung siehe Text.

Neben der Temperatur und den damit bedingten Schichtungseigenschaften, spielt auch das Licht eine wesentliche Rolle für das Wachstum der Algen im Gewässer.

Durch gelöste Stoffe und Partikel wie anorganische Flocken, Bakterien, Algen und Zooplankton, nimmt die Lichtintensität mit der Tiefe im Gewässer exponentiell ab. Aus den gemessenen Unterwasserlichtprofilen je Probenahme wurde die sogenannte euphotische Zone berechnet. Die euphotische Zone ist allgemein diejenige Wasserschicht, in der genügend viel Licht dem Algenwachstum zur Verfügung steht, d.h. über die Photosynthese aus den gelösten Nährstoffen organische Biomasse aufgebaut werden kann. Daher sind in der euphotischen Zone photosynthetische Aufbauprozesse gegenüber respiratorischen Abbauprozessen von Bedeutung. An der Grenze zwischen euphotischer und aphotischer Zone ist die Summe aller Auf- und Abbauprozesse gleich Null. In Schichten unter der euphotischen Zone ist keine effiziente Photosynthese mehr möglich, sodass Prozesse des Abbaus von Biomasse vorherrschen. Abb. 3.1.1 zeigt, dass die euphotische Zone in den Teichen 2 und 3 mit ca. 10 m eingeschätzt werden kann (maximal 14 m). Damit übersteigt die Wasserschicht, über die Photosynthese effizient ablaufen könnte, theoretisch den Wert gegenüber der eigentlichen Wassertiefe von 5-6 m. Oder anders gesagt: Selbst wenn die Wasserbecken doppelt so tief gebaut wären, ist die Transparenz des Wassers so gut, dass auch dann noch bis zum Beckengrund Photosynthese möglich wäre. Die durchschnittliche Sichttiefe betrug in beiden Becken 3,1 m, im Sommer 2,8-2,9 m. Damit lassen sich unter dem Aspekt der Sichttiefe die Schwimmteiche als mesotroph einstufen (siehe Tabelle 2.5.2).

Abb. 3.1.1 zeigt weiters die Jahresdynamik für den Gesamtphosphor (TP) und das Nitrat für die Teiche 2 und 3 sowie das Retentionsbecken (Ablauf). Der Anteil an gelöstem, unmittelbar verfügbarem Phosphat am gesamten Phosphor beträgt für Teich 2 69%, für Teich 3 67% und das Retentionsbecken 53%. Da limnologische Untersuchungen gezeigt haben, dass innerhalb des Phosphor-Pools Komponenten innerhalb von Minuten bis Stunden umgebaut werden können, und damit der Gesamt-Pool ein ausgewogeneres Bild der Nährstoffsituation zeigt, wurde in Abb. 3.1.1 TP dargestellt. Für den Stickstoff hingegen sind längere Zeiten des Umbaus gegeben, sodass es hier sinnvoll ist, direkt die Fraktion zu zeigen, die unmittelbar für die Algen zur Aufnahme als Nährstoff verfügbar ist. Der Vergleich der TP-Konzentrationen an allen drei Standorten zeigt, dass die Konzentrationen vergleichbar sind, wohingegen sich große Unterschiede bezüglich des Stickstoffs

ergeben. Die höchsten Fluktuationen ergaben sich im Retentionsbecken, die geringsten saisonalen Unterschiede in Teich 2.

Beziehung zw. Gesamtphosphor und Chlorophyll-a

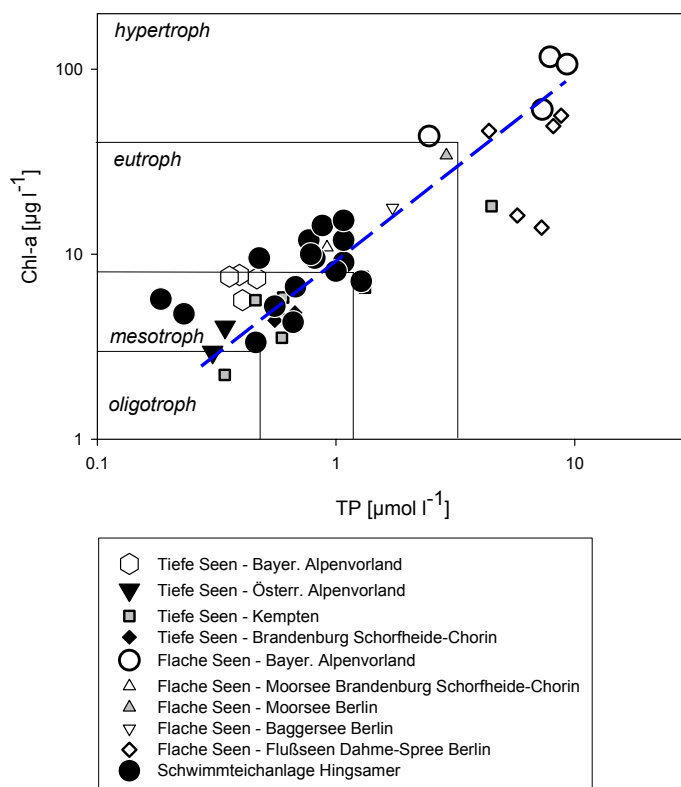


Abb. 3.1.3 Einschätzung der Nährstoffsituation der Schwimmteichanlage hinsichtlich der Relation zwischen dem Gesamtphosphor (TP) und dem Chlorophyll-a-Gehalt der planktischen Algen (Chl-a) im Vergleich mit natürlichen Gewässern (Trophieabgrenzung nach Tabelle 2.5.2; Daten aus TEUBNER 1996, TEUBNER et al. 2004). Die gestrichelt Linie zeigt den mittleren Trend der TP-Chl-a-Relation über alle Gewässer an.

Eine ähnliche Aussage, wenn auch unter einem anderen Gesichtspunkt, lässt sich aus der Abb. 3.1.2 ableiten. Da für den Aufbau von Phytoplanktonbiomasse, insbesondere wenn Kieselalgen im Plankton vorhanden sind, Phosphor, Stickstoff und Silizium zugleich wichtig sind, sind in den Dreiecksgrafiken die Proportionen zwischen diesen drei Nährelementen dargestellt. Im oberen und unteren großen Dreieck sind jeweils dieselben Datenpunkte für die Teiche 2-3 und das Retentionsbecken eingezeichnet. Dabei wird im oberen Dreieck nur nach den

unterschiedlichen Proben und im unteren nach den verschiedenen Jahreszeiten markiert. Die schematische Abbildung mit dem kleinen Dreieck (Schema) rechts soll als Wegweiser fungieren und das Lesen der beiden Dreiecke erleichtern. Dieses Schema kann somit für die beiden großen Dreiecke angewendet werden. Der Mittelpunkt der drei Linien (siehe A in Schema) zeigt theoretisch das optimale Verhältnis zwischen den drei Nährelementen an ($N:P:Si=16:1:17$). Da die Punkte für die Schwimmteichuntersuchung nicht in diesen Bereich fallen, kann abgeleitet werden, dass zu keiner Jahreszeit, weder im Epilimnion noch Hypolimnion, die drei Nährelemente in optimalen Proportionen für das Algenwachstum vorliegen. Prinzipiell widerspiegelt sich relativer Überschuss an Silizium für Punkte auf der Fläche B, ein relativer Überschuss an Phosphor für Punkte auf der Fläche C und relativ viel Stickstoff auf der Fläche D. Es zeigt sich nunmehr, dass ausschließlich Proben aus dem Retentionsbecken und auch nur im Sommer bzw. Herbst überproportional Konzentrationen an Nitrat aufweisen. Bedenkt man nun, dass der Stickstoff niemals allein eingetragen werden kann, sondern immer auch von gewissen Phosphorkonzentrationen begleitet wird, wird offensichtlich, dass in dem Retentionsbecken sehr effizient der Phosphor eliminiert worden sein muss. Dieses Ergebnis ist plausibel, trägt man dem massiven Biomasseaufbau durch Makroalgen in den Retentionsbecken Rechnung (siehe Kapitel 3.3). Betrachtet man die übrigen Proben in den Dreiecken fällt auf, dass die entsprechenden Punkte parallel der SRSi-TP-Achse auf den markierten Flächen A und B liegen. Diese parallele Anordnung zeigt an, dass die Nitratkonzentrationen relativ konstant bleiben, wogegen die Relation zwischen Si und TP je Standort und Jahreszeit stark variiert. So zeigt sich, dass nur im Frühjahr im Epi- und Hypolimnion genügend Silizium für das Algenwachstum vorhanden ist und die kritischen Momente einer starken Phosphorbelastung nicht in den Retentionsbecken, sondern in den hoch- und spätsommerlichen Proben aus Teich 2 und 3 liegen.

In Ergänzung zu den beiden vorherigen Nährstoffgrafiken zeigt die Abb. 3.1.3 die Beziehung zwischen dem Phosphor als Nährstoffgrundlage und dem Chlorophyll-a-Gehalt als Menge an Algen in einer Gewässerprobe. Neben dem Vergleich zu anderen Gewässern wird zugleich eine Einstufung der Trophie nach Tabelle 3.3.1.1 gegeben. Die Schwimmteiche können hier als mesotroph bis eutroph bewertet werden, was im Einklang mit der Bioindikation durch Algenarten steht. Allerdings kann solch klares Bild einer mesotrophen Charakteristik, wie sie nach dem Kriterium

der Sichttiefe gegeben war, hier nicht bestätigt werden. Auffällig ist, dass eine Reihe von Probenahmepunkten zur Chla-Achse linksseitig der Trendlinie über alle Gewässer liegen. Dies zeigt an, dass in den Schwimmteichen relativ viel Phosphor in den Algen eingebaut wird, d.h. ein überdurchschnittlich hoher Anteil vom Phosphor für die Algen zur Aufnahme verfügbar vorlag. Eine vergleichbare Relation ergibt sich in natürlichen Gewässern in den mesotrophen alpinen Seen, nur dass dort die Mobilisierung der Nährstoffe über das natürliche Nahrungsnetz fungiert. Bei den Schwimmteichen wurde die Mobilisierung ohne Zweifel durch die Zugabe von EM forciert. Von der Morphometrie mit den Schwimmteichen vergleichbare flache Seen weisen hingegen häufig höhere Nährstoffbelastungen auf. Sie sind meist dadurch gekennzeichnet, dass die hohen TP-Konzentrationen nicht mehr proportional in die Algenbiomasse eingebaut werden, sondern in Form von organisch gelösten Komponenten in der Wassersäule verbleiben (siehe beispielsweise relativ viel TP bei relativ wenig Algen für flache Seen Dahme-Spree).

1.11 Phytoplanktonzusammensetzung

Ingesamt wurden im Untersuchungszeitraum 67 Algentaxa nachgewiesen (siehe Tab. 3.2.1.). Die Liste der analysierten Phytoplanktonarten beinhaltet neben den planktischen Formen auch die Aufwuchsalgen und Makroalgen (fädige Grünalgen). Zur Unterstützung wurde eine digitale Fotodokumentation angefertigt. Sie umfasst primär Fotoaufnahmen zu Fadenalgen (Makroalgen) sowie die an ihnen haftenden Aufwuchsalgen. Die Fotoaufnahmen sind in Abb. 3.3.1. und Abb. 3.3.2. im Kapitel 3.3. „Zusammensetzung der Makroalgen- und Aufwuchsalgengemeinschaft in den Retentionsbecken (RB)“ zu finden.

Tab. 3.2.1 Liste der nachgewiesenen Phytoplanktonarten und ihrer systematischen Zuordnung:

Art	Systematische Kategorie
<i>Achanthes minutissima</i> KÜTZING	Bacillariophyceae
<i>Amphora</i> sp.	Bacillariophyceae
<i>Anabaena planctonica</i> BRUNNTHALER	Cyanobacteria

<i>Ankistrodesmus bibraianus</i> (REINSCH) KORŠ.	Chlorophyta
<i>Asterionella formosa</i> HASSALL	Bacillariophyceae
<i>Aulacoseira granulata</i> (EHRENBERG) SIMONSEN	Bacillariophyceae
<i>Aulacoseira islandica</i> (O. MÜLLER) SIMONSEN	Bacillariophyceae
<i>Botryococcus braunii</i> KÜTZING	Chlorophyta
<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. MÜLLER) DUJARDIN	Dinophyceae
<i>Chlorella</i> sp.	Chlorophyta
<i>Chroococcus turgidus</i> (KÜTZING) NÄGELI	Cyanobacteria
<i>Cladophora</i> sp.	Chlorophyta
<i>Cocconeis placentula</i> EHRENBERG	Bacillariophyceae
<i>Coelastrum microporum</i> NÄGELI	Chlorophyta
<i>Coenochloris</i> sp.	Chlorophyta
<i>Cosmarium depressum</i> (NÄG.) LUND.	Chlorophyta
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (NÄGELI) KOMAREK	Chlorophyta
<i>Cryptomonas marssonii</i> SKUJA	Cryptophyceae
<i>Cryptomonas ovata</i> EHRENBERG	Cryptophyceae
<i>Cyclotella glomerata</i> BACHMANN	Bacillariophyceae
<i>Cyclotella meneghiniana</i> KÜTZING	Bacillariophyceae
<i>Cyclotella ocellata</i> PANTOCSEK	Bacillariophyceae
<i>Cyclotella planctonica</i> BRUNNTHALER	Bacillariophyceae
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	Bacillariophyceae
<i>Cymbella silesiaca</i> (BLEISCH)	Bacillariophyceae
<i>Diatoma vulgare</i> BORY	Bacillariophyceae
<i>Dictyosphaerium botrytella</i> KOM. & PERM.	Chlorophyta
<i>Dinobryon divergens</i> IMHOF	Chrysophyceae
<i>Elakatothrix lacustris</i> WILLE	Chlorophyta
<i>Euglena</i> sp.	Euglenophyceae
<i>Fagilaria construens</i> (EHRENBERG) HUSTEDT	Bacillariophyceae
<i>Fragilaria crotonensis</i> KITTON	Bacillariophyceae
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT	Bacillariophyceae
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i> KRAMMER & LANGE-BERTALOT	Bacillariophyceae
<i>Gomphonema olivaceum</i> (HORNEMANN) BREBISSON	Bacillariophyceae
<i>Gymnodinium helveticum</i> PENARD	Dinophyceae
<i>Gymnodinium</i> sp.	Dinophyceae
<i>Melosira varians</i> AGARDH	Bacillariophyceae
<i>Merismopedia elegans</i> A. BRAUN	Cyanobacteria
<i>Microcystis aeruginosa</i> (KÜTZING) KÜTZING	Cyanobacteria
<i>Microcystis flos-aque</i> KÜTZING	Cyanobacteria
<i>Monoraphidium griffithii</i> (BERK.) KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ	Chlorophyta

<i>Navicula cryptocephala</i> LANGE-BERTALOT	Bacillariophyceae
<i>Navicula minima</i> GRUNOW	Bacillariophyceae
<i>Nitzschia acicularis</i> (KÜTZING) W. SMITH	Bacillariophyceae
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW	Bacillariophyceae
<i>Nitzschia linearis</i> (AGARDH ex W. SMITH) W. SMITH	Bacillariophyceae
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (EHRENBERG) W. SMITH	Bacillariophyceae
<i>Nitzschia</i> sp.	Bacillariophyceae
<i>Nitzschia vermicularis</i> (KÜTZING) HANTZSCH	Bacillariophyceae
<i>Oocystis borgei</i> SNOW	Chlorophyta
<i>Oocystis</i> sp.	Chlorophyta
<i>Pediastrum boryanum</i> (TURP.) MENEGHINI	Chlorophyta
<i>Pediastrum duplex</i> MEYEN	Chlorophyta
<i>Peridinium</i> sp.	Dinophyceae
<i>Rhodomonas minuta</i> SKUJA	Cryptophyceae
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (AGARDH) LANGE-BERTALOT	Bacillariophyceae
<i>Scenedesmus acutus</i> MEYEN	Chlorophyta
<i>Scenedesmus ecornis</i> (EHRENBERG) CHODAT	Chlorophyta
<i>Scenedesmus linearis</i> KOMAREK	Chlorophyta
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. RICHT	Chlorophyta
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (TURP.) BREBISSON	Chlorophyta
<i>Scenedesmus</i> sp.	Chlorophyta
<i>Spirogyra</i> sp.	Chlorophyta
<i>Tabellaria fenestrata</i> (LYNGBYE) KÜTZING	Bacillariophyceae
<i>Tetraedron minimum</i> (A. BRAUN) HANSGIRG	Chlorophyta
<i>Zygnema</i> sp.	Chlorophyta

1.11.1 Saisonaler Verlauf der Biovolumina und Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft

Die saisonale Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaft der drei untersuchten Gewässer (Teich 2, 3, RB2-Zulauf) entsprach der, typischen Entwicklung stehender Gewässer. In Übereinstimmung mit natürlichen Gewässern trat in den Teichen der Schwimmteichanlage im Juli und August das sommerliche Biomassemaximum der Algen auf. Dabei wurden die höchsten Werte für den 11.08.06, mit $3,13 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ für Teich 2, $2,02 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ für Teich 3 und sogar $4,43 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ für das Retentionsbecken 2 (Zulauf) der unter Retentionsbeckenkaskade, gemessen. Die Chlorophyll-a - Konzentrationen variierten in diesem Zeitraum zwischen $7 \mu\text{g l}^{-1}$

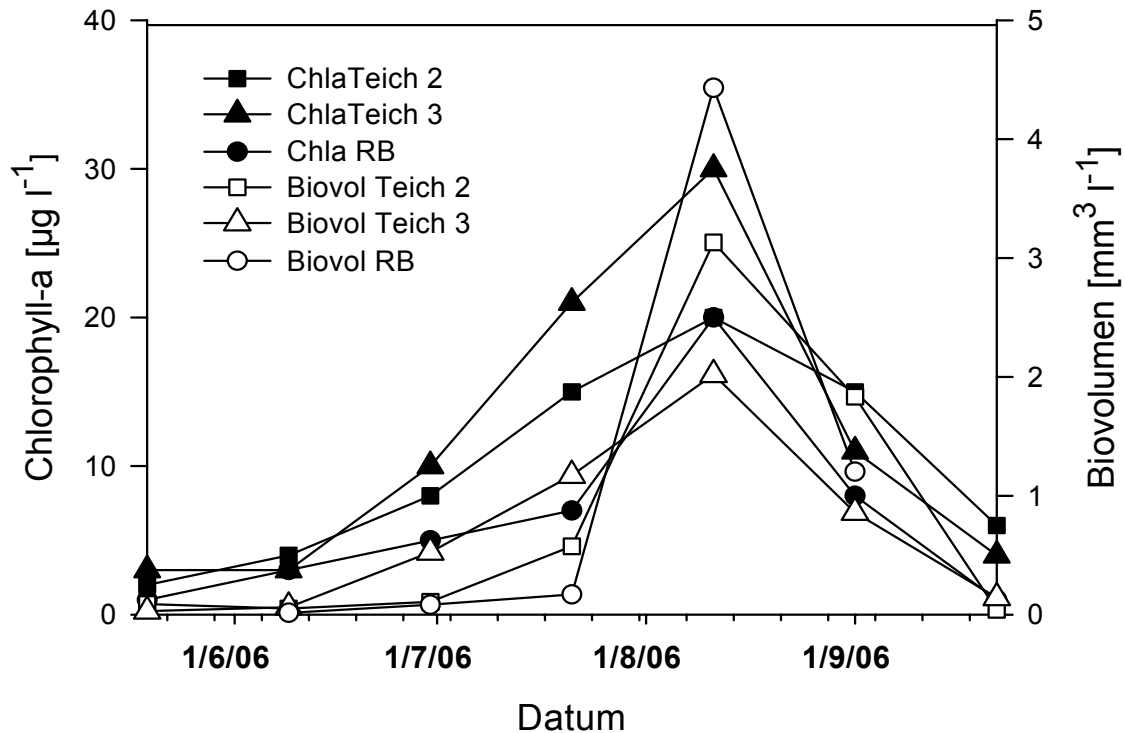


Abb. 3.2.1.1 Saisonaler Verlauf des Chlorophyll-a Gehaltes [$\mu\text{g l}^{-1}$] und Biovolumens [$\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$] in den beiden Teichen (Teich 2 und 3) sowie im Zulauf des Retentionsbeckens 2 (RB2).

und $30 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Chlorophyll-a - Konzentrationen korrelieren weitgehend mit den Werten der Biovolumina und lassen einen signifikanten Zusammenhang erkennen.

Die Dynamik des Phytoplanktonbiovolumens zeigte an allen drei Untersuchungsstellen eine weitgehend ähnliche Struktur. Ausschlaggebend für diese Entwicklung war nicht nur die Wetterlage und damit verbundene Frequentierung der Schwimmteichanlage durch die Badegäste, sondern auch die Inbetriebnahme der Pumpanlage (mit ca. Ende Juli) sowie die fortlaufende Inkubation mit den effektiven Mikroorganismen.

Zu Beginn der Probenahme im Mai (19.05.06) und Juni (09.06.06) wurden generell sehr niedrige Biovolumina festgestellt. Die Werte für Teich 2 lagen bei $0,09 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Mai) und $0,05 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ im Juni. In Teich 3 pendelten sich die Biovolumina

zwischen Minimalwerten von $0,03 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Mai) und $0,06 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Juni) ein. Das Biovolumen von Teich 3 im Mai war, bezogen auf die Werte der untersuchten Schwimmteiche, der niedrigste der gesamten Untersuchungsperiode. Die Chlorophyll-a Konzentrationen variierten in diesem Zeitraum für die Teiche 2 und 3 zwischen 2 und $4 \mu\text{g l}^{-1}$ und lagen somit eher im unteren Bereich. Ab September kam es, im Vergleich zu den August-Werten, generell zu einem Rückgang der Biovolumina und den Chlorophyll-a Gehalten (siehe Abb. 3.2.1.1). Dabei wurden Ende September Werte von $0,04 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Teich 2) und $0,14 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ (Teich 3) ermittelt. Auch bei den Chlorophyll-a - Konzentrationen war eine abfallende Tendenz zu erkennen (zwischen 4 und $6 \mu\text{g l}^{-1}$).

Sowohl für den 19.05.06 als auch den 22.09.06 konnten, auf Grund der stark reduzierten Individuendichten, keine Biovolumina für das Retentionsbecken 2 (Zulauf) errechnet werden. Diese Entwicklung spiegelte sich auch in den Chlorophyll-a - Konzentrationen wider. Sie lagen ident für beide Untersuchungstage bei $1 \mu\text{g l}^{-1}$. Die Biovoluminawerte des Retentionsbeckens 2 (Zulauf) waren im Wesentlichen eher minimal und lagen teilweise sogar unter den Werten der Teiche 2 und 3. Die Ausnahmen, mit signifikant erhöhten Werten im Vergleich zu Teich 2 und 3, bildeten die untersuchten Proben am 11.08.06 und 01.09.06. Hier lagen die Werte bei $4,43 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ und $1,20 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$.

Bei den untersuchten Phytoplanktern kristallisierten sich allgemein besonders die dominanten Gruppen der Chlorophyceen und pennaten Bacillariophyceen heraus. Diese Algengruppen bildeten über den gesamten Untersuchungszeitraum verteilt, prozentuell gesehen, neben den zentralen Diatomeen und Cryptophyceen den Hauptanteil der Phytoplanktongesamtbiomasse, gefolgt von den Chrysophyceen, Dinophyta und Cyanobakterien. Die Gruppe der Dinophyta und Cyanobakterien spielten dabei eher eine untergeordnete Rolle.

Der saisonale Verlauf war generell durch sich abwechselnde planktische Algengruppen geprägt. Zu Beginn der Untersuchungen im Frühsommer 2006 (19.05.06) waren in den Phytoplanktonproben hauptsächlich kleine zentrale Bacillariophyceen (*Cyclotella*-Arten) und Chrysophyceen, vertreten durch *Dinobryon divergens*, zu finden. Teich 2 wurde zu diesem Zeitpunkt zusätzlich von Cryptomonaden dominiert.

Anfang Juni verschob sich die Phytoplanktonzusammensetzung. Die Abundanz der Chrysophyceen (Goldalgen) ging zurück, bis sie vollständig in den darauf folgenden Monaten verschwand. Durch erhöhte Sonneneinstrahlung und dem Ausfall der Pumpen Ende Juli änderte sich die Zusammensetzung des Phytoplanktons sehr drastisch. So konnten sich primär Chlorophyceen etablieren, die in den Sommermonaten Juni (30.06.06) und Juli (21.07.06) ihr Maximum erreichten und eine enorme Artenvielfalt und Häufigkeit entwickelten. Verantwortlich dafür waren typische Potamoplankter wie *Scenedesmus*. Das massenhafte Auftreten dieser Grünalgengattung wurde im Spätsommer 2006, beginnend mit dem 11.08.06, durch die koloniebildende, pennate Kieselalge, *Fragilaria crotonensis*, abgelöst. Im Gegensatz zur Goldalgengruppe blieb die Gruppe der Cryptophyceen weitgehend durchgängig, trotz saisonaler Schwankungen, vertreten. Im August (11.08.06) konnte ein Einbruch der Cryptomonadendichte beobachtet werden, Anfang September blieben die festgestellten Abundanzen weiterhin gering, bis sich diese Planktongruppe Ende September in Teich 3 wieder regenerieren konnte. Vereinzelt Vorkommen von Dinophyceen in den Spätsommermonaten runden das algologische Gesamtbild ab (siehe Abb. 3.2.1.2. und 3.2.1.3.).

Die Gruppe der Kieselalgen war, bis auf wenige Ausnahmen (30.06.06, besondere Situation bedingt durch den Pumpenausfall), den gesamten Untersuchungszeitraum hindurch in den Teichen 2 und 3 zu finden. Sie nehmen generell, außer in den Monaten Juni und Juli, eine übergeordnete Stellung ein. Ähnliche Aussagen gelten auch für die Gruppe der Grünalgen und Cryptomonaden. Bis auf den Monat Mai waren in allen untersuchten Proben Chlorophyceen gefunden worden, wobei ihr Aufkommen im Juli mit ca. 90 % (Teich 2) und für Teich 3 mit knapp 80 % am höchsten war. Im untersuchten Retentionsbecken 2 (Zulauf) konnten neben den Makro- und Aufwuchsalgen noch vereinzelt andere planktische Grünalgen gefunden werden. Mit ca. 80 % erreichten die Grünalgen am 21.07.06 ihren höchsten prozentuellen Anteil für den Untersuchungszeitraum. Weiters konnte festgestellt werden, dass Anfang August der prozentuelle Anteil der Kieselalgen im Retentionsbecken 2 (Zulauf) am höchsten war (siehe Abb. 3.2.1.4.).

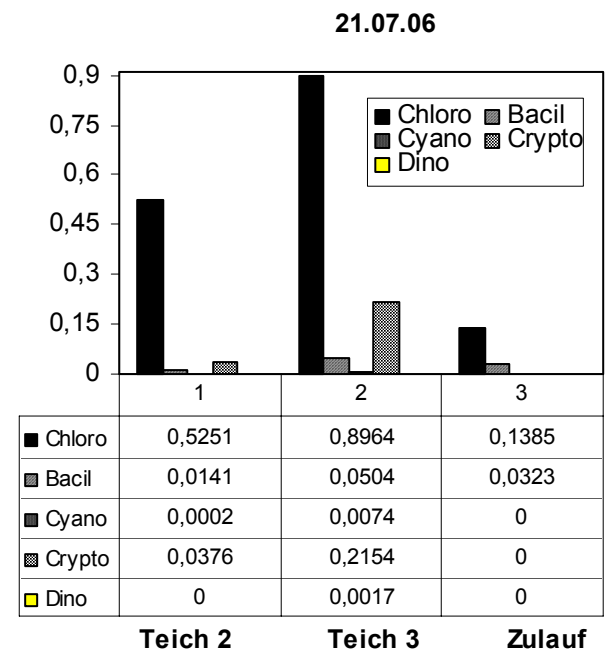
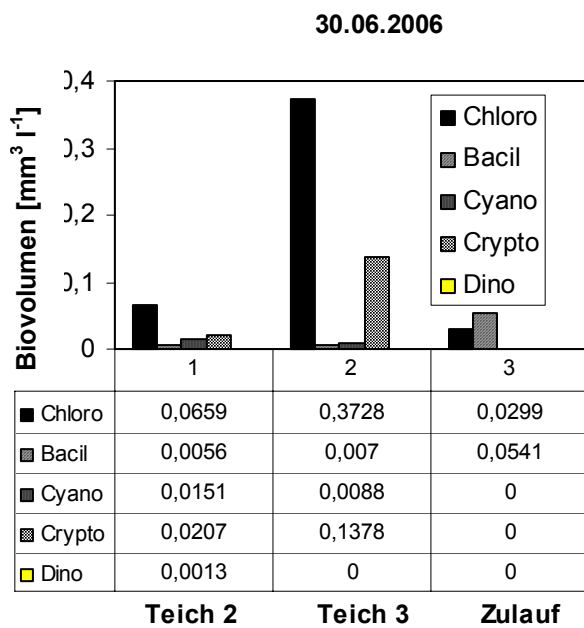
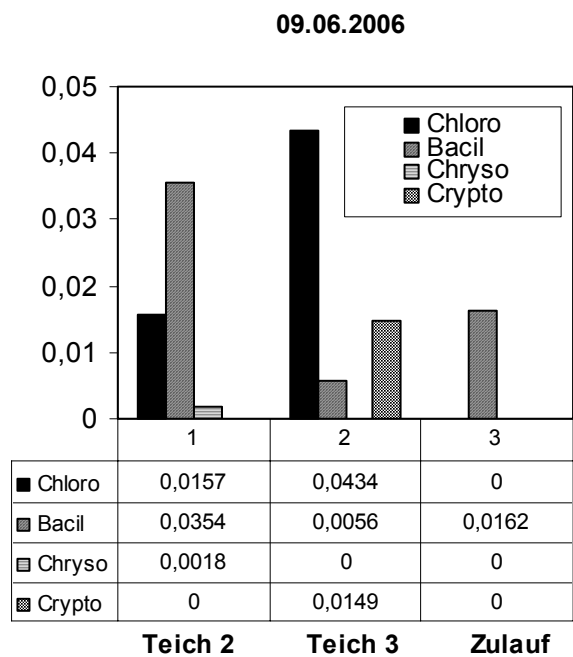
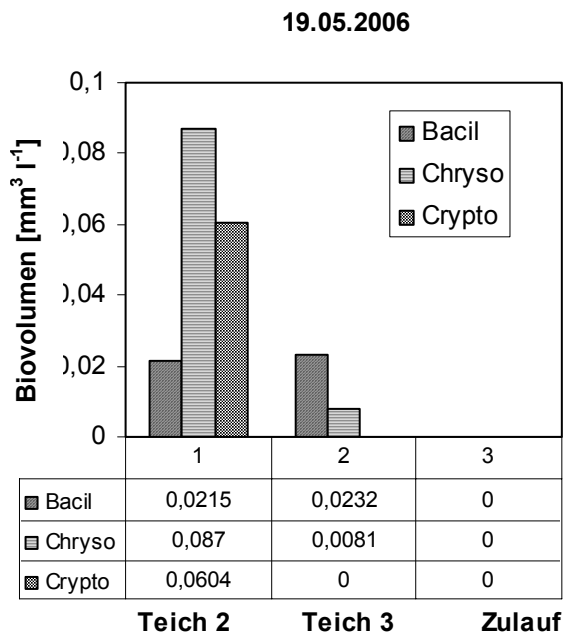


Abb. 1.11.1.2 Verteilung der einzelnen Algengruppen gemessen am Biovolumen [mm³ l⁻¹] für den Teich 2 und 3 sowie den Zulauf vom Retentionsbecken 2 (RB2-Zulauf) für die Untersuchungen am 19.05., 09.06., 30.6. und 21.07.06.

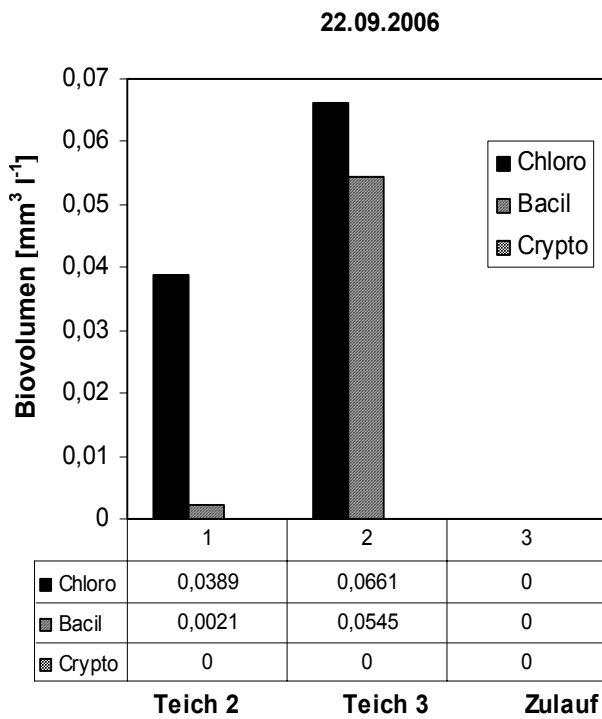
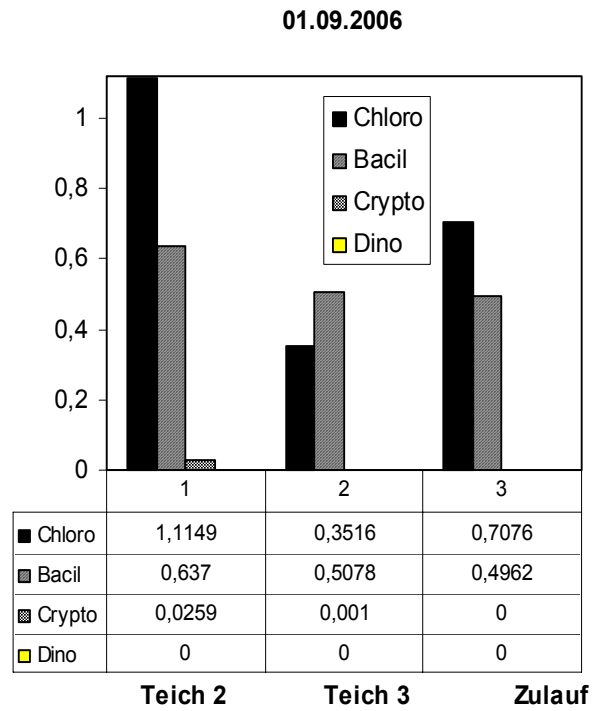
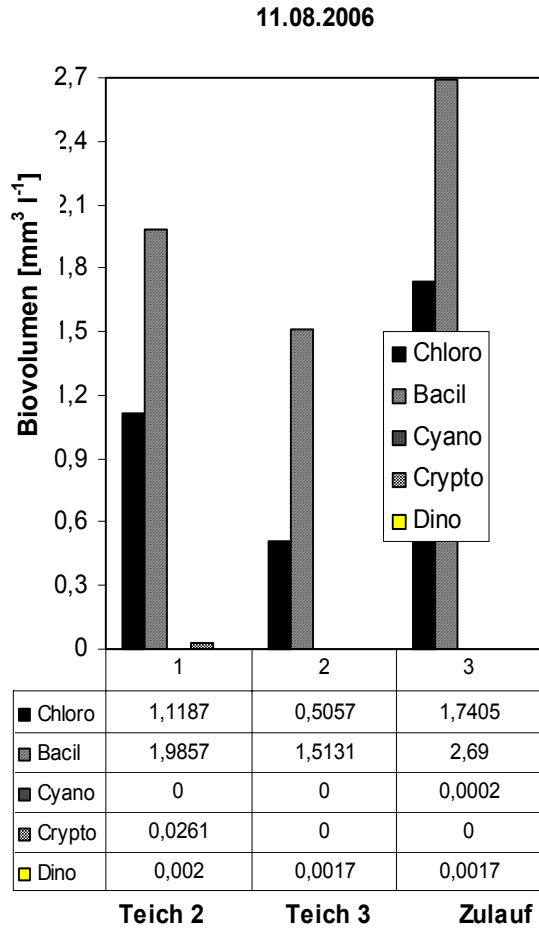


Abb. 1.11.1.2 Wie Abb. 3.2.1.2 aber für die Untersuchungen am 11.8., 01.09. und 22.09.06.

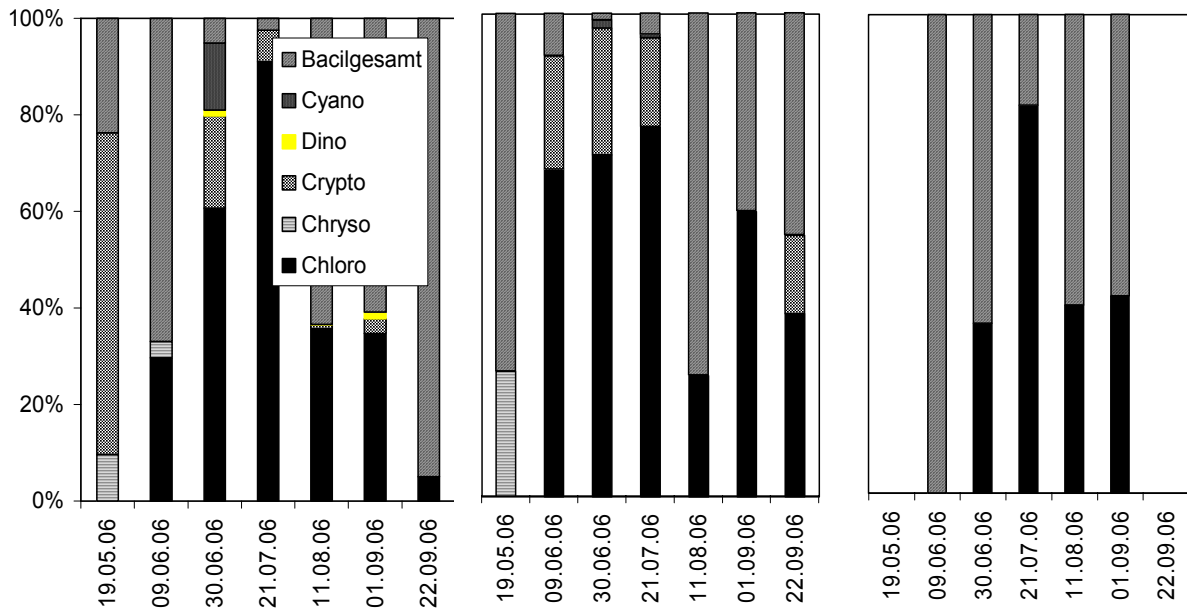


Abb. 1.11.1.3 Prozentueller Anteil der einzelnen Algengruppen am Gesamtbiovolumen der Phytoplanktongemeinschaft im Teich 2 (links), Teich 3 (Mitte) und Retentionsbecken 2 (Zulauf; rechts) für den Untersuchungszeitraum von Mai bis September 2006.

Auffällig war das Aufkommen von Cyanobakterien Ende Juni nach Ausfall der Pumpen (30.06.06) und vereinzelt noch Ende Juli (21.07.06) in Teich 2 und 3 (siehe Abb. 3.2.1.4. links und Mitte). Sie spielten jedoch eher eine untergeordnete Rolle in der Algenverteilung. Insgesamt zeigte damit die saisonale Phytoplanktongemeinschaft eine jahreszeitliche Sukzession und Diversität, die sich nicht von einem natürlichen, stehenden Gewässer unterscheidet.

In den folgenden digitalen Fotoaufnahmen wird die Sukzession der Phytoplankter im Detail gezeigt. Dabei werden die Fotoaufnahmen von Juli (siehe Abb. 3.2.1.5.) und August (siehe Abb. 3.2.1.6) hervorgehoben. Neben einer Überblicksfotografie wurde eine weitere Detailaufnahme aufgenommen.

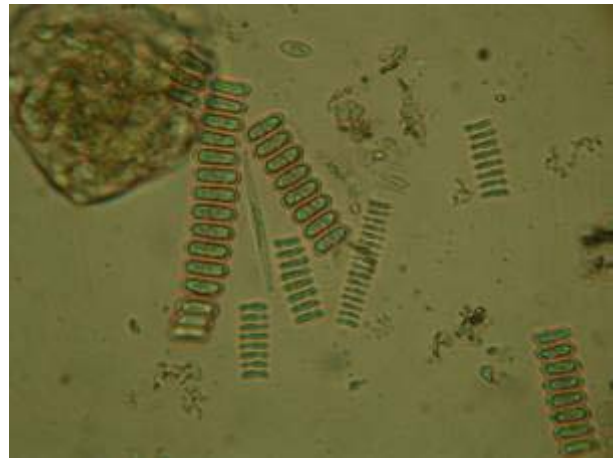
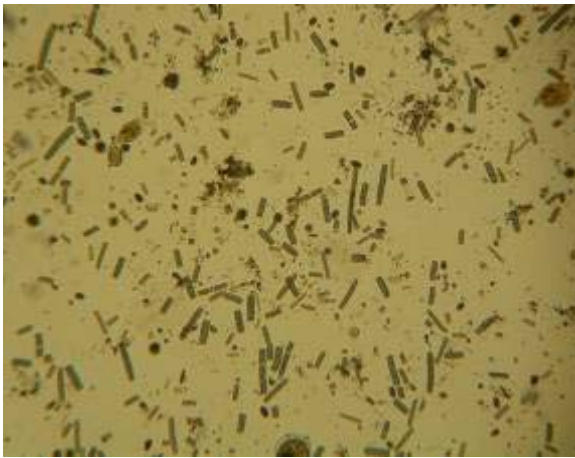


Abb. 1.11.1.4 Das Bild links zeigt die Phytoplanktonentwicklung am 21.07.06 im Überblick. Auffällig ist das dominante Vorkommen der Grünalge *Scenedesmus*. Das rechte Bild zeigt die Gattung *Scenedesmus* mit *Scenedesmus linearis* (elliptische Zellstruktur, bilden einreihige, kettenförmige Kolonien aus) im Detail. Die Übersichtsaufnahme wurde bei 40-facher Vergrößerung (Objektiv 4), die Detailaufnahme bei 250-facher Vergrößerung (Objektiv 25) durchgeführt.

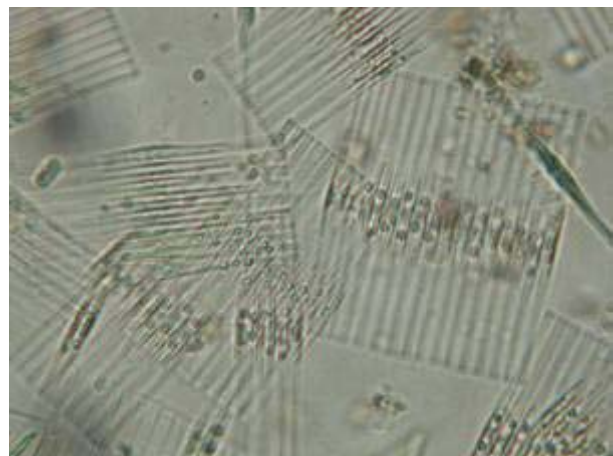
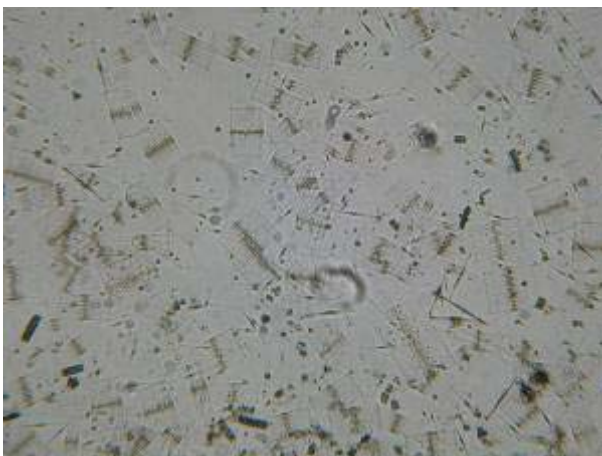


Abb. 1.11.1.5 Das Bild links zeigt die Phytoplanktonentwicklung am 11.08.06 im Überblick. Auffällig sind die koloniebildenden, pennaten *Bacillariophyceen* der Gattung *Fragilaria* (*Fragilaria crotonensis*). Das rechte Bild zeigt die nadelförmige Zellstruktur der einzelnen Zellen und die Formation zu bandartigen Kolonien im Detail. Vergrößerung wie in Abb. 3.2.1.5

Neben dem Biovolumen der einzelnen Zellen ist auch die Oberfläche einzelner Phytoplankter ein quantitativer Parameter der Phytoplanktonanalyse. Für das gesamte Phytoplankton zeigte sich während der Untersuchungsperiode neben Schwankungen der Biovolumina auch ein Wechsel in den Oberflächen:Volumen-Verhältnissen. Das Oberflächen:Volumen-Verhältnis des Gesamtphytoplanktons ermöglicht Aussagen zum physiologischen Zustand der Biomasse (TEUBNER, 1996). Dadurch können Algenzellen mit geringem Volumen, aber großer Oberfläche, von denen mit großem Volumen und kleiner Oberfläche in der Phytoplanktongemeinschaft unterschieden werden. Die Dynamik des Oberflächen:Volumen-Verhältnisses ist saisonabhängig, wie auch die Ergebnisse dieser Untersuchungen zeigen.

So enthielten die Probeauszüge vom Frühsommer (Mai/Juni) noch geringe Anteile der typisch, dominierenden kleinzelligen Phytoplanktonfraktionen mit einer relativen großen Zelloberfläche gegenüber einem kleinen Zellvolumen (entspricht einem großem zellulären Oberflächen:Volumen-Verhältnis). Typische Vertreter mit solchen hohen Oberflächen-Volumen-Verhältnissen waren in den untersuchten Schwimmteichen die zentrischen Diatomeen (*Cyclotella*-Arten), pennate *Bacillariophyceen* wie *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Asterionell formosa* und einige *Cryptomonaden*-Arten. Alle diese Formen sind durch maximales O:V-Verhältnis ausgezeichnet. Mit Übergang zum Sommerplankton stellte sich ein Dominanzwechsel der Arten ein. In den Sommermonaten Juli/August etablierten sich massenhaft *Chlorophyceen* wie z. B. koloniebildende *Scenedesmus*-Arten. Diese Plankter wurden im August/September durch verstärktes Aufkommen von *Fragilaria*-Kolonien (pennate *Diatomeen*) abgelöst. Diese Verschiebung der Dominanzverhältnisse innerhalb der Algengruppen kann auf die regelmäßige Anwendung der EM zurückgeführt werden wie in der Diskussion in Kapitel 4 näher begründet wird.

1.12 Zusammensetzung der Makroalgen- und Aufwuchsalgengemeinschaft in den Retentionsbecken (RB)



Abb. 3.3.1 Makroalgen der Gattung *Cladophora*, *Spirogyra* und *Zygnema* (Grünalgen) der Retentionsbecken (RB) der unteren Kaskade in verschiedenen Ansichten.

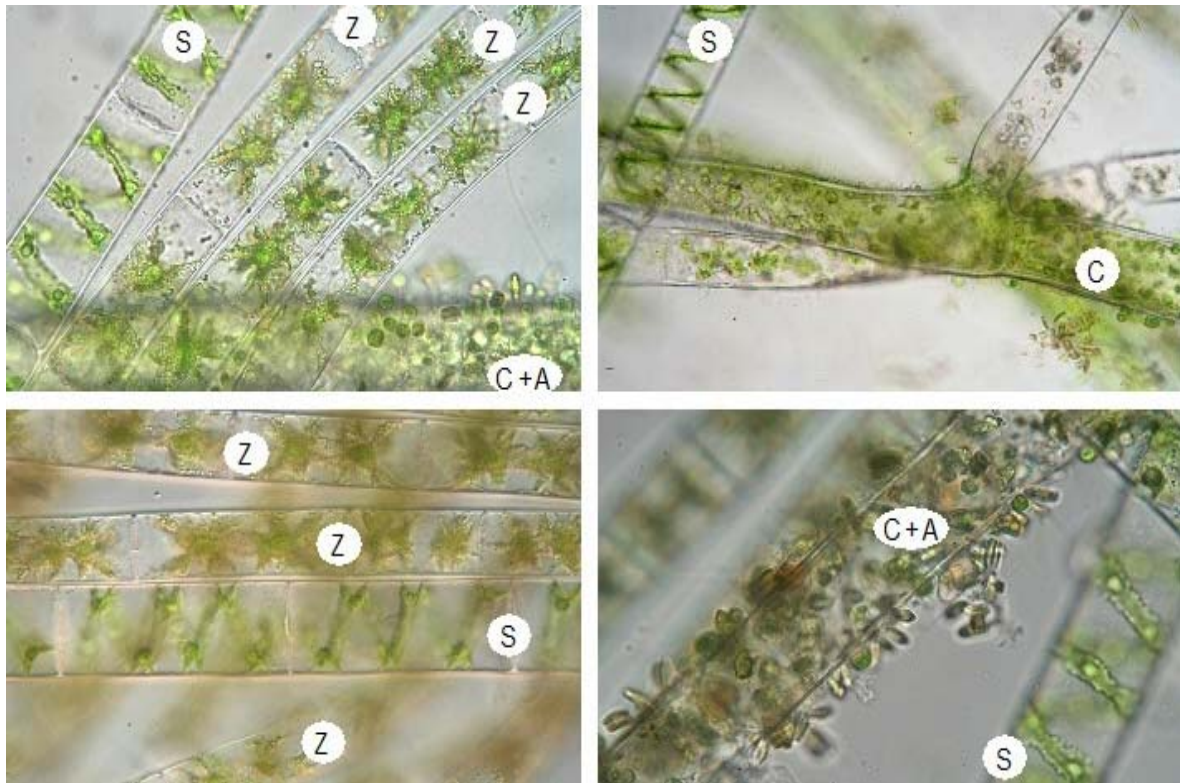


Abb. 3.3.2 Die mikroskopischen Fotoaufnahmen der 1. Bildreihe zeigen Makroalgen der Gattung *Spirogyra* (S, Chloroplasten spiralförmig angelegt) und *Zygnema* (Z, Chloroplasten netzförmig angelegt) bei 400-facher Vergrößerung. Die 2. Bildreihe rechtes Bild zeigt eine Makroalge der Gattung *Cladophora* (C). An der Makroalge haften Aufwuchsalgen (A) der Familie *Bacillariophyceae* (Kieselalgen) (400-fache Vergrößerung). Fotos von Charlotte Wöber.

In der Liste der Algentaxa (Tab. 3.2.1.) wurden besonders die fädigen Grünalgen (Chlorophyceen) und Aufwuchsalgen (Bacillariophyceen bzw. Diatomeen) in den Retentionsbecken berücksichtigt

Die Biomasse der Makroalgen wurde für das Zulauf- und Ablaufbecken der unteren Retentionsbeckenkette (RB 2) für die Untersuchungstage 21.07.06 und 22.09.06 abgeschätzt. Wie in der Abb. 3.2.1 dargestellt ist, kann davon ausgegangen werden, dass die Makroalgen bis an den Gewässerboden reichten. Für die Volumenberechnung des Wasserkörpers wurde der Mittelwert der Längen, Breiten und Tiefen der jeweiligen Becken berechnet, um die Feuchtmasse der Algen abschätzen zu können. Zusätzlich wurde versucht eine prozentuelle Abzuschätzung durchzuführen, d.h. wie viel % der Gewässeroberfläche zu den Probeentnahme-

zeitpunkten mit Makroalgen bedeckt war. Das ergab für das Zulaufbecken (direkt an das Kiesbett anschließend) am 21.07.06 eine geschätzte Feuchtmasse von 16.304 kg bei ca. 90 % Retentionsbecken-Oberflächenbedeckung. Das in Fließrichtung nachgelegene Ablaufbecken war zu diesem Zeitpunkt zu ca. 55 % mit Makroalgen bewachsen. Daraus wurde eine Feuchtmasse von ca. 26.071 kg berechnet. Für den 22.09.06 ergaben sich Werte von 14.492 kg Feuchtmasse bei einer Bedeckung von ca. 80 % (Zulaufbecken) und 30.811 kg bei einem Bewuchs von ca. 65 % (Ablaufbecken). Im Durchschnitt entspricht dies einem Makroalgen-Biovolumen von ca. 530 mm³ (495-565mm³) je Liter Wasser im Retentionsbecken. Im Gegensatz dazu wird mit der Sommerentwicklung der planktischen Algen in den oberflächennahen Schichten der Schwimmteiche (Epilimnion) maximal ein Biovolumen von nur 4,2 mm³ je Liter erreicht. Vergleicht man die Algenbiomasse aller Algen in der Wassersäule vom Retentionsbecken mit denen der Schwimmteiche, kann sich in der Wassersäule der Retentionsbecken ein um mehr als das 100-fache höhere Algenbiovolumen durch Makroalgen gegenüber den Mikroalgen im Epilimnion der Schwimmteiche aufbauen (das 118-135ig-fache pro Liter an Biovolumen wird durch Makroalgenbiovolumen erreicht). Mit dem Abernten der gesamten Fadenalgen-Biomasse in einem Retentionsbecken werden durchschnittlich 87mg Phosphor entfernt. Über den Mittelwert der 4 Messungen in den Retentionsbecken hatte das Trockensubstrat (TS) einen Anteil von 7% am Frischbiomasse-Gewicht der Fadenalgen, mit 2400 mg Phosphor je kg TS (550-5900 mg Phosphor je kg TS).

Bei den Makroalgen handelte es sich um die Gattung *Cladophora*, die makroskopisch durch eine struppige, raue Oberfläche auffiel, sowie fädige Grünalgen der Gattung *Zygnema* und *Spirogyra*, die durch eine schleimige Konsistenz gekennzeichnet waren. Die Bestimmungsmerkmale der drei Gattungen, d.h. das Fehlen bzw. Vorhandensein von Verzweigungen sowie die spezifische Charakteristik der Formen der Chloroplasten werden in den mikroskopischen Aufnahmen der Abb. 3.3.2 gezeigt.

Auffallend war auch, dass insbesondere an der Oberfläche der Fäden von *Cladophora* eine Vielzahl pennater und zentrischer Kieselalgen anhafteten (siehe C+A in Abb. 3.3.2., 2. Bildreihe rechtes Bild). Durch diese Mikro-Aufwuchsalgen (Diatomeen) wie *Achanthes minutissima*, *Rhoicosphenia abbreviata*, *Gomphonema olivaceum*, *Cymbella silesiaca* und *Cocconeis placenula* wurde die

Reinigungseffizienz der Fadenalgen noch zusätzlich erhöht. Aufwuchsalgen siedeln meist nur auf einer Substratunterlage wie Steinen, Schilfrohr, Wasserpflanzen oder Makroalgen. Je größer die Oberfläche eines solchen potentiellen Substrates zur Ansiedlung ist, desto besser können solche Aufwuchsalgen siedeln und sich vermehren. Voraussetzung dafür sind neben dem Substratuntergrund auch zum Wachstum ausreichend verfügbare Nährstoffe. Es ist allgemein bekannt, dass die Kieselalgen zu den Mikroalgen gehören, die am effizientesten Phosphat aufnehmen und binden können (z.B. TEUBNER et al. 2003a, b). Üblicher Weise kommen Massenentwicklungen der Kieselalgen in der Planktongemeinschaft der Wassersäule hauptsächlich im Frühjahr und Herbst vor, wogegen sie im Freiwasser im Sommer meist fehlen. Im Gegensatz dazu zeigt die Aufwuchsgemeinschaft eine geringere jahreszeitliche Dynamik, was dazu führt, dass Kieselalgen auch im Sommer, d.h. zur Badesaison, in den Retentionsbecken vermehrt vorhanden sind. Das Biovolumen der Mikro-Algen, die als Aufwuchs auf den fädigen Makroalgen festhafteten, betrug während der Sommermonate $12 \text{ mm}^3 \text{ L}^{-1}$ (Auswertung einer Sammelprobe über die Sommermonate). Dieses hohe Biovolumen der Aufwuchs-Kieselalgen stand im Einklang mit den im August aufgetretenen, sehr hohen Kieselalgenbiovolumina der Planktonprobe, welche insbesondere im Retentionsbecken ein beträchtliches Biovolumen von $2,7 \text{ mm}^3$ pro Liter erreichten (siehe 11.8. in Abb. 3.2.1.3). Dieses Biovolumen der Kieselalgen ergab sich summativ aus den eigentlichen planktischen Kieselalgen und den ins Freiwasser eingeschwämmten Kieselalgen, die sich vom Aufwuchs der Makrogrünalgen abgelöst hatten.

1.12.1 Semiquantitative Auswertung der Aufwuchsalgen

Generell lagen während des Untersuchungszeitraumes, laut den vorliegenden, analysierten Phytoplanktern und Aufwuchsalgen, hauptsächlich Algenvertreter von β -mesotrophen Gewässern vor. Somit kann für die untersuchten Gewässer im Jahr 2006 eine Wassergüte II (2) mit mäßiger Verunreinigung abgeleitet werden. Diese Indikation zeigt an, dass sich das Wasser als sauerstoffreich und klar beschreiben lässt und das Phytoplankton eine hohe Artendiversität aufweist. Zusätzlich bestätigen die Auswertungen der einzelnen Proben nach der Berechnung von ZELINKA & MARVAN

(1961) die lichtmikroskopischen Analysen. Zu diesem Zweck wurden für jeden Probeentnahmetag (19.05.06 bis 22.09.06) und Gewässer (Teich 2, 3 und RB2-Zulauf) die Mittelwerte von S_i (Saprobiewert der Art i), G_i (Indikationsgewicht der Art i) und H_i (Häufigkeitsangabe für die Art i) pro vorkommender Phytoplanktonart berechnet, und anschließend die jeweiligen Mittelwerte in die Gesamtformel eingesetzt, um repräsentative SI – Werte (Saprobienindex) zu erhalten (siehe Tab. 3.3.1.1).

Tab. 3.3.1.1 Saprobienindex (SI) mit dazugehöriger Güteklasse (I – IV) pro Gewässer und Datum.

Probeentnahmestelle	Datum	SI (Saprobienindex)	Güteklasse (I - IV)
Teich2	19.05.2006	1,5	I - II
Teich3	19.05.2006	2,4	II - III
Zulauf	19.05.2006	1,9	II
Teich2	09.06.2006	1,8	II
Teich3	09.06.2006	2,2	II - III
Zulauf	09.06.2006	1,9	II
Teich2	30.06.2006	1,5	I - II
Teich3	30.06.2006	2,3	II - III
Zulauf	30.06.2006	2,3	II - III
Teich2	21.07.2006	2,3	II - III
Teich3	21.07.2006	2,2	II - III
Zulauf	21.07.2006	1,9	II
Teich2	11.08.2006	1,9	II
Teich3	11.08.2006	2,1	II
Zulauf	11.08.2006	2,0	II
Teich2	01.09.2006	2,1	II
Teich3	01.09.2006	1,4	I - II
Zulauf	01.09.2006	1,4	I - II
Teich2	22.09.2006	2,3	II - III
Teich3	22.09.2006	2,3	II - III
Zulauf	22.09.2006	1,9	I - II

Wie aufgrund der erhöhten Biovolumina-Ergebnisse im Sommer erwartet, wurde in den untersuchten Proben vom 30.06.06 (Pumpenausfall) und 21.07.06 ein etwas erhöhter Verunreinigungsgrad (Wassergüteklasse zwischen II – III) festgestellt.

1.13 Semiquantitative Auswertung des Zooplanktons

In den untersuchten Zooplanktonproben konnten bei der Verteilung der einzelnen Gattungen keine signifikanten Unterschiede betreffend Abundanz festgestellt werden. Sowohl Crustaceen (Krebse) der Unterklasse Copepoda (Ruderfußkrebse) mit der Gattung *Megacyclops* als auch Krebse der Unterklasse Phyllopoda (Blattfußkrebse) der Ordnung Cladocera (Wasserflöhe) mit der Gattung *Daphnia* waren zu gleichen Anteilen in den Proben verteilt. Es wurden generell geringe Individuenabundanzen bei den stichprobenartigen Untersuchungen festgestellt.

1.14 Abundanzen der heterotrophen Bakterien

Die Abbildung 3.5.1. dokumentiert für die Planktonproben das Vorhandensein großer Detrituswolken. Diese sind als eine flockenartige Ansammlung von Mikroorganismen an abzubauenen organischem Material wie abgestorbenen Algen zu beschreiben. Sie sind demzufolge Orte wo die Nährstoffe für die Phytoplankter und Makroalgen mikrobiell durch heterotrophe Abbauprozesse aufbereitet und damit wieder verfügbar gemacht werden. An diesen Abbauprozessen sind EM-Organismen aber auch durch die natürlich im Gewässer vorkommenden heterotrophen Bakterien beteiligt.

An zwei Terminen, Ende Juni und Ende Juli, ist die Zahl der heterotrophen Bakterien ausgewertet worden. Diese heterotrophen Bakterien stehen beispielhaft für diejenigen Organismen, die für die Abbauprozesse verantwortlich sind. Es kann hier allerdings nicht direkt ermittelt werden welchen Anteil die EM-Organismen neben den natürlich im Gewässer vorkommenden heterotrophen Organismen an der gesamten heterotrophen mikrobiellen Gemeinschaft einnehmen.

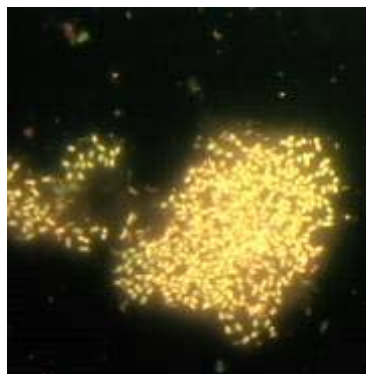


Abb. 3.5.1 Detritusflocke mit heterotrophen Mikroorganismen, welche durch die Zugabe eines Farbstoffes gelb fluoreszieren.

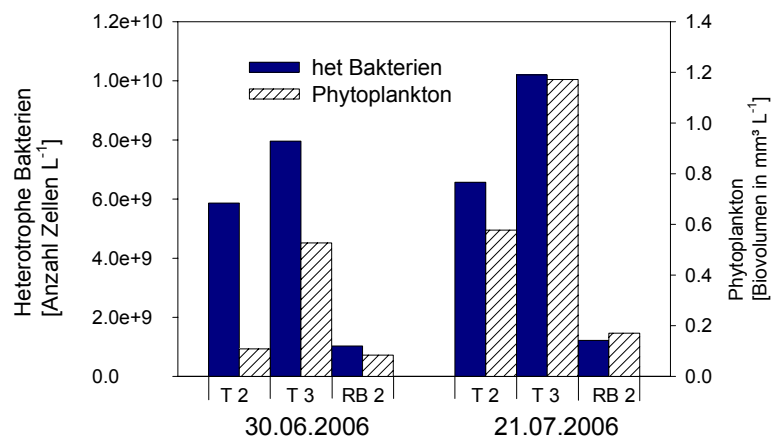


Abb. 3.5.2 Vergleich zwischen der Anzahl der heterotrophen Bakterien und dem Biovolumen des Phytoplanktons für die Untersuchungstage 30.06.06. und 21.07. 06 in Teich 2, Teich 3 und Retentionsbecken (RB2).

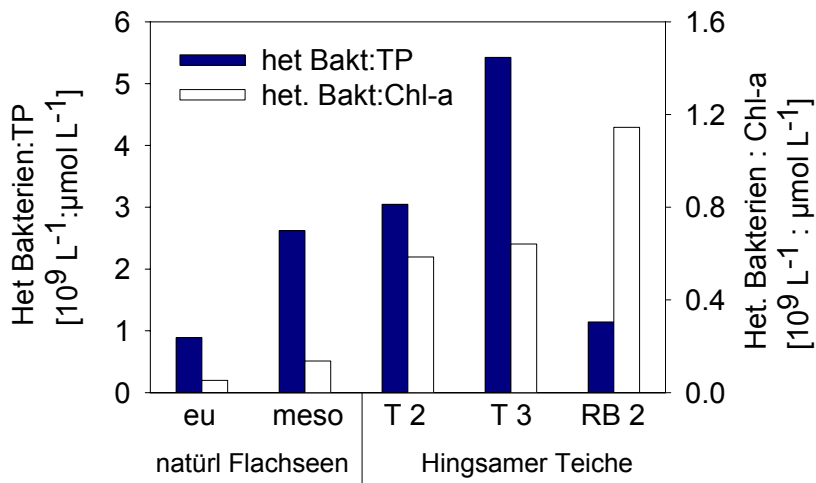


Abb. 3.5.3 Vergleich zwischen eu- und mesotrophen Flachseen und den Hingsamer Teichen (Teich 2 und 3 und RB2) hinsichtlich der Proportionen zwischen der Anzahl heterotropher Bakterien zu der TP-Konzentration (het. Bakt:TP) bzw zur Chlorophyll-a-Konzentration (het. Bakt:Chl-a). Alle Balken beziehen sich auf Mittelwerte für den Zeitraum Juni bis Juli.

In Abb. 3.5.2 wird der Vergleich zwischen der Anzahl der heterotrophen Bakterien und dem Biovolumen der Algen für die beiden Untersuchungstermine im Juni-Juli gezeigt. Die in den Schwimmteichgewässern geschätzte Bakterienzellzahl von $2 \cdot 10^9$ je Liter Probe liegt im Rahmen der in natürlichen Gewässern auftretenden Bakteriendichte. In den Teichen wurde eine vergleichsweise höhere Dichte an heterotrophen Bakterienzellen gegenüber dem Retentionsbecken gemessen. Weiters ergibt sich auch eine höhere Biomasse an planktischen Algen in den Teichen gegenüber dem Retentionsbecken 2. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass der Schwerpunkt der Biomassebildung in den Retentionsbecken nicht in den planktischen Mikro-Algen sondern den Makro-Fadenalgen liegt (siehe Kapitel 3.3) Das Verhältnis zwischen der Anzahl der heterotrophen Bakterien (stehen für den Ab- und Umbau organischer Stoffe) und der Anzahl photosynthetisch aktiver Organismen (Algen, stehen für den Aufbau von organischen Stoffen) gibt indirekt an, wie oft Stoffe innerhalb von Kreisläufen umgesetzt werden. So zeigt der Vergleich von eutrophen mit mesotrophen Flachseen in Abb. 3.5.3, dass in den nährstoffärmeren Seen relativ hohe Bakteriendichten bei zugleich relativ niedrigen Gesamtposphorkonzentrationen und niedriger Algenbiomasse (geringer Chlorophyll-a-Konzentration) vorkommen. In diesen Trend lassen sich auch die mit EM

behandelten Schwimmteiche einordnen, wobei die Bakteriendichten hier sogar noch höher als in den natürlichen Gewässern sind. Besonders hohe Bakteriendichten gegenüber dem Gesamtphosphor zeigten sich in den Teichen. Das Wasser in den Retentionsbecken war insbesondere durch außerordentlich hohe Relationen der Bakteriendichte zu niedrigen Chl-a-Konzentrationen gekennzeichnet. Dieser Zustand war primär darauf zurückzuführen, dass so geringe Chlorophyll-a-Konzentrationen der Mikro-Algen gemessen wurden. Diese sehr günstigen Relationen zwischen den organische Biomasse aufbauenden Algen und den organische Stoffe umbauenden heterotrophen Bakterien ergeben sich aus der langfristigen Behandlung der Gewässer mit EM. Die Retentionsbecken beschreiben ideal den Einfluss von EM auf die Reinhaltung von Gewässern. Hier fließen die durch EM zusätzlich mobilisierten Nährstoffe nicht in den Pool der planktischen Algen sondern in die Makro-Algen. Mit dem Ernten der Makro-Algen, wie auch von Herrn Hingsamer so durchgeführt, ließen sich damit leicht Phosphormengen dem Gewässersystem entziehen. Letztendlich lässt sich damit auch plausibel nachvollziehen, dass während der Badesaison die insgesamt geringsten Gesamtphosphorkonzentrationen vom Schwimmteichsystem in den Wasserproben der Retentionsbecken gemessen werden konnten (Abb. 3.1.1).

1.15 Theoretische Aufenthaltszeit

Die theoretische Aufenthaltszeit gibt Aufschluss darüber, wie schnell sich die EM (effektiven Mikroorganismen) im Gewässersystem verteilen bzw. wie schnell eine Reinigungswirkung durch die Mikroorganismen eintritt. Dieser Vorgang ist abhängig vom Einsatz der vorhandenen Pumpen bzw. der Pumpleistung, die die jeweiligen Wasserkreisläufe aufrechterhalten. Die theoretische Aufenthaltszeit beträgt, je nach gefahrener Pumpleistung und Kreislauf im Schwimmteichsystem, zwischen 3 Tagen 8 Stunden und 39 Tagen 22 Stunden. Da die EM mit dem Pumpfluss verfrachtet werden, können sie sich maximal über einen Monat nach einer Inkubation an ihren ursprünglichen Standort theoretisch im Schwimmteichsystem etablieren. Das Schlauchvolumen der Pumpvorrichtung kann zusätzlich, je nach Intensität der Schwimmteichnutzung durch die Badegäste und Wetterlage, gedrosselt werden. Der Schlauch hat einen Durchmesser von 2 Zoll (= 0,05 m), durch den in einer Stunde ca. 10 m³ angesaugtes Wasser fließen kann.

4. Diskussion

Phosphor ist für das Wachstum von Organismen von essentieller Bedeutung. Da seine natürlichen Vorkommen eher gering sind, kommt er als Minimumfaktor vor. Deshalb ist die Eutrophierung eines Gewässers meist auf ein Phosphorproblem zurückzuführen. Anorganischer Phosphor wird in der trophogenen Zone von den photoautotrophen Organismen aufgenommen und so in die Nahrungskreisläufe eingebracht. Beim Absterben dieser Organismen wird dieser Phosphor teilweise wieder freigesetzt und der Rest sedimentiert in Form der abgestorbenen Organismen. Dieser bildet dann zusammen mit anderen organischen und anorganischen Substanzen das Bodensediment in Form von Detritusflocken. Der Detritus wird vermehrt mit Hilfe der EM abgebaut. Für das Schwimmteichsystem konnten die für ein eher nährstoffarmes System charakteristischen hohen Dichten von heterotrophen Bakterien gegenüber verhältnismäßig niedrigen planktischen Algenbiomasse nachgewiesen werden. Diese günstige Situation lässt sich auf die Behandlung durch EM zurückführen.

Zu steigenden Phosphorwerten und somit zu einer Störung des Gleichgewichts in natürlichen stehenden Gewässern sowie genutzten Badegewässern kommt es besonders in den Sommermonaten. Je nach Frequentierung der Schwimmteiche durch die Badegäste und Wetterlage konnte in der Schwimmteichanlage die Pumpleistung in den Teich-Retentionsbecken-Kreisläufen reguliert werden. Bei erhöhter Badebesucherzahl wurde die Pumpleistung erhöht, um das Wasser so rasch wie möglich aus den Reinigungsbecken im Schwimmteichsystem zu verteilen. Dadurch gelangten die eingebrachten EM schneller in den Wasserkreislauf und erhöhten somit die Reinigungskraft.

Der Schwerpunkt in der Rückhaltung von Phosphor in der untersuchten Schwimmteichanlage lag in den Retentionsbecken (RB), die mit Makroalgen und EM angereichert wurden. Die massiven Biomassen an Fadenalgen (Makroalgen, Grünalgen), die nach unseren Ergebnissen 50 bis 90 % der Wasseroberfläche der Retentionsbecken einnahmen, und je Wasservolumeneinheit das über Hundertfache mehr an Biomasse aufgebaut haben als die Mikroalgen der

Freiwasserzone der Teiche, binden große Mengen an Phosphor. Der in die Fadenalgen eingebaute Phosphor war dann für andere Organismen wie das Phytoplankton im Teich nicht mehr verfügbar. Durch ein regelmäßiges Abernten konnte damit auch endgültig Phosphor dem Schwimmteichgewässersystem entzogen werden. Die effektive Wirkung der Wasserreinigung wurde zusätzlich durch die, an den Makroalgen haftenden Kieselalgen, erhöht. Unsere Abschätzungen ergaben, dass sich gerade in den Sommermonaten, wo eine hohe Belastung der Schwimmteiche durch Nährstoffe im Zuge der Badesaison gegeben war, höhere Individuendichten an Kieselalgen im Aufwuchs gegenüber der Freiwasserzone der Retentionsbecken oder dem Epilimnion der Teiche auftraten. Weiters konnten wir anhand der prozentualen Anteile der Kieselalgen am Gesamtbiovolumen der planktischen Algengemeinschaften feststellen, dass im Probemonat August die pennaten Formen der Kieselalgen eine übergeordnete Stelle im Retentionsbecken 2 (Zulauf) einnahmen. Diese Aussage der relativen Dominanz der Kieselalgen im Phytoplankton der Retentionsbecken muss jedoch relativiert werden, da (1.) in absoluten Zahlen insgesamt relativ wenig Phytoplanktonorganismen im Retentionsbecken vorkamen und (2) das Plankton hier von untergeordneter Bedeutung war Phosphor zu binden, da der Schwerpunkt der Biomassebildung auf den Makroalgen lag. Die Bedingungen der Entwicklung der sommerlichen Kieselalgendominanz im Plankton der Schwimmteiche werden nachfolgend aus dem Blickwinkel verschiedener Gesichtspunkte im Detail diskutiert.

Die saisonale Sukzession des Phyto- und teilweise des Zooplanktons in der Schwimmteichanlage entspricht weitgehend dem Modell von SOMMER et al. (1986). Dieses Modell ist durch zwei Biovolumenmaxima des Phytoplanktons im Frühjahr und Sommer gekennzeichnet, die durch ein Klarwasserstadium getrennt sind. Das zweite Biovolumenmaximum kann bei den untersuchten Gewässern bestätigt werden. Generell hohe Algenabundanzen fielen in den untersuchten Gewässern zeitgleich mit dem Ausfall der Pumpvorrichtung in Teich 3 zusammen (30.06.06). Der schlechte Zustand des Gewässers war mit freiem Auge erkennbar, der sich durch organische Trübe bemerkbar machte. Dadurch konnten sich in den Sommermonaten Juni (30.06.06) und noch vereinzelt Ende Juli (21.07.06) neben den Chlorophyceen auch noch Cyanobakterien aufgrund der defekten Pumpvorrichtung vermehren. Folge dessen wurde die Erneuerung des Wasserkörpers (Teich 2 und 3) gestoppt,

und es konnte keine Verteilung der effektiven Mikroorganismen im Gewässersystem erfolgen. Aufgrund der gegebenen Wettersituation (hohe Wassertemperaturen und Sonneneinstrahlung) wurden die Teiche verstärkt durch Badegäste frequentiert und somit der Phosphoreintrag zusätzlich erhöht. Das Aufkommen von Cyanobakterien ist ein bekanntes Phänomen in natürlichen Gewässern im Zuge der Eutrophierung (z.B. NIXDORF & DENEKE 1997, DOKULIL & TEUBNER 2000, TEUBNER et al. 2004, JEPPESEN et al. 2005, TEUBNER, 2003, 2006).

Die Zooplanktonanalysen im Juli und September ergaben geringe Individuendichten. Trotz der anscheinend geringen Individuendichten und des damit verbundenen geringen Frassdruckes auf das Phytoplankton, ergab sich die Entwicklung von kolonienbildenden Algenformen. Aufgrund ihrer Grösse konnten diese Algenkolonien von vielen Zooplanktern nicht als Futter aufgenommen werden. Dabei handelte es sich um die Kieselalge *Fragilaria crotonensis*, die sich im Schwimmteichsystem im Sommer etablierte. Zusätzlich waren die Schwimmteiche teilweise mit einer Regenbogenforellenpopulation besetzt, die eine Reduktion der Zahl der Zooplankter zur Folge hatte. Insbesondere der Einsatz von Jungfischen hat einen Einfluss auf die Änderung der Planktonzusammensetzung, wie es an natürlichen Gewässern gezeigt werden konnte (z.B. Ausserbrunner 2002). Aus den relativ geringen Individuendichten des Makro-Zooplanktons leiten wir ab, daß die Entwicklung der Phytoplanktonbiomasse über große Zeiträume primär durch die Nährstoffsituation („bottom up“) und weniger durch den Fraßdruck („top down“) gesteuert wurde.

Durch den Einsatz der EM in der künstlich angelegten Schwimmteichanlage hat sich das Oberfläche:Volumen-Verhältnis in den untersuchten Teichen 2 und 3 verschoben. Üblicherweise tendiert die Jahresdynamik der Oberfläche:Volumen-Verhältnisse in einem natürlichen Gewässer zum Wechsel von hohen O:V-Verhältnissen des Gesamtphytoplanktons während der Frühjahrsperiode zu niedrigen O:V-Verhältnissen im Sommer (Früh- bzw. Spätsommer). Diese Schwankungen der O:V-Verhältnisse werden maßgeblich durch einen Dominanzwechsel zwischen Algenarten im Phytoplankton bedingt (TEUBNER, 1996). Kulturversuche haben mehrfach gezeigt, dass Algen mit einer relativ großen Zelloberfläche und einem kleinen Volumen höhere Wachstumsraten aufweisen als Algen mit einem großen Zellvolumen und relativ kleiner Oberfläche (SMITH &

KALFF, 1983; MIZUNO, 1991). Anstatt der üblichen k-Strategen mit niedrigem O:V-Verhältnissen im Sommer, die in nährstoffreicheren Gewässern meist durch die massenhafte Entwicklung koloniebildender Cyanobakterien bedingt werden, bildeten sich in der Schwimmteichanlage koloniebildende, pennate Diatomeen mit hohen O:V-Verhältnissen heraus. Eine Dominanz von Kieselalgen, hier hauptsächlich von der Art *Fragilaria crotonensis*, wird in natürlichen Gewässern üblicher Weise im Frühjahr und Herbst und weniger im Sommer entwickelt. Diese Verschiebung der saisonalen Ausprägung des Phytoplanktons lässt sich durch die Auswirkung der eingesetzten EM begründen. Die EM bedingen eine Wiederverfügbarkeit von Nährstoffen, insbesondere von Phosphor, wie sie üblicherweise nur mit dem Beginn der Durchmischung, d.h. nur im Frühjahr oder Herbst, in einem natürlichen stehenden geschichteten Gewässer auftritt. Diatomeen allgemein gelten als diejenigen Organismen, die am effizientesten Phosphat aufnehmen können. Weiters haben Konkurrenzversuche zwischen Diatomeenarten gezeigt, dass nadelförmige Kieselalgen (pennate Diatomeen) wiederum erfolgreicher Phosphat aufnehmen gegenüber zentrischen Diatomeen. Der Fraßschutz gegenüber dem Zooplankton durch die Zusammenlagerung der *Fragilaria*-Einzelzellen zu Kolonien zum einen, und die geringen Individuendichten des Zooplanktons zum anderen, weisen darauf hin, dass dieses Kieselalgen dominierte Sommerplankton in erster Linie durch die Nährstoffsituation („bottom up“-Effekt) und weniger durch das Zooplankton („top down“-Effekt) reguliert wird. In natürlichen Gewässern herrscht eine „bottom up“-Steuerung der Phytoplanktonentwicklung üblicher Weise im Frühjahr (und Herbst) vor, dagegen im mit EM-behandelten Schwimmteich im Juli. Diese Dominanz von typischen Frühjahrsvertretern im sommerlichen Plankton der Schwimmteichanlage ist damit ein indirekter Nachweis der Mobilisierung der Nährstoffe durch die EM.

Generell liegen während des Untersuchungszeitraumes, laut den vorliegenden, analysierten Phytoplanktern und Aufwuchsalgen, hauptsächlich β -mesotrophe Gewässeranzeiger vor. Die Algengemeinschaften zeichneten sich durch eine hohe Artendiversität aus. Da diverse Leitorganismen der mesotrophen Zone, welche im Phytoplankton der Schwimmteiche auftraten, dafür bekannt sind, empfindlich auf Fäulnisstoffe zu reagieren, wird durch die Anwesenheit dieser Algenarten wiederum die positive Wirkung der EM (effektiven Mikroorganismen) bei der biologischen Wasserreinigung bekräftigt. Die EM gehören zum regenerativen Mikroorganismus-

Typus und können bei allen Substanzen Fäulnis verhindern und machen so die Nährstoffe für die Algen verfügbar. Somit kann bestätigt werden, dass sich die Wasserqualität der Schwimmteichanlage in einem guten Zustand befindet und zur Badenutzung eignet ist. Unsere Messungen erlauben jedoch keine Abschätzung welcher Anteil der Reinigungsleistung auf die Behandlung von EM und welcher auf das Absterben der Fadenalgenbiomasse zurück geführt werden kann. Auch können wir keine Aussage dazu treffen, welche der oben genannten Mikroorganismen von EM insbesondere für die Reinigungsleistung verantwortlich waren, welchen Anteil am Nährstoffumbau nichtlebende Bestandteile in der EM-Zellsuspension hatten (Enzyme, ua freigesetzt durch absterbende und tote Zellen bzw aktiv durch lebende Zellen gewonnen) und ob der Effekt von EM hauptsächlich auf eine mikrobielle Aktivität von EM oder auf eine Hemmwirkung von EM auf die natürlicher Weise in der Schwimmteichanlage vorkommenden Mikroorganismen zurückzuführen ist.

LITERATUR

- AUSSERBRUNNER, J., 2002: Fröhsommerliche Phytoplanktodynamik im Wallersee: Sind sekundäre Auswirkungen des Frassdrucks planktivorer Jungfische erkennbar?; Diplomarbeit, 69 S.
- BUNDESMINISTERIUM für Land- und Forstwirtschaft (Hrsg), Bundesanstalt für Wassergüte, 1990: Richtlinie für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern.
- BUNDESMINISTERIUM für Land- und Forstwirtschaft: Indikationslisten für Aufwuchsalgen, Teil 1: Saprobielle Indikation.
- COX, E. J., 1996: Identification of Freshwater Diatoms from Live Material. Chapman & Hall, London.
- DALEY, R. J. & HOBBIE, J. E., 1975: Direct counts of aquatic bacteria by a modified epi-fluorescent technique. *Limnol. Oceanogr.* 20:875-882.
- DIN 38 412 – L16, 1986: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L): Bestimmung des Chlorophyll-a-Gehaltes von Oberflächengewässer (L16), S. 3-8
- DOKULIL, M.T. & TEUBNER, K. 2000. Cyanobacterial dominance in lakes, *Hydrobiologia* 438: 1-12.
- ETTL, H., GÄRTNER, G., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D., 1986, 1988, 1991. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bände 2/1-2/4, Bacillariophyceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H., MOLLENHAUER, D., Hrsg. & GÄRTNER, G., 1988: Süßwasserflora von Mitteleuropa: Chlorophyta II, Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales, 311 Abbildungen, 7 Tabellen, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D., 1990: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 6: POPOVLKÝ/PFIESTER: Dinophyceae (Dinoflagellida). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D., 1985: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 1: STARMACH: Chrysophyceae und Haptophyceae. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- ETTL, H., GERLOFF, J., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D., 1984: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 16: KADLUBOWSKA: Conjugatophyceae I, Zygnemales= Chlorophyta VIII. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.
- ETTL, H., GÄRTNER, G., HEYNIG, H. & MOLLENHAUER, D., (Hrsg.), 1999: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 19/1: KOMÁREK/ANAGNOSTIDIS: Cyanoprokaryota, 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- GÄRTNER, G., BÜNDEL, B., KRIENITZ, L. & SCHAGERL, M., Hrsg., 2000: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Spektrum Verlag, Heidelberg; vormals Gustav Fischer, Stuttgart/Jena.

- GEITLER, L. & PASCHER, A., 1925: Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz, Heft 12: Cyanophyceae, Cyanochloridinae= Chlorobacteriaceae; Verlag von Gustav Fischer, Jena.
- HIGA, T. & J.F. PARR (2007) internet publication: <http://www.agriton.nl/higa.html> (download 1.8 2007)
- HOBBIE, J. E., DALEY, R. J., & JASPER, S., 1977: Use of Nuclepore Filters for Counting Bacteria by Fluorescence Microscopy. Marine Biological Laboratory, Woods Hole, Massachusetts 02543 and Canada Center for Inland Waters, West Vancouver, British Columbia, Canada. Applied and Environmental Microbiology, Vol. 33, No. 5, p. 1225-1228, USA.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1950: Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie, Cryptophyceen, Chloromonaden, Peridineen, Band XVI, 3. Teil. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (E. Nägele), Stuttgart.
- HUBER-PESTALOZZI, G., 1983. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie, Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales, Band XVI, 7. Teil, 1. Hälfte. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart. 1044 S.
- JEPPESEN, E., SØNDERGAARD, M., JENSEN J.P., HAVENS, K. E., ANNEVILLE, O., CARVALHO, L., COVENEY, M.F., DENEKE, R., DOKULIL, M.T., FOY, B., GERDEAUX, D., HAMPTON, S.E., HILT, S., KANGUR, K., KÖHLER, J., LAMMENS, E.H.H.R., LAURIDSEN, T.L., MANCA, M., MIRACLE, M.R., MOSS, B., NÖGES, P., PERSSON, G., PHILLIPS, G., PORTIELJE, R., ROMO, S., SCHELSKE, C.L., STRAILE, D., TATRAI, I., WILLÉN, E. AND WINDER, M. (2005) Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* (50) 1547-1571.
- KIRSCHNER, A. K. T. & VELIMIROV, B., 1997: A Seasonal Study of Bacterial Community Succession in a Temperate Backwater System, Indicated by Variation in Morphotype Numbers, Biomass and Secondary Production. Institut für Medizinische Biologie, Arbeitsgruppe Mikrobiologie, Universität Wien; *Microbial Ecology* (1997) 34: 27-38, Springer Verlag, New York, Inc.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H., 1986: Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. 876pp. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol. 2, (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer, eds), Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H., 1991: Bacillariophyceae, 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 576 pp. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa, Vol. 2, (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer, eds), Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- LENZENWEGER, R., 1996: Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 1, mit 17 Tafeln und 117 Abbildungen im Text, *Bibliotheca Phycologica*, Band 101; J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.
- LENZENWEGER, R., 1997: Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 2, mit 27 Tafeln und zahlreichen Abbildungen im Text, *Bibliotheca Phycologica*, Band 102; J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.
- LENZENWEGER, R., 1999: Desmidiaceenflora von Österreich, Teil 3, mit 22 Tafeln und zahlreichen Abbildungen im Text, *Bibliotheca Phycologica*, Band 104; J. Cramer in der Gebrüder Borntraeger Verlagsbuchhandlung, Berlin, Stuttgart.
- LINNE VON BERG, K. H. & MELKONIAN, M.: Der Kosmos-Algenführer: Die wichtigsten Süßwasser-algen im Mikroskop, Franckh-Kosmos Verlag GmbH & Co. KG, Stuttgart, ISBN 3-440-09719-6.
- MIZUNO, M., 1991: Influence of cell volume on the growth and size reduction of marine and estuarine diatoms. *Journal Phycology*, 27, 473-478.
- NIXDORF, B. & DENEKE, R. 1997: Why 'very shallow' lakes are more successful opposing reduced nutrient loads. *Hydrobiologia* 342/343: 269-284.
- RŮŽIČKA, J., 1977: Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Band 1, 1. Lieferung, mit 18 Textabbildungen und 44 Tafeln, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- RŮŽIČKA, J., 1981: Die Desmidiaceen Mitteleuropas, Band 1, 2. Lieferung, mit 4 Textabbildungen und 73 Tafeln, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart.
- SMITH, R. E. H. & KALFF, J., 1983: Competition for phosphorus among co-occurring freshwater phytoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 28, 448-464.
- SOMMER, U., GLIWICZ, Z. M., LAMPERT, W. & DUCAN, A., 1986: The PEG-Model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106/4, 433-471.
- STREBLE, H. & KRAUTER, D., 2002: Das Leben im Wassertropfen: Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Kosmos-Naturführer. Kosmos Verlag, Stuttgart.
- TEUBNER, K., 1996: Struktur und Dynamik des Phytoplanktons in Beziehung zur Hydrochemie und Hydrophysik der Gewässer: Eine multivariate statistische Analyse an ausgewählten Gewässern der Region Berlin-Brandenburg. Dissertation, 232 S.

- TEUBNER, K., 2001: Die Algengemeinschaften in Seen. In: Ökologie und Schutz von Seen. Facultas, Wien. 89-121.
- TEUBNER, K. 2003. Algen als natürlicher Bestandteil in Seen: Wann und warum werden Algenentwicklungen problematisch? In: Kongressband 2. Int. Kongr. naturnahe Badegewässer, Salzburg: 40-44.
- TEUBNER, K., CROSBIE, N., Donabaum, K., KABAS, W., KIRSCHNER, A., PFISTER, G., SALBRECHTER M. and DOKULIL, M.T. 2003a: Enhanced phosphorus accumulation efficiency by the pelagic community at reduced phosphorus supply: a lake experiment from bacteria to metazoan zooplankton, *Limnology and Oceanography* 48 (3): 1141-1149.
- TEUBNER, K., CROSBIE, N., Donabaum, K., KABAS, W., KIRSCHNER, A., PFISTER, G., SALBRECHTER M. and DOKULIL, M.T. 2003b: Erhöhte Phosphorakkumulation durch die pelagische Gemeinschaft bei reduzierter Gesamtphosphorbelastung: Eine Gesamtstudie von den Bakterien bis zum Zooplankton in dem städtischen Flachsee Alte Donau. In: DGL-Tagungsbericht 2003 (29.9.-2.10.2003) Köln.
- TEUBNER, K. 2006: Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern“. p. 49-74. In: Toxinbildende Cyanobakterien (Blaualgen) in bayerischen Gewässern: Massenentwicklungen, Gefährdungspotential, wasserwirtschaftlicher Bezug. Materialienband Nr. 125, pp. 145 Bayerisches Landesamt für Umwelt. ISBN: 13: 978-3-940009-08-1. http://www.bestellen.bayern.de/shoplink/lfu_was_00006.htm
- TEUBNER, K., MORSCHEID, Ha., TOLOTTI, M., MORSCHEID, Hei. & V. KUCKLENTZ. 2004. Bedingungen für das Auftreten toxinbildender Blaualgen in bayerischen Seen und anderen stehenden Gewässern. Informationsberichte Bayer. Landesamt Wasserwirtschaft, München: 84 pp. http://www.bayern.de/LFW/technik/gewaesseroekologie/lebensraum/projekte/endbericht_blaualgen.pdf
- UTERMÖHL, H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitteil. Int. Ver. Limnol.* Nr. 9, 1-38 S., Stuttgart.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E., 1991. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, New York etc., 1 - 391 S.
- WOHLSCHLAGER, N. & HUMER, G., 2005: Campingplatz & Badebiotop, Technischer Bericht betreffend: Badebiotop Felix Hingsamer, Edenaichet, Eggerding, OÖ; Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft, Geboltskirchen, GZ 02191-A3-01.
- ZELINKA & MARVAN, 1961: Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer, *Arch. Hydrobiol.* 57: 389-407.

Verzeichnis der Internetquellen:

- BMLFUW, 2002-4: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Gewässerschutzbericht 2002, Wien; In: Österreichischer Bericht der IST-Bestandsanalyse/Methodik, 2005; www.lebensministerium.at/wasser/wasserrahmenrichtlinie [Abfragedatum: 19.01.07]
- DIN, Deutsches Institut für Normung, www2.din.de [Abfragedatum: 10.02.07]
- HIGA, T. & J.F. PARR (2007) internet publication: <http://www.agriton.nl/higa.html> (download 1.8 2007)

DANKSAGUNG

Wir bedanken uns bei Herrn Dr. Peter Siegel vom Institut für Wassergüte des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und Herrn Dr. Alexander Kirschner vom Institut für medizinische Biologie für die Unterstützung hinsichtlich einer Diskussion der Ergebnisse. Dank gilt auch Frau Univ.- Prof. Dr. Irene Lichtscheidl, von der Einrichtung Cell Imaging und Ultrastrukturforschung an der Universität Wien, für Ihre Hilfsbereitschaft bei der Anfertigung digitaler Fotoaufnahmen, sowie Univ.- Prof. Dr. Georg Janauer, vom Institut für Limnologie und Hydrobotanik, für die Bereitstellung eines Arbeitsbereiches. Weiterer Dank gilt Herrn Dipl. Ing. Norbert Wohlschlager vom Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft in Geboltskirchen (Oö) für die Übermittlung technischer Daten.