

Rhena SCHUMANN & Ulf KARSTEN

## Phytoplankton im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette – 13 Jahre Remesotrophierung

Phytoplankton in the Zingster Strom of the Darß-Zingst Bodden Chain – 13 years of remesotrophication

### Abstract

The phytoplankton in the Zingster Strom (Darß-Zingst Bodden Chain, Southern Baltic Sea) is dominated by *Synechococcus*-like and chroococcal cyanobacteria as well as chlorophyceae. Many species produce voluminous mucoid envelopes and form very small cells and colonies. Therefore, these taxa do not sediment well and, hence, can be easily resuspended in the shallow water column. This impairs the under water light climate and reduces primary production at constantly high biomasses. Although nutrient concentrations were clearly reduced since 1990, phytoplankton biomass and composition did not change. The only indications of remesotrophication in the Zingster Strom measured by phytoplankton parameters are lower spring peaks of chlorophyll a-concentrations and lower pH.

**Keywords:** Phytoplankton composition, eutrophic brackish coastal lagoon, nutrient reduction

### 1 Einleitung

Seit den 1980er Jahren, für die Darß-Zingster Boddenkette seit 1990, wurden die Nährstoffeinträge in Gewässer durch zahlreiche externe Maßnahmen deutlich reduziert. Viele Fließgewässer und tiefe Seen haben sich bereits stark erholt, was auch an Hand biologischer Parameter, wie der Phytoplanktonbiomasse, gut nachweisbar ist (GAEDKE & SCHWEIZER 1993). Polymiktische, flache Gewässer haben jedoch auf Grund der häufigen Rücklösung von Nährstoffen aus den hoch belasteten Sedimenten eine wesentlich geringere Chance zur Verbesserung der Wasserqualität, d. h. zur Remesotrophierung.

Die Darß-Zingster Boddenkette wurde bis 1990 ebenfalls sehr stark eutrophiert (SCHLUNGBAUM 1982, SCHIEWER et al. 1990). Die Belastung des Pelagials mit Phytoplankton und Partikeln ist so hoch, dass trotz der geringen Wassertiefe von durchschnittlich 2 m weniger als 1/5 der Wassersäule euphotisch sind (SCHUBERT et al. 2001). Dennoch kam es zu einer deutlichen Zunahme der Produktion, Biomasse und zu Veränderungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons mit einer ausgeprägten Dominanz der Chlorophyceen (WASMUND & SCHIEWER 1994).

Obwohl im Vergleich zu 1990 bereits eine Reduktion von Pflanzennährstoffen nachgewiesen wurde (BAUDLER 2004, BACHOR 2005), sind andere Parameter der Wasserqualität, wie z. B. die Trübung, unverändert (unpubliziert). Da die Nährstoffbelastung zunächst das Phytoplankton und dessen Aktivität dann das gesamte Gewässer beeinflusst, soll hier die Zusammensetzung des Phytoplanktons sowie die Veränderung seiner Biomasse seit 1990 beschrieben werden. Erste Anzeichen der Verbesserung auch biologischer Qualitätsparameter werden dargestellt. Gründe für die sehr langsame Veränderungen werden diskutiert.

## 2 Methoden

Phytoplanktonproben wurden seit 1991 2-4 wöchentlich im Winterhalbjahr und 1-2 wöchentlich in der Vegetationsperiode aus den oberen 50 cm des Zingster Stromes entnommen. 20 ml wurden mit einigen Tropfen Lugol'scher Lösung fixiert und weitere 20 ml mit 1 ml 25 %iger Glutardialdehydlösung konserviert. Alle Proben wurden lichtgeschützt und gekühlt bis zur Auszählung aufbewahrt. Lugol-fixierte Unterproben von 1 ml wurden nach 4-stündiger Sedimentation in 3 mm hohen Zählkammern bei 256-facher Vergrößerung an einem Labormikroskop (Euromex, Holland) ausgezählt. Die Artbestimmung erfolgte nach PANKOW (1990) bzw. für fädige Cyanobakterien nach ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK (1988). Von dominierenden Arten, die zusammen > 90 % der Biomasse bildeten, wurden nach dem teilkammerelastischen Zählverfahren (LUND et al. 1958) jeweils > 100 Individuen erfasst. Zellgrößen wurden vermessen, über geometrische Körper in Biovolumen umgerechnet (HILLEBRAND et al. 1999) und aus einem Anteil von 11,25 % Kohlenstoff an der Masse (HEERKLOSS & VIETINGHOFF, 1981) die Biomasse errechnet. *Synechococcus*-ähnliche solitäre Cyanobakterien wurden epifluoreszenzmikroskopisch quantifiziert (Olympus BH2-RFCA, 1250-fache Vergrößerung, BP 545). Dazu wurden 0,5-1 ml Probe auf mit Irgalanschwarz gefärbte Isopore Membranen (Porengröße 0,2 µm, Sigma-Aldrich) mit -200 mbar filtriert und 200-400 Zellen auf mindestens 20 Teilflächen des Filters gezählt. Von jeweils 10 Cyanobakterien- (3 Arten) und Chlorophyceen-Kolonien (ohne Artdetermination) pro Probe wurden die Zellzahlen ebenfalls epifluoreszenzmikroskopisch ermittelt. Aus der jeweiligen Koloniezahl, der durchschnittlichen Zellzahl pro Kolonie und der rasterelektronenmikroskopisch ermittelten Zellgröße (unpubliziert) wurde die Biomasse dieser Kolonien berechnet. Mikrophotographien wurden mit dem inversen Mikroskop Olympus IX 70 (differentieller Interferenzkontrast, SIS ColorView 12, AnalySIS Pro 3.2 gewonnen.

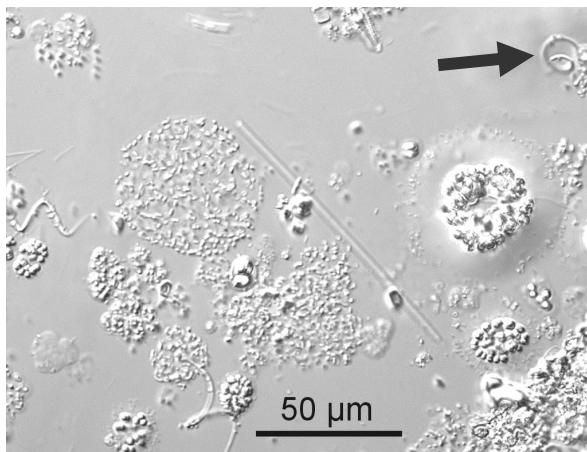
Wassertemperatur, Salinität und pH-Wert wurden täglich um 8.00 MEZ gemessen (LF 96 und pH 96, WTW). Die Vegetationsperiode wurde an Hand der Temperaturen ab > 5°C von April bis einschließlich September kalendarisch festgelegt. Seit 1998 wurde täglich die Chlorophyll *a*-Konzentration gemessen. Dafür wurden 20-100 ml Probe auf einen Whatman GF/F Glasfaserfilter (47 mm) filtriert und bis zur Messung eingefroren. Der Filter wurde mit 10 ml 90 %igem Aceton homogenisiert, bei 5000 U min<sup>-1</sup> 10 min abzentrifugiert und die Konzentration in 1 bzw. 5 cm Küvetten photometrisch nach JEFFREY & HUMPHREY (1975) bestimmt.

### 3 Ergebnisse

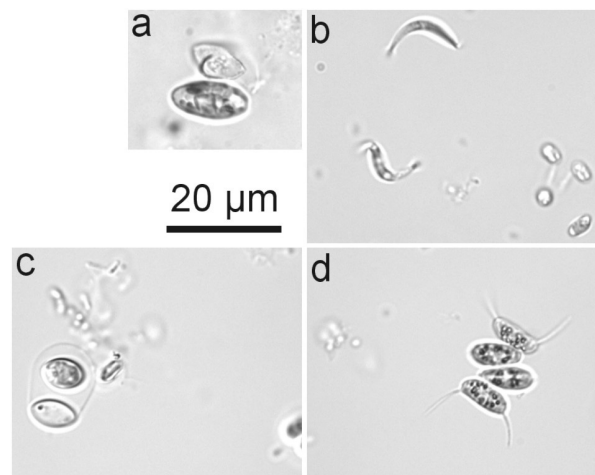
#### 3.1 Besonderheiten dominierender Arten

Das Phytoplankton des Zingster Stromes und der gesamten Darß-Zingster Boddenkette wird ganzjährig von Cyanobakterienkolonien dominiert. Die meisten Kolonien sind deutlich  $< 50 \mu\text{m}$  im Durchmesser und z. T. von voluminösen Gallerthüllen umgeben (Abb. 1). Diese chroococcalen Cyanobakterien sind mit bis zu 100 heterotrophen Bakterien je Kolonie vergesellschaftet. Die Artbestimmung der chroococcalen Cyanobakterien ist mikroskopisch schwierig. Vorläufig werden die wichtigsten Vertreter als *Aphanothece clathrata* und *Gomphosphaeria pusilla* angesprochen. Stäbchenförmige solitäre Cyanobakterien treten ebenfalls ganzjährig in hohen Abundanzen auf. Viele cyanobakterielle 16SrDNA-Sequenzen aus der Darß-Zingster Boddenkette sind denen der Gattung *Synechococcus* sehr ähnlich (GEIß et al. 2004), so dass sehr wahrscheinlich viele Picoplankter zu dieser Gattung gehören. Wichtige fädige Arten sind *Limnothrix planktonica* und *Planktolyngbya contorta* mit sehr geringen Trichomdurchmessern von  $< 2 \mu\text{m}$ . Sie besitzen keine Heterocysten.

Einige Chlorophyten bilden an Stelle der Zönobien aus 4 oder 8 Zellen unregelmäßig geformte Kolonien, so dass auch hier die Artbestimmung nach morphologischen Merkmalen nur eingeschränkt möglich ist. In der Darß-Zingster Boddenkette vorkommende Arten, bei denen häufig Kolonien und Verklumpungen beobachtet wurden, sind z. B. *Tetrastrum triangulare* und *Crucigenia quadrata*. Das erste Grünalgenisolat, von dem die Sequenz der 18SrDNA bereits ausgewertet ist, ist genetisch *Desmodesmus subspicatus* sehr ähnlich (FRIEDL, persönl. Mitteilung). Weitere stetige Vertreter der Chlorophyceen sind *Monoraphidium*, *Oocystis* und *Scenedesmus* spp. (Abb. 2).



**Abb. 1** Gallertige Kolonien bildende Cyanobakterien und Chlorophyceen, (Zingster Strom, 16.06.2002)



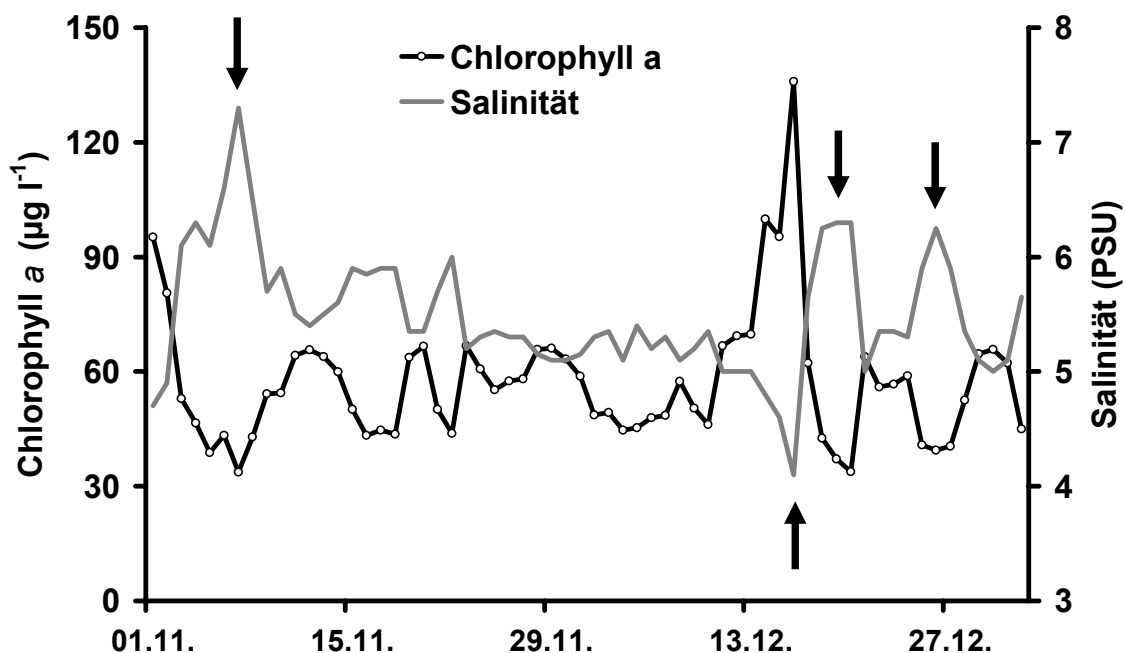
**Abb. 2** Vertreter der Cryptophyceae (a) und dominierender Chlorophyceen der Gattungen *Monoraphidium* (b), *Oocystis* (c) und *Scenedesmus* (d) (Zingster Strom, 12.10.2002)

Die meisten Arten – auch die der nur gelegentlich zu beobachtenden Bacillario- und Dinophyceen – kommen entweder als Einzelzellen oder kleine Zönobien und Kolonien vor. Auch die fädigen Cyanobakterien bilden nur selten längere Trichome. Typisch sind Fäden von 20-30  $\mu\text{m}$  Länge (Abb. 1 Pfeil). Deshalb ist der Anteil des Mikrophytoplanktons ( $> 20 \mu\text{m}$ ) sehr gering. Auch die Größe der Zellen selbst ist häufig deutlich reduziert. Die Zahl der Zellen in den Zönobien, insbesondere der Chlorophyceen, ist darüber hinaus oft ungewöhnlich gering (nur 2).

Fast alle Arten sind entweder salztolerante Süßwasserarten oder oligo- euryhalin. Nur die Dinophyceen (*Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium* spp.) bevorzugen Salinitäten  $> 10$  PSU.

### 3.2 Kurzzeitvariabilität

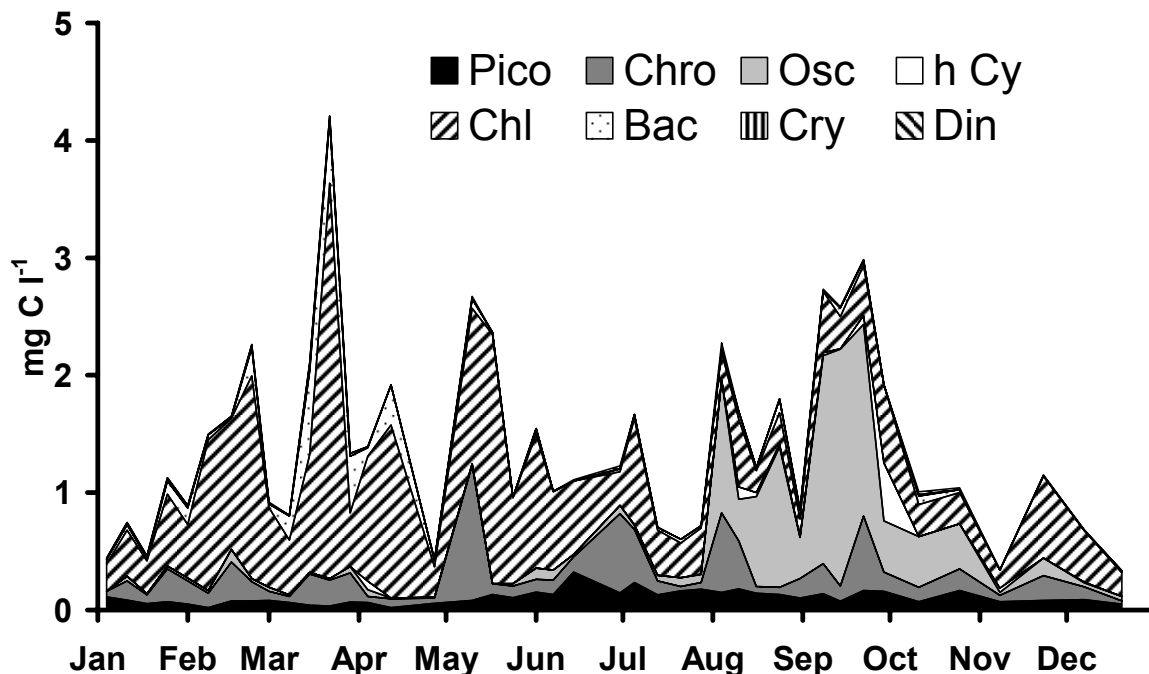
Insbesondere an der Probennahmestelle im Zingster Strom zeigte die Salinität, die den jeweiligen Wasserkörper charakterisiert, große Schwankungen (Abb. 3). Bei einer deutlichen Zunahme der Salinität durch aus dem Barther Bodden einströmendes Wasser (Pfeile) nahm die Chlorophyllkonzentration stark ab. Aus der inneren Boddenkette über den Zingster Strom ausströmendes Wasser war durch fallende Salinitäten und höhere Chlorophyllgehalte gekennzeichnet (Abb. 3). Die Chlorophyll a-Konzentrationen konnten sich innerhalb von 24 h verdreifachen oder auf ein Drittel sinken.



**Abb. 3** Phytoplanktonbiomasse ( $\mu\text{g}$  Chlorophyll a  $\text{l}^{-1}$ ) und Salinität (Practical Salinity Units, PSU) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) im November und Dezember 2000 (tägliche Messungen 8.00 MEZ, Pfeile kennzeichnen starke Salinitätsänderungen von  $1 \text{ PSU d}^{-1}$ ).

### 3.3 Jahresperiodik

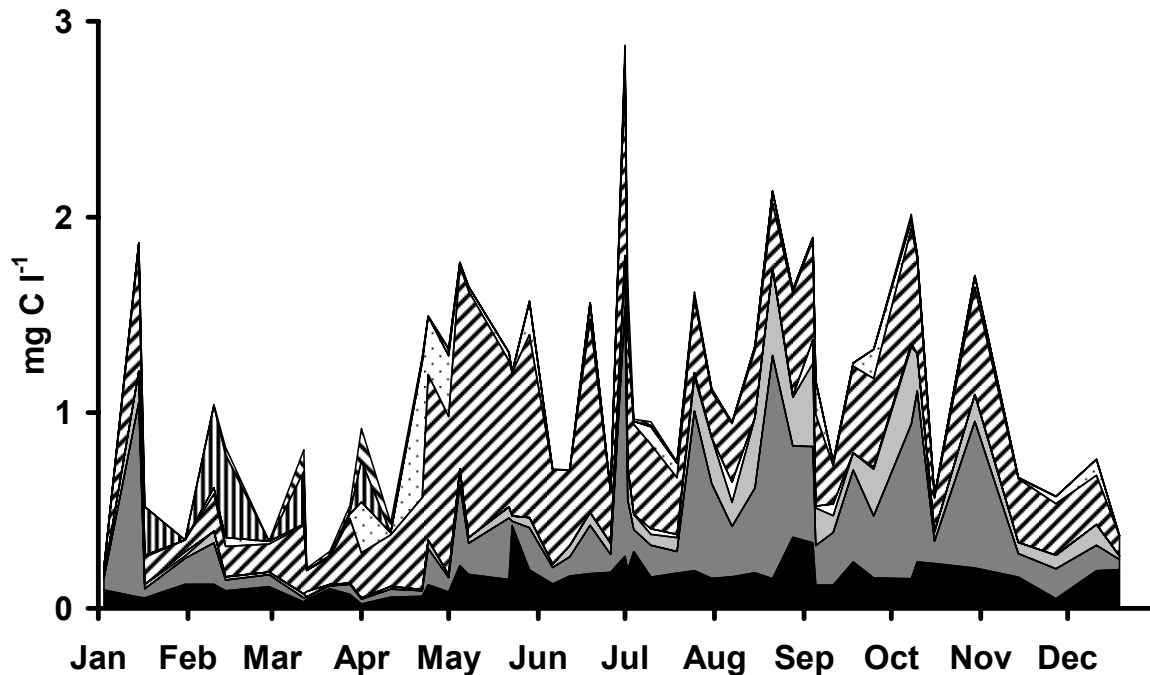
In den meisten Jahren seit 1990 fehlte eine lang anhaltende stabile Eisbedeckung. Ausnahmen bildeten die Winter 1995/96 und 1996/97. Typisch für Winter ohne Eisbedeckung waren relativ hohe Biomassen von Cyanobakterien und Chlorophyceen (Abb. 4). Bereits im Februar nahm die Biomasse vor allem der Chlorophyceen deutlich zu. In 7 von 13 Jahren wurde eine Dominanz der Bacillariophyceen von > 30 % der Biomasse registriert. Sehr häufig beschränkte sich deren Entwicklung auf 1-3 Wochen von Februar bis April. Höhere Chlorophyteen-Biomassen traten anschließend bis Juni auf. Chroococcale Cyanobakterien waren immer wieder kurzzeitig mit höheren Biomassen zu beobachten. Trichale Cyanobakterien dominierten mit stabil hohen Biomassen von August bis September, z. T. Oktober. Andere Gruppen fehlten weitgehend. Hohe Schwankungen der Biomasse von Woche zu Woche waren typisch und spiegelten die hohen zeitlichen und räumlichen Variabilitäten wider (vgl. Kapitel 3.2).



**Abb. 4** Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse ( $\text{mg C l}^{-1}$ ) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) 1995 nach einem überwiegend eisfreien Winter. Pico: Pico cyanobakterien, Chro: chroococcale Cyanobakterien, Osc: Oscillatoriales, h Cy: heterocystenbildende Cyanobakterien, Chl: Chlorophyceen, Bac: Bacillariophyceen, Cry: Cryptophyceen, Din: Dinophyceen.

1996 war eines der seltenen Jahre mit einer mehrmonatigen Eisbedeckung, die erst im April endete. Während der Eisbedeckung war die Biomasse der Cyanobakterien und Chlorophyceen etwas reduziert. Da es zu dieser Zeit jedoch zu einer Blüte von Cryptophyceen kam, war die Gesamtbiomasse in etwa genauso hoch

wie in allen anderen Jahren (Abb. 5). Im Unterschied zur typischen Jahrperiodik (vgl. Abb. 4; 1995) begann die Zunahme der Gesamtbio­masse erst sehr viel später – nach Eisaufbruch. Besonders in solchen Jahren waren im Frühjahr Bacillariophyceen in hohen Abundanzen zu beobachten. Dann dominierten sie das Phytoplankton mit maximal 54 %. Allerdings beschränkten sich diese Diatomeenblüten auf höchstens einige Tage.



**Abb. 5** Zusammensetzung der Phytoplanktonbiomasse ( $\text{mg C l}^{-1}$ ) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) 1996 nach einem strengen Winter mit mehrmonatiger Eisbedeckung bis April. Legende siehe Abb. 4.

### 3.4 Zusammensetzung der Biomasse

Das Phytoplankton des Zingster Stromes wird seit 1990 ganzjährig von Cyanobakterien und Chlorophyceen dominiert (Tab. 1). Dabei war der Anteil der Cyanobakterien an der Biomasse im Sommer mit durchschnittlich 57 % noch größer als im Winter. Das lag vor allem an der Entwicklung fädiger Cyanobakterien im Spätsommer/Herbst (vgl. Abb. 4 und 5). Obwohl die *Synechococcus*-ähnlichen solitären Cyanobakterien sehr geringe Zellgrößen ( $< 1 \mu\text{m}^3$ ) haben, betrug ihr Biomasseanteil auf Grund der hohen Abundanzen von durchschnittlich  $1,7 \cdot 10^6 \text{ ml}^{-1}$  (maximal  $15 \cdot 10^6 \text{ ml}^{-1}$ ) im Langzeitmittel 10 % der Gesamtbio­masse. Bacillariophyceen machten durchschnittlich ebenfalls 10 % des Phytoplanktons aus. Andere Mikroalgenfamilien waren weniger bedeutend. Cryptophyceen bildeten nur unter Eisbedeckung maximale Biomasseanteile von 52 %, wenn die Gesamtbio­masse gering war. Die Ausprägung einer Eisdecke beeinflusste zwar einige taxonomische Gruppen, diese Unterschiede zu den anderen Jahren waren

aber auf die Zeit unmittelbar nach Eisaufbruch beschränkt und beeinflussten Jahresmittelwerte kaum.

**Tab. 1** Durchschnittlicher Anteil ausgewählter taxonomischer Gruppen an der Phytoplanktonbiomasse (%) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) von 1990-2002 in der Ruhezeit (Winter: November-März, Wassertemperaturen überwiegend < 5°C, n=74), in Wintern mit Eisbedeckung (1995/96 und 1996/97, n=25) und in der Vegetationsperiode (Sommer: April-Oktober, Wassertemperaturen überwiegend > 5°C, n=138)

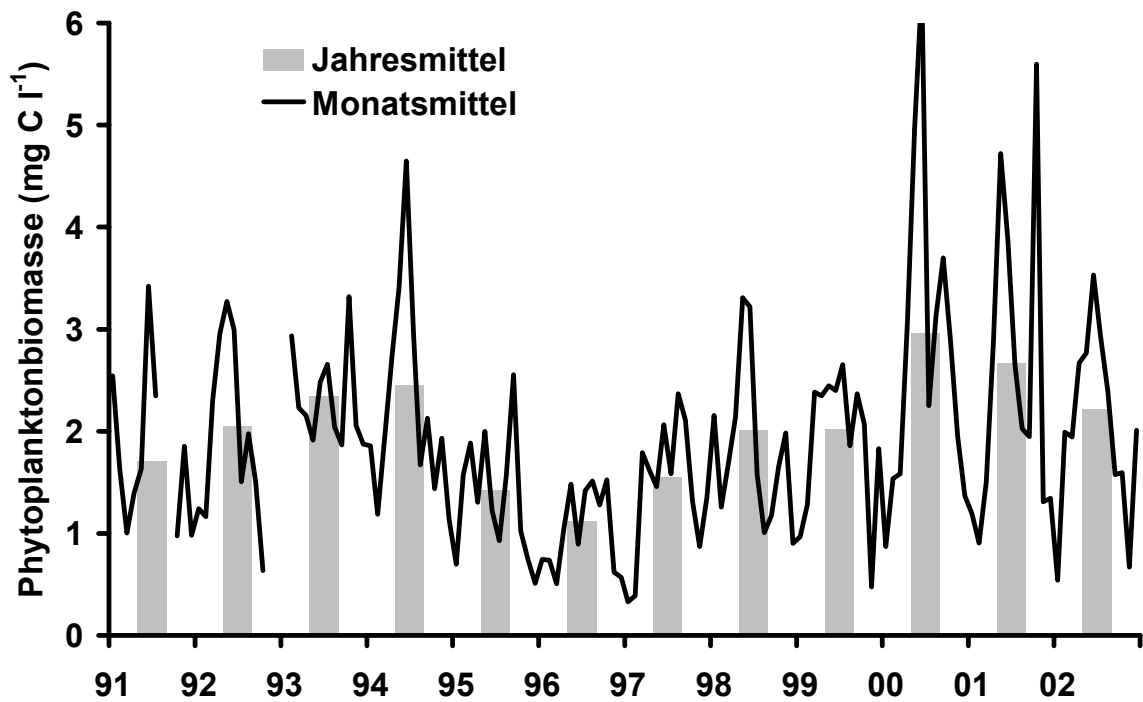
taxonomische Gruppe	Winter	nur Eiswinter	Sommer
Cyanobakterien	50	38	58
<i>Synechococcus</i> -ähnliche (solitär)	10	13	9
Chroococcale Kolonien	27	17	31
Oscillatoriales	12	7	16
Chlorophyceen	38	47	35
Bacillariophyceen	9	6	6
Cryptophyceen	2	6	0

### 3.5 Trends der Biomasse und Zusammensetzung seit 1990

Eine Abnahme der Biomasse seit 1990 war nicht nachzuweisen. Es gab Mitte der 1990er Jahre 3 Jahresmittel, die deutlich unter dem langjährigen Durchschnitt lagen. Zwei dieser Jahre folgten auf die Winter mit Eisbedeckung 1996 und 1997 (Abb. 6). Die Jahre 2000-2002 waren dann wieder sowohl durch besonders hohe sommerliche Biomassen als auch erhöhte Jahresmittel der Biomasse gekennzeichnet. Ein Zusammenhang mit den winterlichen Konzentrationen an anorganischem Stickstoff ließ sich nicht nachweisen (nicht gezeigt).

Eine Reduktion partikulären Materials (gemessen als Trübung bei 720 nm) und gelösten organischen Substanzen (Gelbstoffe, Absorption bei 380 nm) ließ sich ebenfalls nicht beweisen. Im Gegensatz zur Phytoplanktonbiomasse ließen sich außer 1993 und 1994 mit deutlich erhöhten Messwerten auch keine weiteren Zeiträume über- oder unterdurchschnittlicher organischer Belastung ermitteln (nicht gezeigt), die die Trendanalyse beeinflussten.

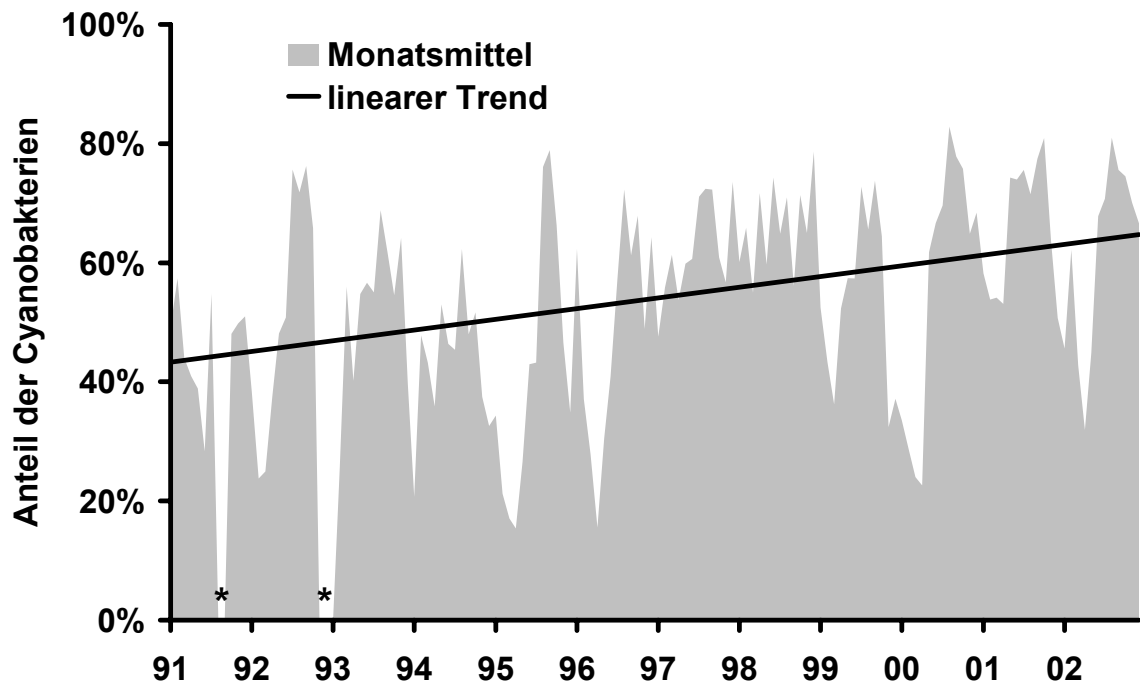
Der Anteil der Cyanobakterien erhöhte sich im Untersuchungszeitraum von 47 % im Jahresmittel auf 61 %, wobei die typische Jahresperiodik mit geringeren Anteilen im Winter (Tab. 1) nicht in jedem Jahr deutlich ausgeprägt war (Abb. 7). Diese Veränderung war nicht mit der Zunahme einer bestimmten Art oder Gruppe verbunden. Blütenbildner, wie *Nodularia*, *Anabaena* und *Microcystis* spp., die zudem auch noch häufig Toxine produzieren, wurden nur in wenigen Proben vereinzelt beobachtet. Cyanobakterienblüten scheinen sehr selten zu sein. Seit 1990 berichteten nur BLÜMEL & SCHUBERT von einer aufräumenden Algenblüte direkt in der Recknitzmündung (persönl. Mitteilung).



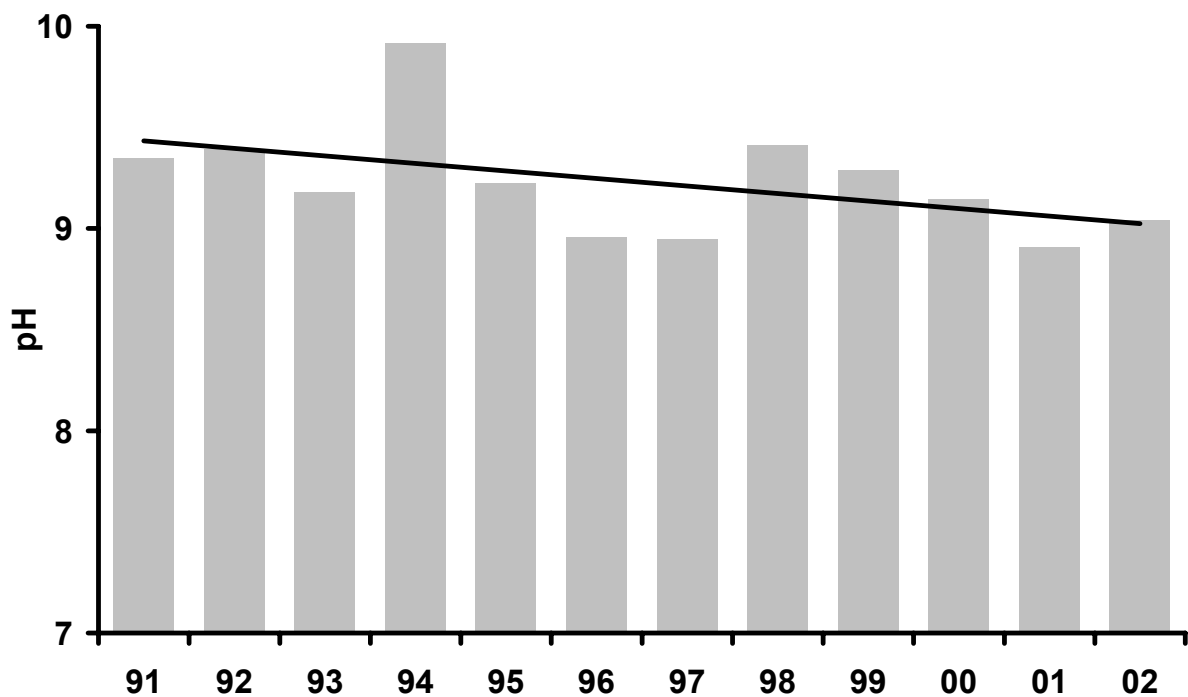
**Abb. 6** Monats- und Jahresmittel der Phytoplanktonbiomasse ( $\text{mg C l}^{-1}$ ) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) 1991-2002 ( $n=380$ )

Hohe pH-Werte werden auch durch eine intensive Primärproduktion verursacht. PH-Werte von bis zu 11, wie sie in den 1980er Jahren im Frühjahr häufig auftraten (unpubliziert), wurden seit 1990 nicht mehr beobachtet. Maxima über 9.5 wurden nur noch einmal im Mai / Juni 1994 gemessen (Abb. 8). Diese Abnahme der extrem hohen pH-Maxima in Frühjahr und Frühsommer spricht für eine deutliche Reduktion der Aktivität des Phytoplanktons. Sowohl die absoluten Frühjahrsmaxima als auch die Mittelwerte der pH-Werte in der Vegetationsperiode sanken um 0,4 in 12 Jahren.





**Abb. 7** Monatsmittel des Cyanobakterienanteils an der Phytoplanktonbiomasse (%) im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) und linearer Trend ( $y = 0,0015x - 1,1984$ ; Anstieg entspricht ca. +22 % im Untersuchungszeitraum) der Zunahme 1991-2002 (n=380, \* keine Probenahmen in diesen Monaten).



**Abb. 8** Jahresmaxima des pH-Wertes im Zingster Strom (20 cm unter der Wasseroberfläche) und linearer Trend der Abnahme 1991-2002 ( $y = -0,0371x + 9,4701$ ; Anstieg entspricht ca. +0,4 im Untersuchungszeitraum; n=12)

## 4 Diskussion

Die Kolonien bildenden Arten des Phytoplanktons stellen nicht nur Bakterien einen besonderen Lebensraum zur Verfügung, sondern sie beeinflussen neben den kompletten Nahrungsgefügen auch die physiko-chemischen Eigenschaften des partikulären organischen Materials. Mucoide Substanzen, die vor allem um die Kolonien als Schleim- und Gallerthüllen lokalisiert sind, stellen durchschnittlich 64 % des Volumens organischer Partikel dar (SCHUMANN & RENTSCH 1998, SCHUMANN et al. 2001). Sie erhöhen das durchschnittliche Partikelvolumen, was möglicherweise die Fressbarkeit der Kolonien durch das Metazooplankton beeinträchtigt, über dessen Nahrungsversorgung schon vielfältig diskutiert wurde (z. B. HEERKLOSS 1999). Die chemische Zusammensetzung des partikulären Materials wird von Kohlenhydraten und Proteinen dominiert (SCHUMANN et al. 2001), die eine erhöhte Klebrigkeit besitzen. Diese führt zu weiteren Aggregationen der Zellen und Kolonien, die die Größe und das Sedimentationsverhalten der Partikel erhöhen können (ESTRUM-YOUSEF et al. 2000). Andererseits trägt die Bildung voluminöser Strukturen mit geringer Dichte zu einer Verbesserung der Schwebefähigkeit der Partikel und einer leichten Resuspendierbarkeit bei, die ständig für hohe Abundanzen des Phytoplanktons und große Mengen organischer Partikel im Pelagial sorgt (SCHUMANN et al. 2005). Das wiederum hat einen unmittelbar negativen Einfluss auf das Unterwasserlichtklima und die Primärproduktion (SCHUBERT et al. 2001).

Neben der Koloniebildung sind weitere Abweichungen der Morphologie bei vielen Arten auffällig. So sind viele Zellen deutlich kleiner als die Spannbreite, die für die entsprechenden Arten in der Bestimmungsliteratur angegeben werden (vgl. PANKOW 1990 und z. B. ANAGNOSTIDIS & KOMÁREK 1988). Insbesondere die Chlorophyceen haben Zönobien reduzierter Zellzahl. Trichale Cyanobakterien bilden sehr kurze Filamente. Die starke Exsudation gelöster und gallertiger Substanzen, insbesondere von Kohlenhydraten, kann durch eine Stickstofflimitation, wie sie zumindest für den Sommer und Herbst in den mittleren und äußeren Bodden als potentiell das Wachstum begrenzend nachgewiesen wurde (SCHUMANN 1994), hervorgerufen oder verstärkt werden (z. B. MYKLESTAD 1995). Andererseits wird auch die besonders gute Nährstoffversorgung am Ende des Winters als Ursache für morphologische Auffälligkeiten diskutiert (WASMUND 1994). Diese Besonderheiten hängen wahrscheinlich außerdem mit den Salinitäten von 1-14 PSU in der Darß-Zingster Boddenkette zusammen (SCHUMANN et al. 2006). Für die überwiegend aus dem Süßwasser stammenden Arten sind Salinitäten von > 5 PSU ungünstig.

Die im Zingster Strom in den frühen 1990er Jahren beobachteten Abundanzen der autotrophen Picoplankter waren die höchsten jemals publizierten (KLINKENBERG & SCHUMANN 1995). An fast allen untersuchten Stationen entlang des Salinitätsgradienten wurden molekulargenetisch Vertreter der Gattung *Synechococcus* nachgewiesen (GEIß et al. 2004), so dass zumindest ein bedeutender Teil des Picophytoplanktons genuin solitär ist. Das schließt jedoch nicht aus, dass einzellige Cyanobakterien auch aus Kolonien stammen und somit ganz anderen Arten angehören. Morphologisch nicht vom Cyanobakterium *Limnothrix planktonica* unterscheidbar sind Trichome des Chlorophyll *b* synthetisierenden Cyanobakteriums (Prochlorophyt) *Prochlorothrix* spp. (GEIß et al.

2003). Es konnte deshalb noch nicht quantifiziert werden, wann und mit welcher Biomasse diese "Prochlorophyten" im Phytoplankton eine Rolle spielen.

WASMUND & BÖRNER (1992) beschrieben einen Rückgang des Anteils der Cyanobakterien von ca. 50 % in den 1970er Jahren auf 10–20 % der Gesamtbio­masse im Verlauf der 1980er Jahre. Abiotische Faktoren konnten als Ursache hierfür nicht verantwortlich gemacht werden. Ein Zusammenhang mit Veränderungen im Metazooplankton war ebenfalls nicht nachweisbar (Diskussion in WASMUND & SCHIEWER 1994). So niedrige Cyanobakterienanteile wurden weder in den 1990er Jahren (SCHUMANN 1994, SCHUMANN et al. 2001) noch in den 2000er Jahren beobachtet (Abb. 7). Unter Berücksichtigung methodischer Probleme der Quantifizierung sehr kleiner und zarter Cyanobakterien unter relativ geringen Vergrößerungen und ohne Pigmentfluoreszenzanalyse kann diese Abnahme des Cyanobakterienanteils eher als eine Verschiebung von deutlich erkennbaren größeren Zellen und Kolonien, z. B. *Nodularia*, *Anabaena* und *Microcystis* spp., hin zu den hier beschriebenen Arten interpretiert werden. Ob diese Arten Stickstoff fixieren oder Toxine produzieren können, lässt sich erst nach (molekularbiologischer) Artbestimmung und durch physiologische Tests nachweisen. Der hohe Anteil von Chlorophyceen (Tab. 1) wurde auch schon zu Beginn der 1980er Jahre beobachtet und als Anzeichen sehr hoher Eutrophierung, vor allem einer guten Stickstoffversorgung, angesehen (WASMUND 1994). Die Dominanz von Chlorophyceen wird eher selten und höchstens für eutrophe Süßwassersysteme beschrieben (z. B. BOUVY et al. 1999).

Die durch die hydrologischen Bedingungen, z. B. Ein- und Ausstrom, Vermischung von Wasserkörpern, Langmuir-Zirkulation, Sedimentation und Resuspension verursachten hohen Kurzzeitvariabilitäten der Partikelmen­gen und des Unterwasserlichtklimas beeinflussen die Biomasse und Produktion des Phytoplanktons erheblich. Zumindest bei der Untersuchung von Langzeittrends, räumlichen Verteilungen (SCHUMANN et al. 2006) und der Beurteilung der Wassergüte (RIELING et al. 2003) an Hand der Eigenschaften des Phytoplanktons muss die jeweilige Salinität zur Charakterisierung des beprobten Wasserkörpers berücksichtigt werden.

In der jährlichen Phytoplanktonsukzession (SOMMER et al. 1986) fällt das Fehlen der Diatomeenfrühjahrsblüte und das Auftreten kleinerer Phytoflagellaten in vielen Jahren auf. Wahrscheinlich liegt die Ursache für das Ausbleiben dieser Gruppen in den hohen winterlichen Biomassen der Cyanobakterien und Chlorophyceen (SCHUMANN et al. 2005), die auf Grund ihrer geringen Zellgröße bei der Nährstoffaufnahme zumindest den Diatomeen überlegen sein werden. Im Gegensatz zu anderen Gewässern mit ausschließlich sommerlicher Chlorophyceen-Dominanz (HUDON et al. 1996), ist diese Gruppe in der Darß-Zingster Boddenkette immer bedeutend (Tab. 1, Abb. 4 und 5).

Die seit 1990 vor allem für Phosphor nachgewiesene Nährstoffreduktion (BACHOR 2005) sowie die auf geringerem Niveau stabilisierten anorganischen Stickstoffverbindungen (BAUDLER 2004) haben noch nicht zu einer Verringerung der Phytoplanktonbiomasse oder zu Veränderungen ihrer Zusammensetzung geführt. Als Ursachen hierfür kommen die hohe Belastung der Sedimente mit phosphor- und stickstoffhaltigen Verbindungen, die durch die geringe Wassertiefe leichte und bis an

die Oberfläche reichende Freisetzung bzw. Einmischung von Substanzen, Einträge aus Zuflüssen und Böden in Betracht. Anzeichen für eine beginnende Remesotrophierung sind jedoch die wesentlich geringer ausfallenden Maxima der Chlorophyll *a*-Konzentrationen (unpubliziert) und primärproduktionsbedingten pH-Werte (Abb. 8). Für eine Analyse von Trends der Primärproduktion gibt es keine ausreichende Datengrundlage. Insbesondere fehlen umfassende neuere Daten (SCHUMANN et al. 2005).

## Danksagung

Wir danken den Mitarbeiter(inne)n der Biologischen Station Zingst, Henning Baudler, Volker Reiff und Rita Wulff, für die aufopferungsvolle tägliche Beprobung des Zingster Stromes und die Messung der physiko-chemischen Parameter. Manuela Görs, Kristin Sauer und Thomas Friedl führten die molekularbiologischen Arbeiten und die phylogenetische Analyse des Grünalgenisolates durch.

## Literatur

- ANAGNOSTIDIS, K. & KOMÁREK, J. (1988): Modern approach to the classification system of cyanophytes. 3 – Oscillatoriales. – Archiv für Hydrobiologie, Supplement 80 (Algological Studies, 50-53): 327-472.
- BACHOR, A. (2005): Nährstoffeinträge in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns – eine Belastungsanalyse. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 14: 17-32.
- BAUDLER, H. (2004): Der Salzgehalt und N-Nährstoffhaushalt in der Darß-Zingster Boddenkette. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge, 13: 241-246.
- BOUVY, M.; MOLICA, R.; DE OLIVEIRA, S.; MARINHO, M. & BEKER, B. (1999): Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. – Aquatic Microbial Ecology, 20: 285-297.
- ESTRUM-YOUSEF, S. R.; FEUERPFIL, P.; SCHUBERT, H. & SCHUMANN, R. (2000): Quality of particulate matter and its potential sinking rates in pelagic samples of inshore and bodden waters of the Southern Baltic Sea. – International Revue of Hydrobiology, 85: 341-357.
- GAEDKE, U. & SCHWEIZER, A. (1993): The first decade of oligotrophication in Lake Constance. I. The response of phytoplankton biomass and cell size. – Oecologia, 93: 268-275.
- GEISS, U.; BERGMANN, I.; BLANK, M.; SCHUMANN, R.; HAGEMANN, M. & SCHOOR, A. (2003): Detection of chlorophyll binding protein encoding genes (pcb) indicates *Prochlorothrix* as an established member of phytoplankton in coastal waters of the Southern Baltic Sea. – Applied and Environmental Microbiology, 69: 6243-6249.
- GEISS, U.; SELIG, U.; SCHUMANN, R.; STEINBRUCH, R.; BASTROP, R.; HAGEMANN, M. & SCHOOR, A. (2004): Investigations on cyanobacterial diversity in a shallow estuary (Southern Baltic Sea) including genes relevant to salinity resistance and iron starvation acclimation. – Environmental Microbiology, 6: 377-387.
- HEERKLOSS R (1999) A long-term series of zooplankton monitoring of a shallow coastal water of the Southern Baltic. – Limnologia, 29: 317-321.
- HEERKLOSS, R. & VIETINGHOFF, U. (1981): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. – Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock, 30: 31-36.
- HILLEBRAND, H.; DURSELEN, C. D.; KIRSCHTEL, D.; POLLINGER, U. & ZOHARY, T. (1999): Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. – Journal of Phycology, 35: 403-424.
- HUDON, C.; PAQUET, S. & JARRY, V. (1996): Downstream variations of phytoplankton in the St. Lawrence River (Quebec, Canada). – Hydrobiologia, 337: 11-26.
- JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G.F. (1975): New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c<sub>1</sub> and c<sub>2</sub> in higher plants, algae and natural phytoplankton. – Biochemie und Physiologie der Pflanzen, 167: 191-194.
- KLINKENBERG, G. & SCHUMANN, R. (1995): Abundance changes of autotrophic and heterotrophic picoplankton in the Zingster Strom, a shallow, tideless estuary south of the Darß-Zingst

- Peninsula (Southern Baltic Sea). – *Archiv für Hydrobiologie*, 134: 359-377.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C. & LE CREN, E. D. (1958): The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. – *Hydrobiologia*, 11: 144-170.
- MYKLESTAD, S. M. (1995): Release of extracellular products by phytoplankton with special emphasis on polysaccharides. – *Science of the Total Environment*, 165: 155-164.
- PANKOW, H. (1990): *Ostsee-Algenflora*. [1. Auflage] – Jena (Gustav Fischer), 648 S.
- RIELING, T.; SAGERT, S.; BAHNWARD, M.; SELIG, U. & SCHUBERT, H. (2003): Definition of seasonal phytoplankton events for analysis of long term data from coastal waters of the southern Baltic Sea with respect to the requirements of the European Water Framework Directive. – [In:] BREBBIA C. A.; ALMORZA D. & SALES D. (Hrsg.): *Water Pollution VII – Modelling, Measuring and Prediction*. Southampton, Boston, WIT Press, 103-114.
- SCHIEWER, U.; ARNDT, H.; JOST, G.; HEERKLOß, R. & WASMUND, N. (1990): Carbon flux dynamics in a shallow eutrophic estuary. – *Limnologica*, 20: 95-100.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sediment-chemical investigations in the coastal waters of the German Democratic Republic. 10. The role of the matter exchange processes at the sediment water contact zone of eutrophic shallow waters and possibilities of investigating by the example of the phosphate cycle - a survey by the example of the Darß-Zingst Bodden Chain. – *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 10: 119-134.
- SCHUBERT, H.; SAGERT, S. & FORSTER, R.M. (2001): Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. – *Helgoland Marine Research*, 55: 12-22.
- SCHUMANN, R. (1994): Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. – Dissertation. Universität Rostock, 142 S.
- SCHUMANN, R.; BAUDLER, H.; GLASS, Ä.; DÜMCKE, K. & KARSTEN, U. (2006): Long-term observations on salinity dynamics in a tideless shallow coastal lagoon of the Southern Baltic Sea coast and their biological relevance. – *Journal of Marine Systems*, 60: 330-344.
- SCHUMANN, R.; HAMMER, A.; GÖRS, S. & SCHUBERT, H. (2005): Winter phytoplankton composition and production in a eutrophicated, shallow estuary of the Southern Baltic Sea, Germany. – *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 62: 169-181.
- SCHUMANN, R. & RENTSCH, D. (1998): Staining particulate organic matter with DTAF- a fluorescence dye for carbohydrates and protein: a new approach and application of a 2D image analysis system. – *Marine Ecology Progress Series*, 163: 77-88.
- SCHUMANN, R.; RENTSCH, D.; GÖRS, S. & SCHIEWER, U. (2001): Composition and quantities of seston particles along a salinity and eutrophication gradient in coastal waters of the Southern Baltic Sea: significance of detritus and transparent mucoid material. – *Marine Ecology Progress Series*, 218: 17-31.
- SOMMER, U.; GLIWICZ, M.; LAMPERT, W. & DUNCAN, A. (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in freshwaters. – *Archiv für Hydrobiologie*, 106: 432-471.
- WASMUND, N. (1994): Phytoplankton periodicity in a eutrophic coastal water of the Baltic Sea. – *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 79: 259-285.
- WASMUND, N. & BÖRNER, R. (1992): Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. – *Wasser und Boden*, 44: 643-647.
- WASMUND, N. & SCHIEWER, U. (1994): Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 2: 41-60.

## Autoren

PD Dr. Rhena Schumann

Prof. Dr. Ulf Karsten

beide:

Universität Rostock  
 Institut für Biowissenschaften  
 Angewandte Ökologie  
 A.-Einstein-Str. 3  
 18051 Rostock

E-mail: rhen.schumann@uni-rostock.de

ulf.karsten@uni-rostock.de