

Hans-Joachim Hübeler; Ulrich Vietinghoff; Marie-Luise Hubert; Solveig Rambow-Bartels; Birger Korth; Helmut Westphal; Brigitte Lenk

Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995

Abstract

Results of the monitoring programme in Greifswalder Bodden from September 1993 to March 1995

Ecologically important parameters have been monitored in Greifswalder Bodden since 1962. This contribution deals with the results of monitoring activities from September 1st 1993 to March 1st 1995. Monitoring was performed weekly and covered physical, chemical and biological parameters. The article also presents quantitative data concerning the macrophyte canopy in shallow regions (analysis of aerial photography and underwater videophotography) and reports on the three-monthly zoobenthos programme. Some of the results are presented and interpreted. A short synopsis of the processes is given.

1 Einleitung

Der Greifswalder Bodden ist mit einer Fläche von 514 km² und einem Volumen von fast 3 Mrd. m³ Wasser der größte aller als "Bodden" bezeichneten flachen Randgewässer an der Ostseeküste der Bundesrepublik Deutschland.

Die ersten ökologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden wurden bereits zu Beginn unseres Jahrhunderts ausgeführt (HENKING 1904, FRAUDE 1906, ABSHAGEN 1908); sie wurden fortgesetzt von SEIFERT (1936, 1938) und EINSLE (1957). Die Untersuchungen der sechziger Jahre (ENGELMANN 1964, SCHNESE 1968, HACKERT 1969, ARLT 1970) stellen einen ersten Höhepunkt dar. In den späten sechziger Jahren wuchs die Bedeutung der Heringsfischerei. Das stimulierte die Untersuchung ökologischer und fischereibiologischer Fragestellungen durch die ehem. Wasserwirtschaftsdirektion Küste, Warnow, Peene Stralsund (jetzt Landesamt für Umwelt und Natur Stralsund sowie Staatl. Amt für Umwelt und Natur Stralsund), das ehem. Institut für

Hochseefischerei (jetzt Bundesamt für Ostseefischerei), die ehem. Sektionen (jetzt Fachbereiche) Biologie und Geographie der Universitäten Rostock und Greifswald, sowie der Forschungsabteilung Umwelt- und Strahlenschutz des Kernkraftwerkes Greifswald-Lubmin, jetzt Energiewerke Nord AG. Die Ergebnisse der Untersuchungen wurden in einer Reihe von Publikationen und Forschungsberichten dargestellt.

Nach 1990 konnte das Monitoring im Greifswalder Bodden mit Unterstützung des Umweltbundesamtes Berlin befristet fortgesetzt werden (s. VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck). Da das Monitoring Ländersache ist, wurde das Monitoring Greifswalder Bodden seit 1993 im Auftrage des Umweltministeriums des Landes Mecklenburg - Vorpommern (jetzt Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt) weitergeführt.

Hierfür gab es insbesondere 3 Gründe:

- ♦ Es liegt seit 1962 eine umfangreiche, wenn auch nicht immer lückenlose Meßserie von ökologisch relevanten Parametern (Nährstoffe, Phytoplankton, Zooplankton u.a.), also eine mehr als 30 Jahre lange Meßreihe, vor. Sie abubrechen, wäre aus vielerlei Gründen sehr bedauerlich gewesen.
- ♦ Für praxis- und forschungs-orientierte Institutionen ist das Monitoring gleichermaßen von Bedeutung; es liefert die Daten, auf deren Grundlage Detailprozesse im Ökosystem überhaupt erst zu verstehen und adäquate Maßnahmen auszuwählen sind.
- ♦ Durch die Abteilung Biophysik des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock wurden im Rahmen eines Förderprojektes des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie im Greifswalder Bodden 5 Pontons mit automatisch registrierenden Gewässersonden installiert. Eine wichtige Aufgabenstellung des Projektes Monitoring bestand neben den oben genannten Aufgaben auch darin, durch Fortsetzung der Messungen mit traditionellen Methoden die Arbeitsweise der automatisch registrierenden Gewässersonden zu überprüfen.

2 Material und Methoden

Stationen im Greifswalder Bodden

Als Probenahmestationen im Greifswalder Bodden wurden 7 Stationen ausgewählt (Abb. 1); die Gründe für die Auswahl waren folgende:

- ♦ Die Stationen sollten repräsentativ für ausgewählte Seegebiete des Greifswalder Boddens sein,
- ♦ die Kontinuität zu früheren Untersuchungen sollte gewahrt bleiben,
- ♦ es mußten darüberhinaus die wichtigsten Import-/Exportwege erfaßt werden,

- ♦ die Nähe zu den automatisch messenden Stationen sollte eine Kontrolle derselben gestatten,
- ♦ und der gesamte Arbeitsaufwand mußte für unser Team machbar sein.

Eine Charakterisierung der Probenahmestationen wird in Tab. 1 gegeben.

Tabelle 1 Charakteristik der Stationen des Monitorings

Station	Charakteristik
Dänische Wiek	Zufluß des Ryck, Einfluß der Stadt Greifswald (Hafen und Kläranlage Ladebow, langjährige Probenentnahmestation
Odas 4	Salzboddengrund, flaches stark mit Makrophyta bewachsenes Gebiet, automatische Meßsonde
Odas 5	Strelasund, wichtiger Import/Export-Weg; langjährige Station, automatische Meßsonde, (etwa langjährige Probenahmestation Palmer Ort),
Adriadne	zentrale Station im Greifswalder Bodden, langjährige Probenahmestation
Odas 2	etwa Zickersches Höft, tiefes Seegebiet, langjährige Probenahmestation, automatische Meßsonde, stark exponiertes Gebiet bei den sehr häufig auftretenden Winden aus SW,
Odas 6	zwischen Mönchgut und Ruden, wichtiger Import/Export-Weg, sandiger Untergrund ohne Makrophyta, automatische Meßsonde, langjährige Probenahmestation (etwa Böttchergrund),
Hollendorf	Peenestrom, wichtiger Import/Export-Weg, langjährige Probenahmestation

Anmerkung: Während sich die langjährigen Probenahmestationen zum großen Teil in den Schifffahrtswegen befinden (Ariadne, Zicker, Salzboddengrund, Böttchergrund), mußten alle automatischen Meßstationen ODAS aus Sicherheitsgründen außerhalb der Schifffahrtswege verankert werden; deshalb Formulierungen wie Odas 6 (etwa Böttchergrund) u. ä..

Alle genannten 7 Probenahme-Stationen wurden während der wöchentlichen Terminfahrten angelaufen; nur bei sehr ungünstigen Witterungsbedingungen (Sturm, Nebel, Eis) wurde das Programm gekürzt.

Die Terminfahrten wurden mit dem 17 m - Forschungskutter "GADUS" (Kapitän Herr Ulrich Nagel, Technischer Offizier Herr Rudi Reinhäkel) des FB Biologie der Universität Rostock durchgeführt.

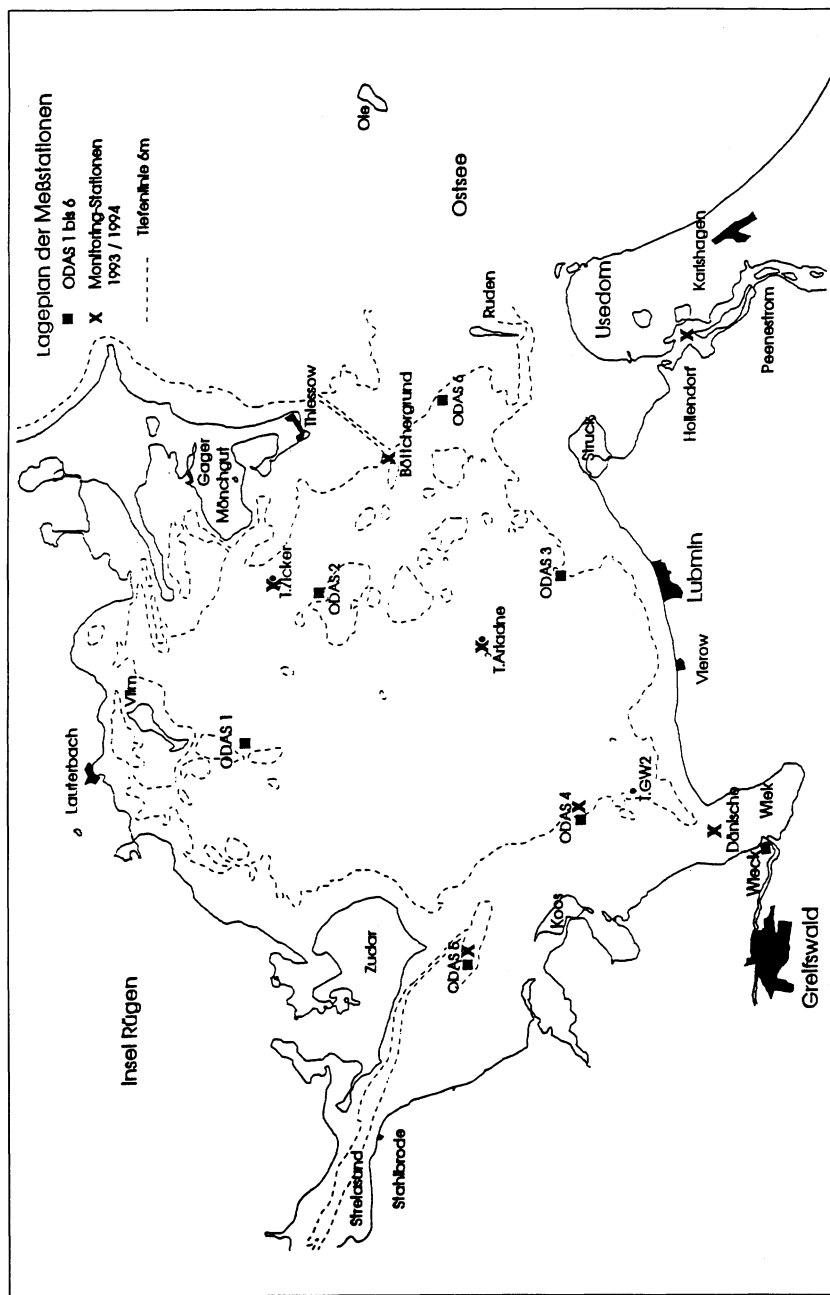


Abb. 1 Stationen des Monitoring

Meßmethoden

Die verschiedenen Parameter wurden nach Standard-Methoden der Gewässerüberwachung untersucht; insbesondere kamen die Vorschriften von ROHDE und NEHRING 1979 und die Empfehlungen der HELCOM zur Anwendung. Die Wasserproben wurden mit einem Hydrobios-Wasserschöpfer aus 1 m Wassertiefe entnommen. Weitere Angaben bei VIETINGHOFF et al. 1995.

Zur Erfassung des Bedeckungsgrades der Flachwassergebiete des Greifswalder Boddens mit Makrophyten werden Luftbilder dreier verschiedener Jahrgänge benutzt. Kontaktkopien dieser Luftbilder werden mit Hilfe einer Bildverarbeitungsanlage ausgewertet. In den Kopien sind die Makrophytenfelder der flachen Gebiete mit bloßem Auge zu erkennen. Zum tiefen Wasser hin werden die Kontraste immer geringer und die Unterscheidung von Makrophyten und tiefem Wasser schwierig; denn tiefes Wasser und Makrophyten erscheinen dunkelgrün. Zur Unterstützung der Auswertung an solchen kritischen Stellen wurde die Unterwasservideografie eingesetzt (Näheres bei RAMBOW 1994 und VIETINGHOFF et al. 1995).

Zur Untersuchung des Makrozoobenthos wurden von 1990 bis 1994 jährlich drei Fahrten (Frühjahr, Sommer und Herbst) mit je 11 Stationen durchgeführt (Abb. 2). 1995 wurde das Programm auf 7 Stationen (inclusive einer KKW-Station) beschränkt.

An jeder Station werden drei Parallelproben entnommen, was für eine ausreichende Repräsentativität bei vertretbarem Aufwand-Nutzen-Verhältnis sorgen soll (PRENA, J. 1990). Für die Probenentnahme wird ein modifizierter Van-Veen-Bodengreifer mit einer Ausstichfläche von $0,1 \text{ m}^2$ (DYBERN et al. 1976) verwendet. Das Probenmaterial wird bei einer Maschenweite von 1 mm gesiebt und zur späteren Auswertung in gepuffertem, ca. 4 %igem Seewasserformaldehyd fixiert.

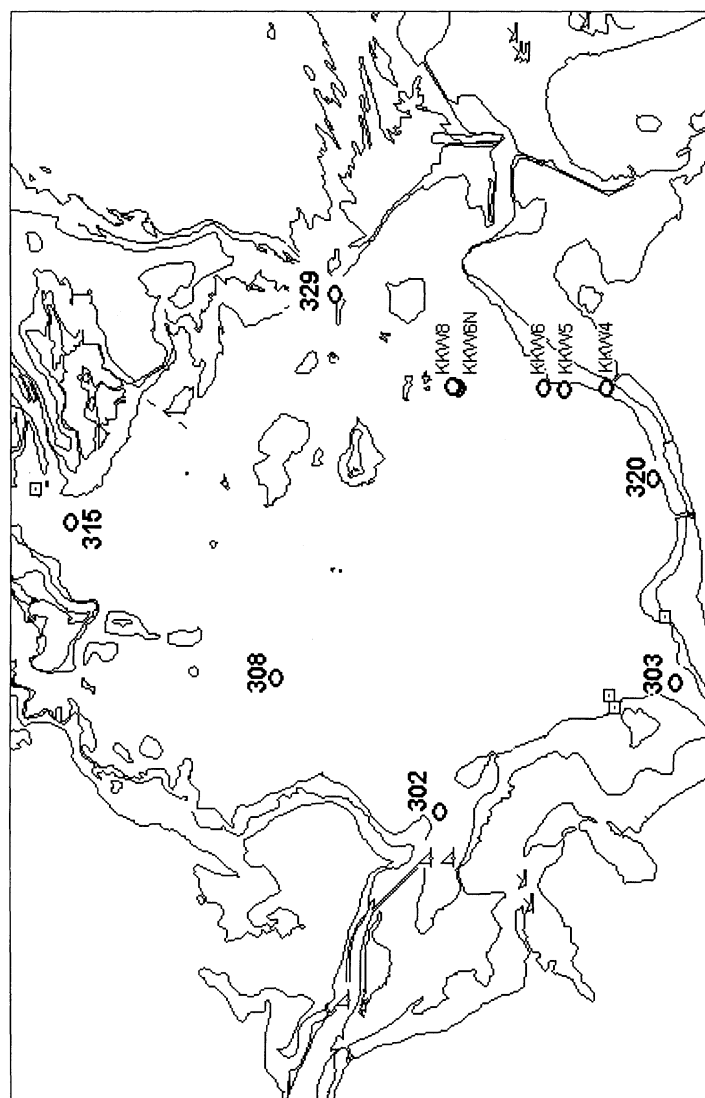


Abb. 2 Stationen der Zoobenthos-Aufnahme

3 Ergebnisse

3.1 Ergebnisse des wöchentlichen Monitoring-Programms Greifswalder Bodden 1.9.93 bis 1.3.95

Aus Platzgründen können hier nur die Meßwerte von 2 ausgewählten Stationen (Ariadne, Zicker) dargestellt werden. Für weitere Informationen s. VIETINGHOFF et al. 1995.

Wassertemperaturen

Die Bestimmung der Luft- und Wassertemperatur erfolgte an jeder Station. Die Werte der Wassertemperatur der 2 ausgewählten Stationen über den gesamten Zeitraum vom 1.9.93 bis 31.3.95 sind in der Abb. 3 dargestellt. Mehrere Besonderheiten sind festzustellen. Ab 18.11.93 beginnt ein Kälteeinbruch mit Eisbildung, der bis zum 8.12.93 die Durchführung von Terminfahrten verhinderte. Danach liegen die Meßwerte der Wassertemperatur mit weniger als 2 °C unter dem langjährigen Mittel (3,1 °C). Eine 2. Eisperiode war vom 22.2.94 bis 8.3.94, eine 3. Eisperiode war dann ein Jahr später vom 5.1.95 bis 12.1.95 mit entsprechend tiefen Wassertemperaturen.

Als extrem abweichend stellen sich die Sommertemperaturen 1994 dar. Das extrem warme Hoch im Juli/August 1994 zeigte mit 25° C Wassertemperatur die höchsten je im Greifswalder Bodden seit 1962 gemessenen Wassertemperaturen.

Lufttemperaturen

Die im Berichtszeitraum gemessenen Lufttemperaturen zeigt auszugsweise die Abb. 4; das ausgedehnte sommerliche Hoch Mitte Juli bis Mitte August 1994 brachte Lufttemperaturen über 20 °C für mehrere Wochen.

Windverhältnisse

Windstärke und Windrichtung, die an den einzelnen Stationen gemessen wurden, können hier nur auszugsweise dargestellt werden (Abb. 5). Generell zeigt sich bei der Mehrzahl der Meßwerte ein Wert über Windstärke 4, was typisch ist für dieses Gebiet. Typisch ist auch die vorherrschende Windrichtung Südwest. Danaben treten gehäuft Windrichtungen aus West, Süd und Südost auf. Bei langen Meßreihen ist SW auch die vorherrschende Windrichtung.

Strömungsmessungen

Die Strömungsmessungen begannen im Mai 1994 mit dem Ausbringen der automatisch messenden Gewässersonden ODAS 2 und 3. Beispiele der Messungen sind in VIETINGHOFF, KOPAL und ESCHHOLZ 1995 (dieser Band) und in VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995 (ebenfalls dieser Band) enthalten; aus Platzgründen wird auf weitere Darstellungen verzichtet.

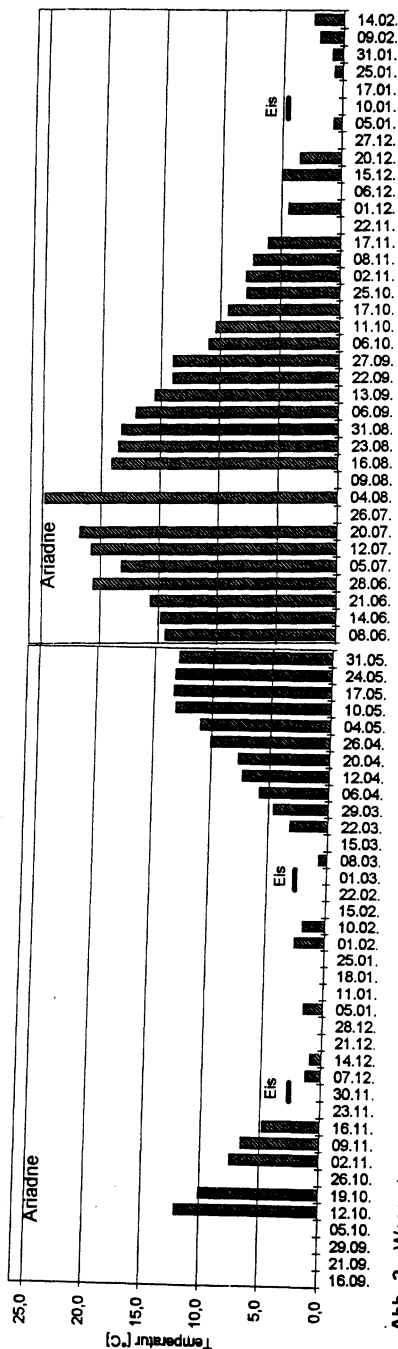
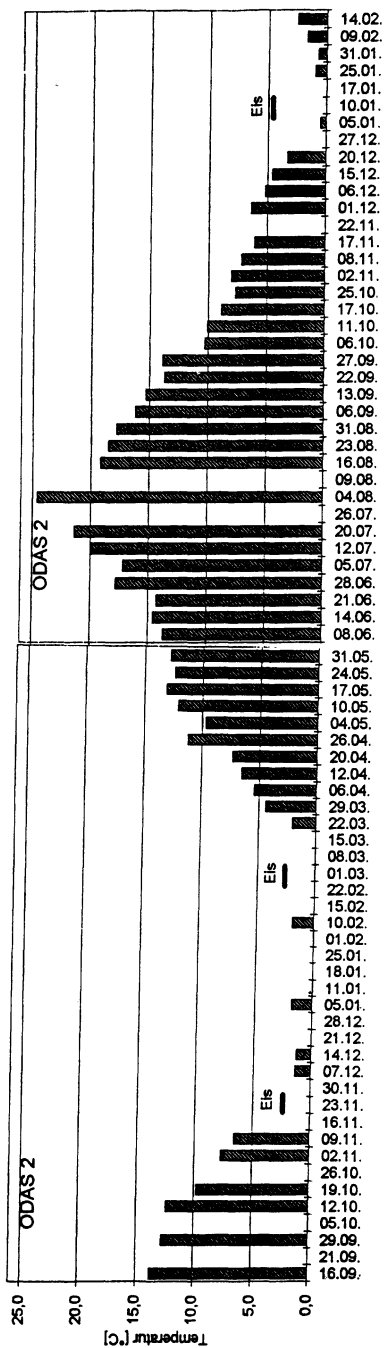


Abb. 3 Wassertemperaturen

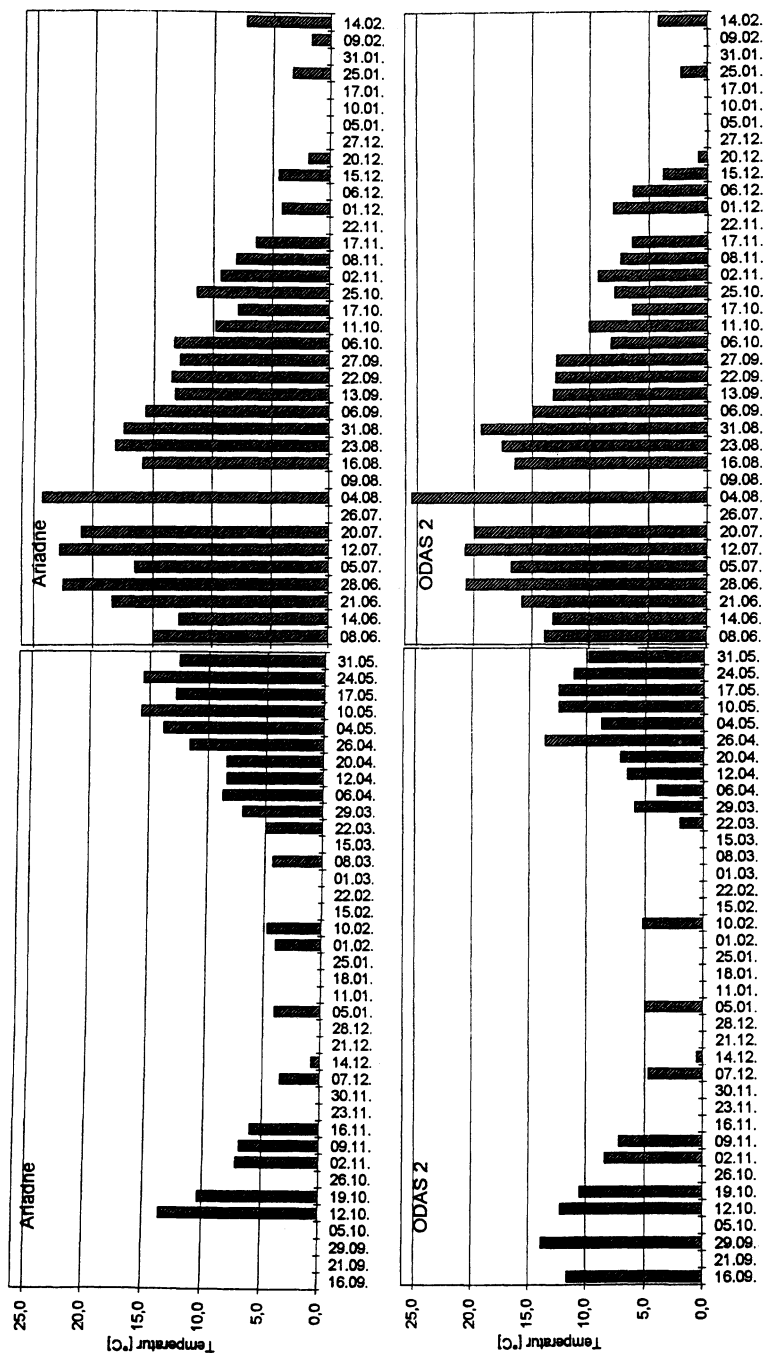


Abb. 4 Lufttemperaturen

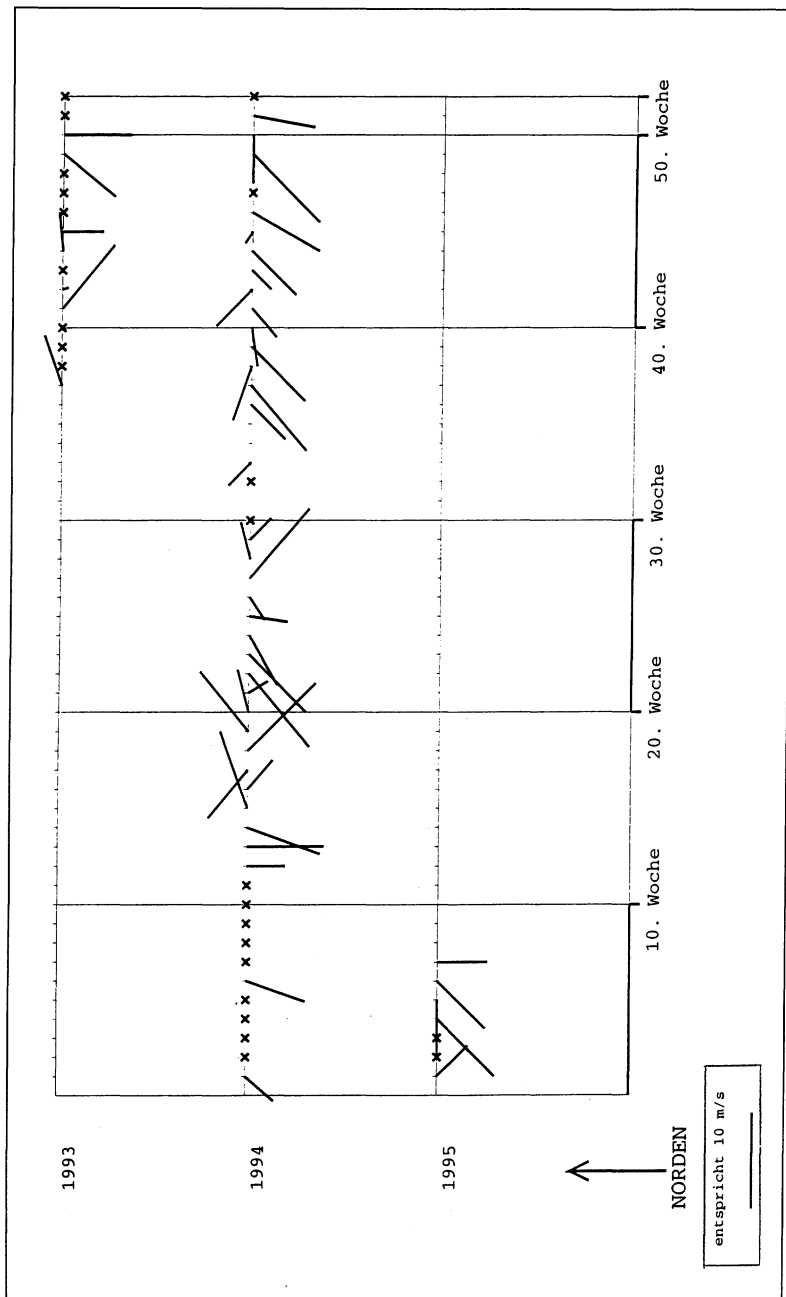


Abb. 5 Windverhältnisse (wie sie während des Monitorings gemessen wurden)

Sichttiefe

Die Meßwerte der Sichttiefe sind in der Abb. 6 dargestellt. Beste Sichtverhältnisse haben wir an den Stationen Böttchergrund, Zicker und Ariadne; Ursache hierfür sind der geringe Eutrophierungsgrad aufgrund des Austausches mit der Oderbucht (Böttchergrund, Zicker) und die Landferne (Ariadne). Im November haben wir an diesen Stationen maximale Sichttiefen zwischen 4 und 6,50 m; selten liegen an diesen Stationen die Sichttiefen unter 2 m.

Von der Station Ariadne über die Stationen ODAS 4 und 5 zur Station Dänische Wiek nehmen die Sichttiefen aufgrund des höheren Eutrophierungsgrades ab. In der Dänischen Wiek wurden sehr häufig Sichttiefen unter 2 m gemessen, was den Makrophytenbewuchs auf Wassertiefen bis 2 m beschränkt (s.u.).

Die Sichttiefe ist bei allen Messungen im Peenestrom am geringsten. Das deutet auf einen hohen Anteil von Partikeln im Wasser hin. Bei den Phytoplanktonbestimmungen konnte dies bestätigt werden: im Peenestrom sind die Phytoplankton- (und Detritus-)werte am höchsten. Die Abnahme der Sichttiefe von der Station an der Boddenrandschwelle (Böttchergrund) über die zentrale Station Ariadne zur Dänischen Wiek wird indirekt auch durch die abnehmende Wassertiefe verursacht; bei bewegter See werden Detritus und Sediment aufgewirbelt. Am 20. Oktober 1993 ist die Sichttiefe an den Stationen Dänische Wiek, ODAS 4 und 5 über 2 Meter bei einer gemessenen Windgeschwindigkeit zwischen 0,5 und 4 Meter pro Sekunde. Die Sichttiefe sinkt unter 2 Meter am 15. Dezember 1993 bei Windstärken zwischen 5 und 7,5 Meter pro Sekunde an den entsprechenden Stationen. Ein erhöhter Planktonanteil konnte nicht nachgewiesen werden.

pH-Wert

Die pH-Meßwerte sind in Abb. 7 grafisch dargestellt. Sie schwanken an allen Stationen um einen schwach alkalischen Wert; von den 177 Meßwerten dieser Meßperiode zeigen 157 Meßwerte $\text{pH} > 8$. Wir dürfen davon ausgehen, daß die Meßwerte exakt gemessen wurden. Bei allen Terminfahrten wurden Eichpuffer zum Vergleich herangezogen. Offenbar liegt der Grund für die hohen pH-Werte im Kohlensäure-Verbrauch durch die Phytoplankter (biogene Entkalkung). Hiernit in Übereinstimmung sind die relativ niedrigen pH-Werte in den Monaten mit niedriger Primärproduktion (Oktober bis Januar) und die relativ hohen pH-Werte in den Monaten mit hoher Primärproduktion von März bis August. Schließlich wurden die höchsten pH-Werte im Peenestrom und der Dänischen Wiek gemessen, wo auch die höchsten Phytoplankton-Biomassen bestimmt wurden.

Im Zeitraum 1966 bis 1990 gab es im Monat Dezember nur 3 Jahrgänge mit Dezember-pH-Werten über 8 (1972, 1980, 1990, s. u.).

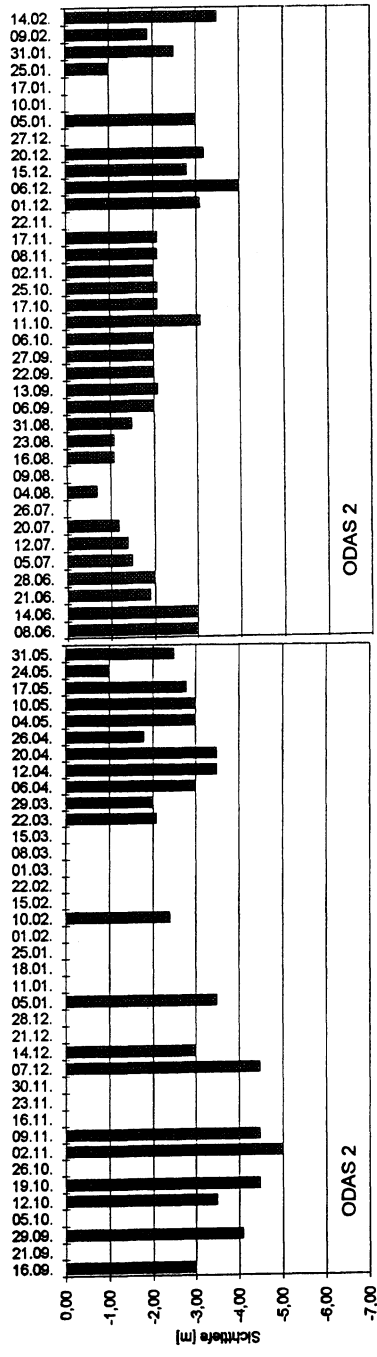
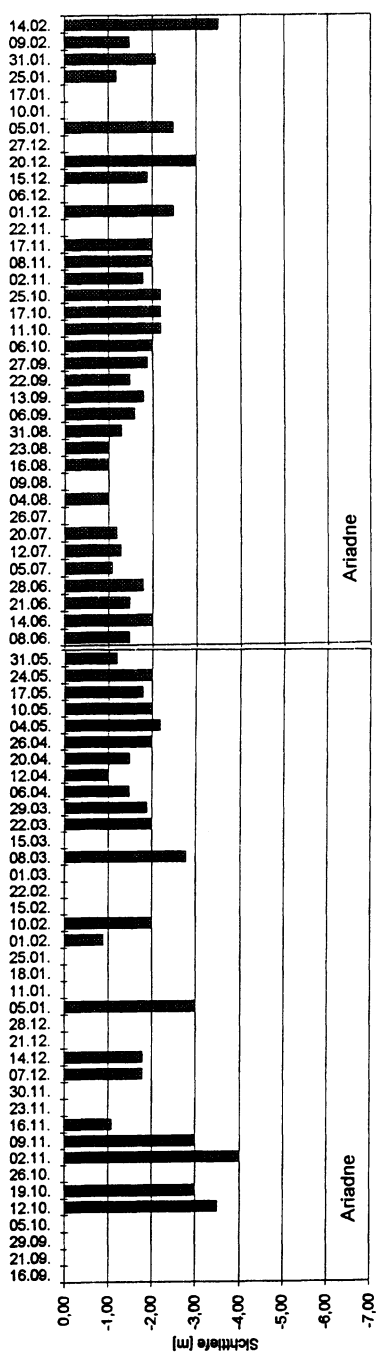


Abb. 6 Sichttiefe

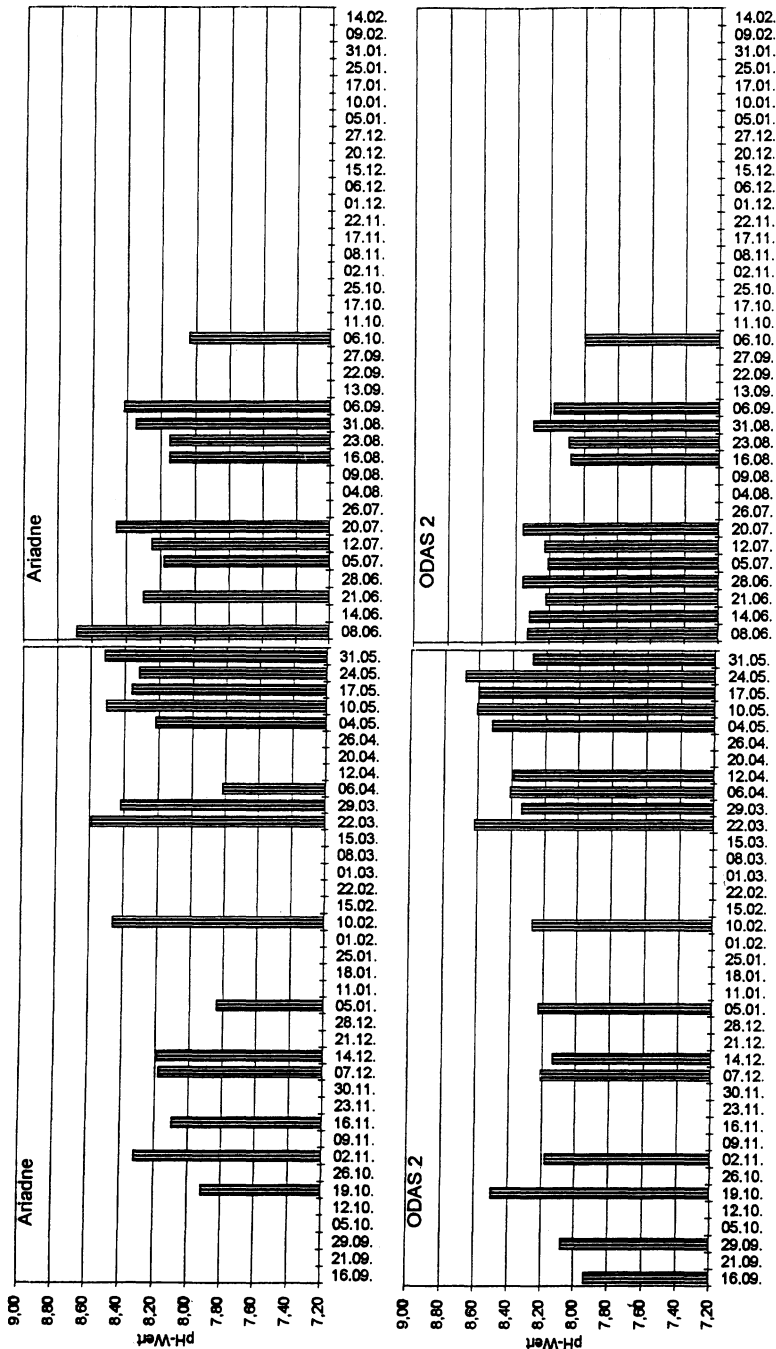


Abb. 7 pH-Wert

Leitfähigkeit / Salinität

Die Meßwerte zur Leitfähigkeit als Parameter für den Salzgehalt sind in der Abb. 8 dargestellt.

Die Salzgehaltswerte an den 6 Probenahmestationen von Böttchergrund über ODAS 2, Ariadne, ODAS 5 und 4 bis zur Dänischen Wiek sind überraschend einheitlich; wenn Salzgehaltsänderungen auftreten, sind sie relativ gering und synchron auf allen Stationen, ein Ergebnis, das auch durch die automatisch messenden Stationen ODAS gestützt wird. Beispielsweise schwankte an allen Stationen von ODAS 2 bis zur Dänischen Wiek die Salzgehaltsänderung zwischen Anfang Juli bis Mitte Oktober 1994 nur um 1 ‰. In den beiden Winterhalbjahren waren naturgemäß auch die Wasseraustauschraten und Salzgehaltsänderungen größer.

Erwartungsgemäß lagen bei den Terminfahrten im Peenestrom die Leitfähigkeitswerte deutlich niedriger als auf den Boddenstationen, begründet durch den Süßwasserzustrom des Peenestromes. Bei der Messung der Leitfähigkeit am 15.12.94 wurde aufgrund der Nord- bis Nordostwinde kein Unterschied zwischen Boddenwasser und Peene festgestellt; d.h., daß Boddenwasser in den Peenestrom bis Hollendorf vorgedrungen war.

Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt ist abhängig von der Temperatur, der Zufuhr durch die Atmosphäre, Freisetzung durch die Photosynthese, Verbrauch durch Atmung, Abbau und Mineralisierung organischer Substanz, sowie bei Übersättigung durch Verlust an die Atmosphäre. Die vorliegenden Werte sind z. T. in der Abb. 9 dargestellt. Eine Sättigung liegt bei etwa 8 mg O₂/l vor; kritisch wird der Sauerstoffgehalt für die Organismen unter 3 mg O₂/l. Unsere Messungen zeigen an allen Stationen Werte um 8 mg O₂/l, dabei zeigen sie eine Zunahme des Sauerstoffgehaltes zum Jahresende hin. Diese Zunahme ist offensichtlich bedingt durch die Abnahme der Wassertemperaturen, die langsamer ablaufenden biochemischen Verbrauchsprozesse und die gute Durchmischung des Wasserkörpers. Messungen des Sauerstoffes am Grunde des Gewässers wurden in diesem Monitoring-Programm normalerweise nicht durchgeführt. Messungen in den vergangenen Jahren hatten gezeigt, daß nur geringe Differenzen zwischen den Messungen am Grunde und an der Oberfläche bestanden haben: in der langen Zeitreihe von 1966 bis 1990 traten bei den O₂-Messungen am Grunde niemals Monatsmittel mit einem Gehalt unter 6 mg O₂/l auf. Wir dürfen aus den Messungen schließen, daß der Greifswalder Bodden bezüglich der Sauerstoff-Verhältnisse gute Bedingungen aufweist. Größere Unterschiede sind zwischen den Stationen nicht vorhanden (s. u.).

Im Sommer 1994 trat während des langandauernden sommerlichen Hochs mit Wassertemperaturen bis 25° C (Meßfahrt am 4.8.94) eine außergewöhnliche Situation ein; in den Binnenseen traten die ersten Fischsterben auf. Deshalb führten wir am 17.8.94 ein Spezialprogramm Sauerstoff durch, das weiter unten (K. 3.4.) beschrieben wird.

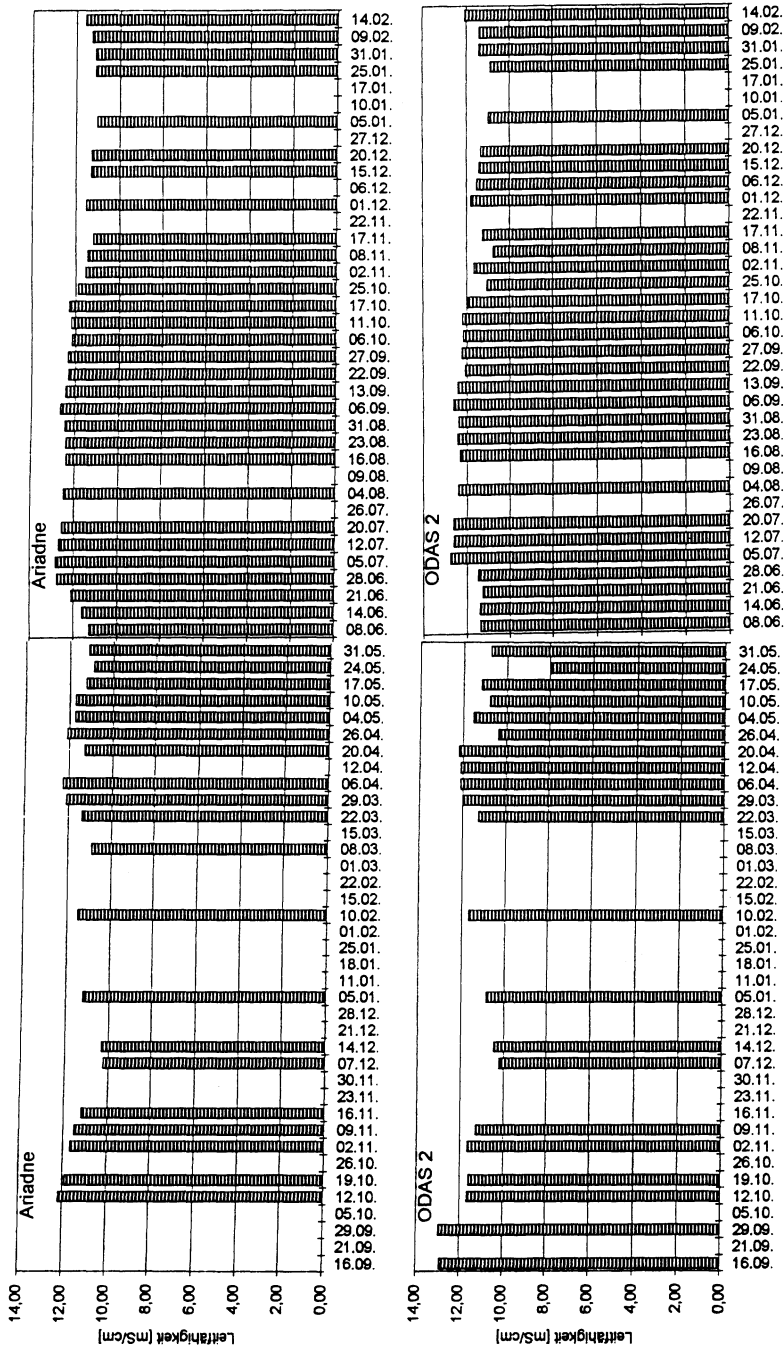


Abb. 8 Leitfähigkeit

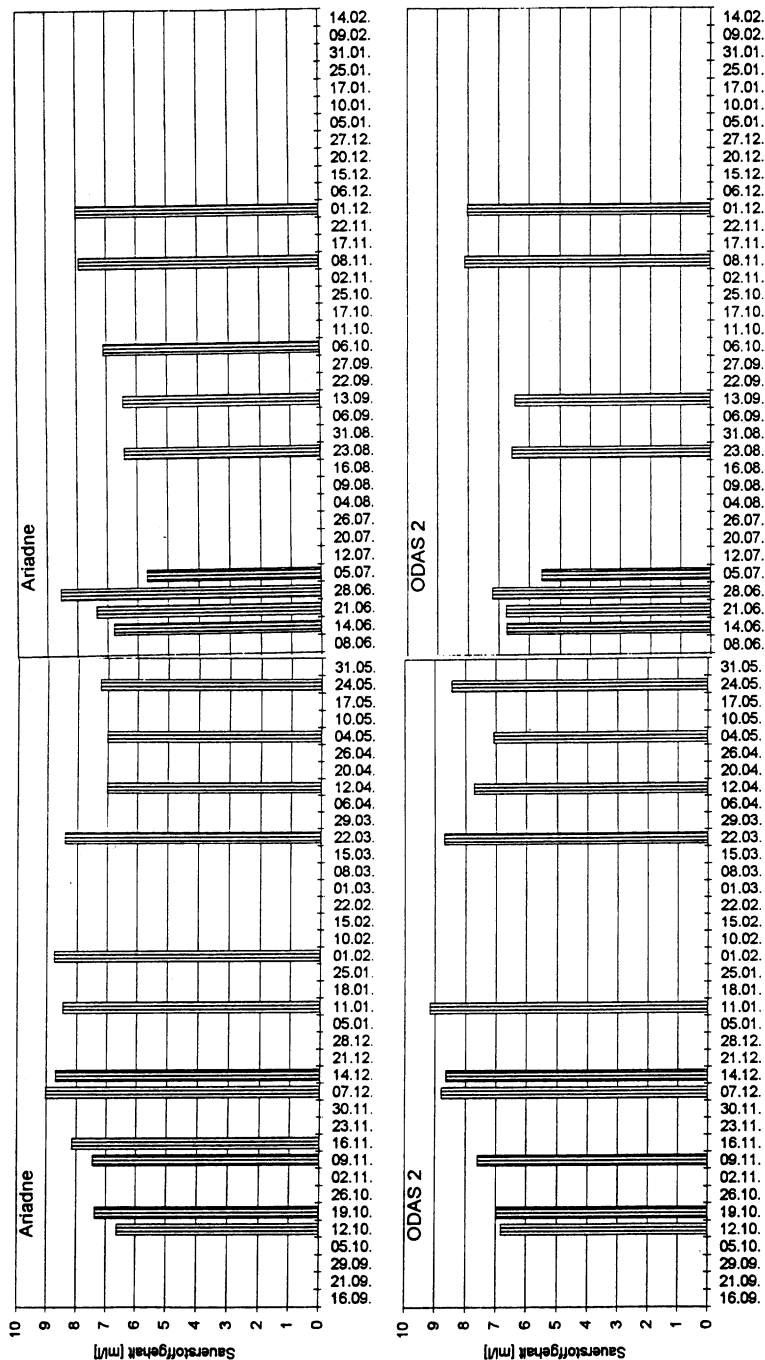


Abb. 9 Sauerstoffgehalt

Nährstoffe

Ammonium-, Nitrit-, Nitrat- und o-Phosphat-Ionen sind wichtige Pflanzen-Nährstoffe. In unseren Küstengewässern haben sich - wie vorwiegend in marinen Gewässern - die N-Verbindungen als am ehesten limitierend erwiesen, wenn nicht das Licht zum entscheidenden begrenzenden Faktor wurde (z.B. Boddenkette West, VIETINGHOFF 1982). Für das Pflanzenwachstum sind die absoluten Mengen wie auch das molekulare N:P-Verhältnis von Bedeutung. N-Limitation liegt vor, wenn das molekulare N:P-Verhältnis unter 13 absinkt; P-Limitation liegt vor, wenn das N:P-Verhältnis über 21 liegt.

Ammonium

Ammoniumionen sind das primäre Abbauprodukt der Eiweiße, Peptide und Aminosäuren; entsprechend werden sie auch von allen N-Verbindungen bei der Photosynthese am leichtesten aufgenommen und verarbeitet, da sie nicht (wie die anderen Verbindungen) vor dem Einbau reduziert werden müssen.

Die Ammonium-Konzentrationen Okt. 93 bis Dez. 1994 an den zwei ausgewählten Bodden-Stationen zeigt Abb. 10.

Das auffallendste Merkmal der Meßserie sind die hohen Ammonium-Konzentrationen (bis 6 $\mu\text{mol/l}$) an allen Stationen in den Wintermonaten 1993/94, während im gleichen Zeitraum 1994/95 relativ geringe Ammonium-Konzentrationen (0,2 bis 2 $\mu\text{mol/l}$) gemessen wurden. Demgegenüber sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Stationen gering; Dänische Wiek und Peenestrom zeigen die höchsten Werte (ca. 8,5 bzw. 8 $\mu\text{mol/l}$) im Winterhalbjahr 1993/94, 2 bzw. 2,4 $\mu\text{mol/l}$ im Winter 1994/95.

Nitrit

Nitrit entsteht bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat als kurzzeitiges Zwischenprodukt. Die Nitrit-Konzentrationen liegen aufgrund von Verbrauch und Oxidation weit unter den Konzentrationen von Ammonium und Nitrat; sie liegen generell zwischen 0,2 und 1 $\mu\text{mol/l}$, selten darüber (Abb. 11). Das auffallendste Merkmal der Meßserie ist, daß im Gegensatz zu den Ammonium-Konzentrationen, die relativ hohen Nitritkonzentrationen im Winterhalbjahr 93/94 auch im Winter 1994 gemessen wurden; am 7.3.95 wurden im Peenestrom und Dänischer Wiek 2 $\mu\text{mol/l}$, Loch 2,2 $\mu\text{mol/l}$, Böttchergrund 1,2 und Zicker/Odas 2 2,5 $\mu\text{mol/l}$ (Eingang der Werte nach Redaktionsschluß) bestimmt! Die Nitritwerte zeigen also in beiden Wintern des Berichtszeitraumes gleich hohe Werte!

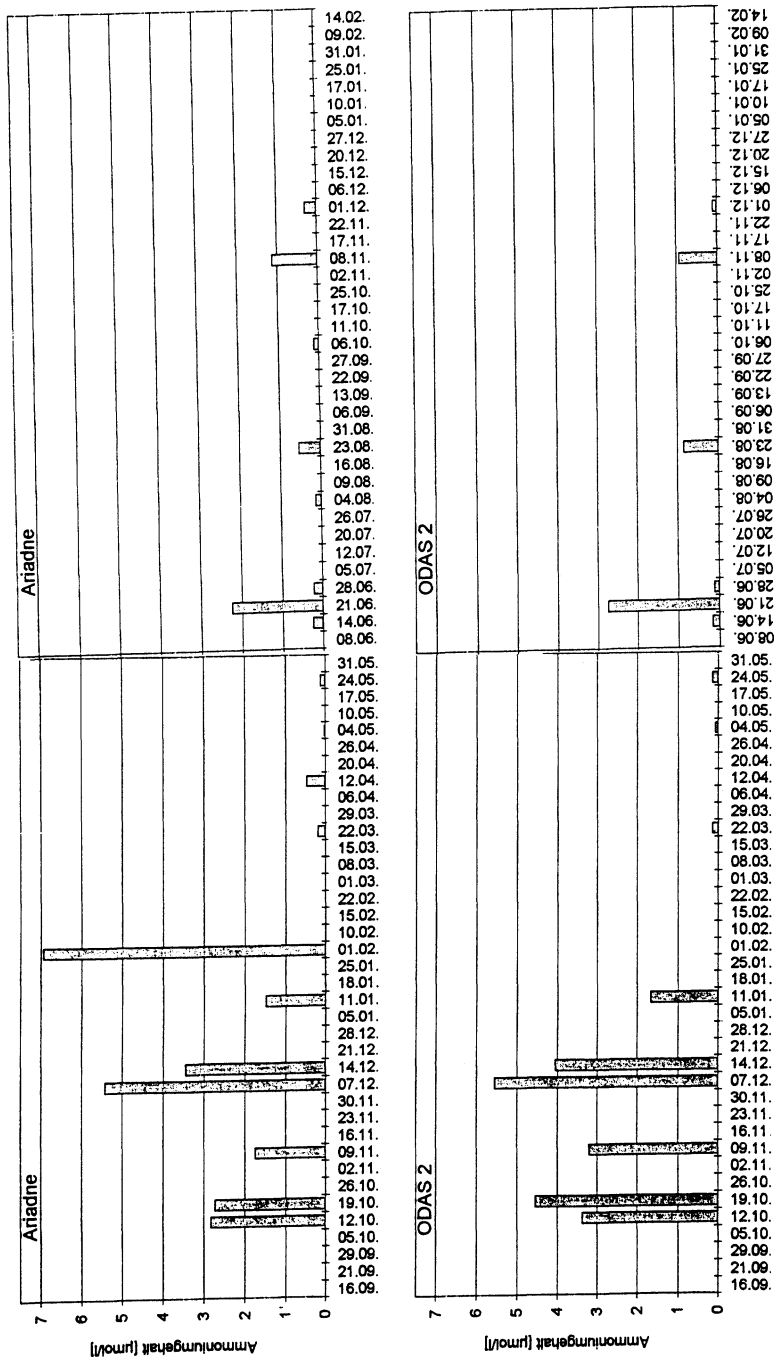


Abb. 10 Ammonium-Ionen

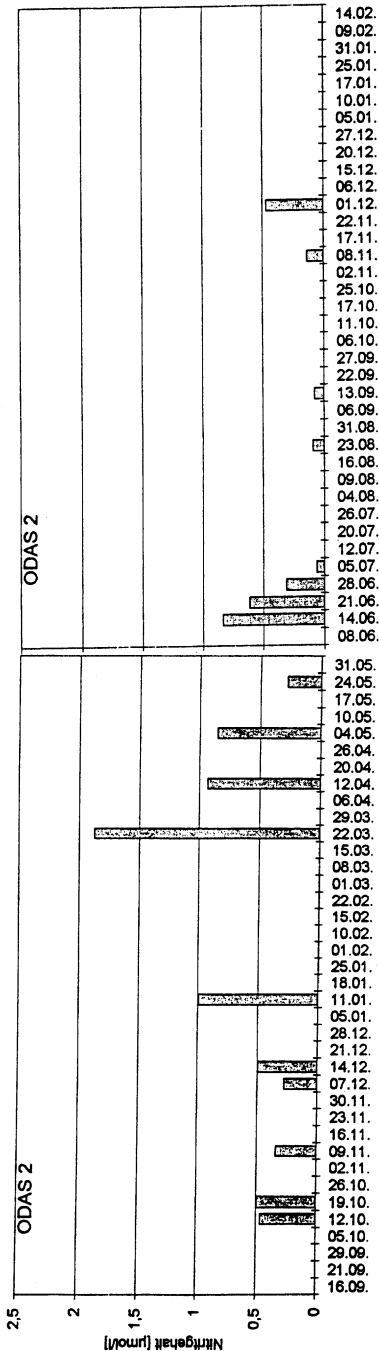
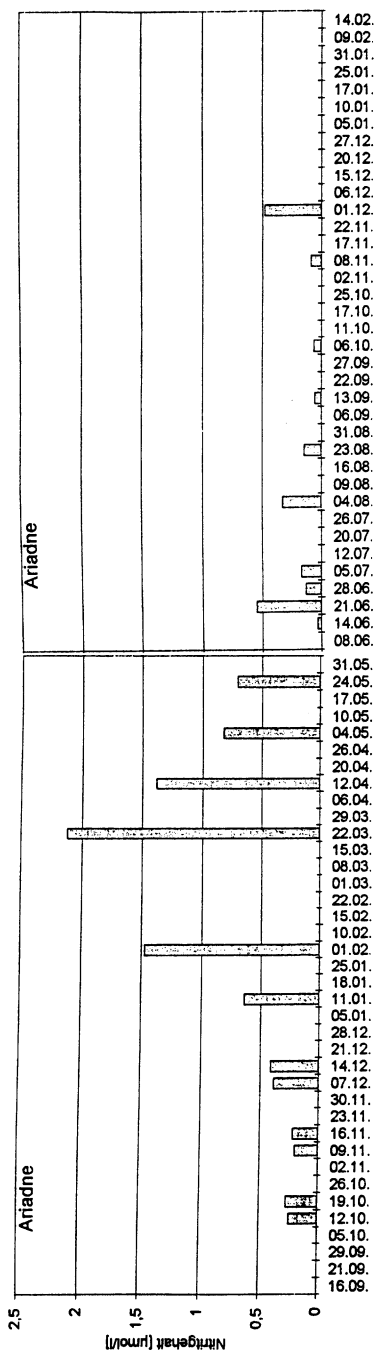


Abb. 11 Nitrit-Ionen

Nitrat

Nitrat ist die Endstufe der Oxidation der N-Verbindungen und ist damit chemisch sehr stabil; da es zum Einbau in Aminosäuren erst reduziert werden muß, wird es weniger gut als Ammonium-Ionen aufgenommen. Beide Gründe führen dazu, daß am Jahresanfang als Ergebnis des Remineralisierungsprozesses Nitrat-Ionen als häufigste chemische Form der N-Verbindungen auftreten. So sehen wir auch bei unseren Meßwerten (Abb. 12) einen Anstieg der Nitratkonzentrationen von Oktober bis März 1993/94 (bzw. im Frühjahr 1995).

Das auffallendste Merkmal auch dieser Meßreihe sind die Unterschiede der Meßwerte in den beiden Wintern des Berichtszeitraumes, wie es schon von den Ammonium-Werten berichtet wurde: während relativ hohe Nitratkonzentrationen im Winterhalbjahr 1993/94 gemessen wurden, sind die Nitratkonzentrationen 1994/95 wesentlich geringer. Die Differenzen innerhalb der Probenahmestationen sind von geringerer Bedeutung; der Peenestrom zeigt unverändert hohe Nitratwerte (13,5 $\mu\text{mol/l}$ am 5.1.95, 52,8 $\mu\text{mol/l}$ am 7.3.95); der maximale Wert der Dänischen Wiek betrug am 31.1.95 6,2 $\mu\text{mol/l}$.

Wichtig ist auch ein zweites Merkmal der Meßserie: wir können von Ende Juni bis Anfang November im Greifswalder Bodden und auch im Peenestrom praktisch kein Nitrat nachweisen! Ganz anders verhält sich demgegenüber das Phosphat (s.u.). Unter solchen Bedingungen können sich nur Blaualgen entwickeln!

o-Phosphat

Neben den N-Verbindungen ist das o-Phosphat ein sehr wichtiger Pflanzen-Nährstoff, der u. U. auch zum limitierenden Faktor werden kann.

Die Meßserie der o-Phosphationen bietet ein grundsätzlich anderes Bild (Abb. 12a) als das, was wir von Ammonium- und Nitraten gemessen haben! Zunächst kann festgestellt werden, daß es keine großen Differenzen im Phosphatgehalt zwischen Herbst 1993 und Herbst 1994 gibt. Sehr geringe Phosphatkonzentrationen wurden im Mai und Juni 1994 gemessen, im Juli 94 waren schon etwas höhere Konzentrationen (um 0,3 $\mu\text{mol/l}$) nachweisbar, während ab August maximale Phosphatkonzentrationen (2 - 3 $\mu\text{mol/l}$, im Peenestrom 1 $\mu\text{mol/l}$) gemessen wurden.

Das bedeutet, daß wir 1994 im Mai/Juni ein Phosphatminimum, von Juni bis in den Dezember ein Nitratminimum hatten. Dieses Ergebnis wird im Zusammenhang mit der Phytoplanktonentwicklung zu betrachten sein!

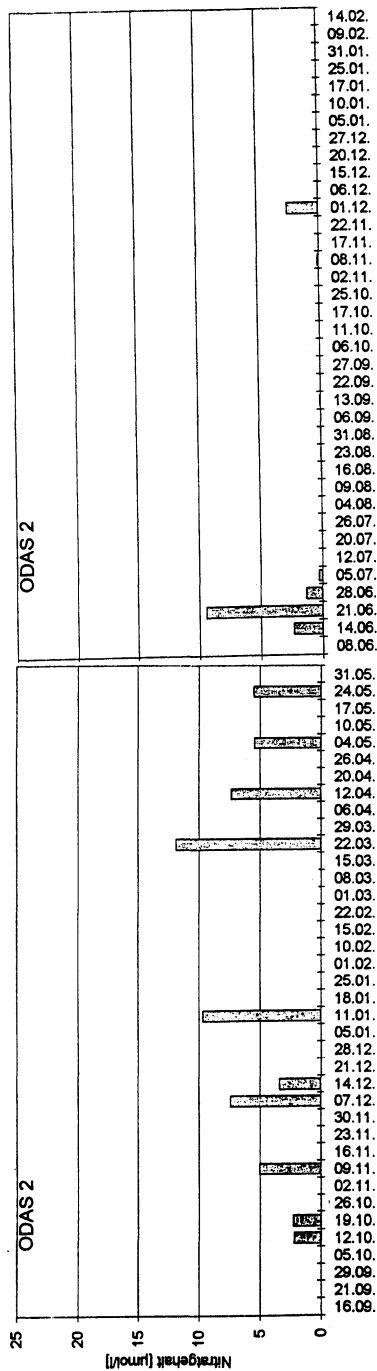
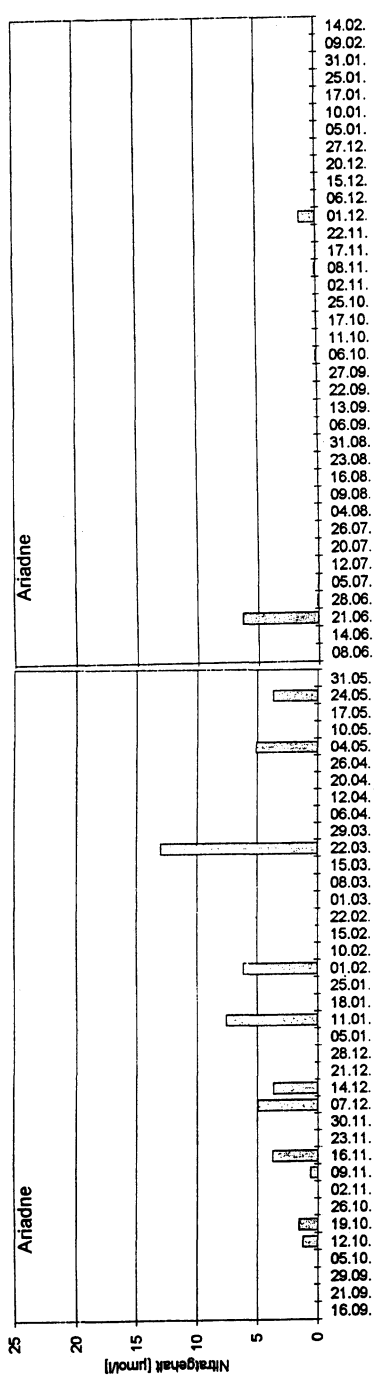


Abb. 12 Nitrat-Ionen

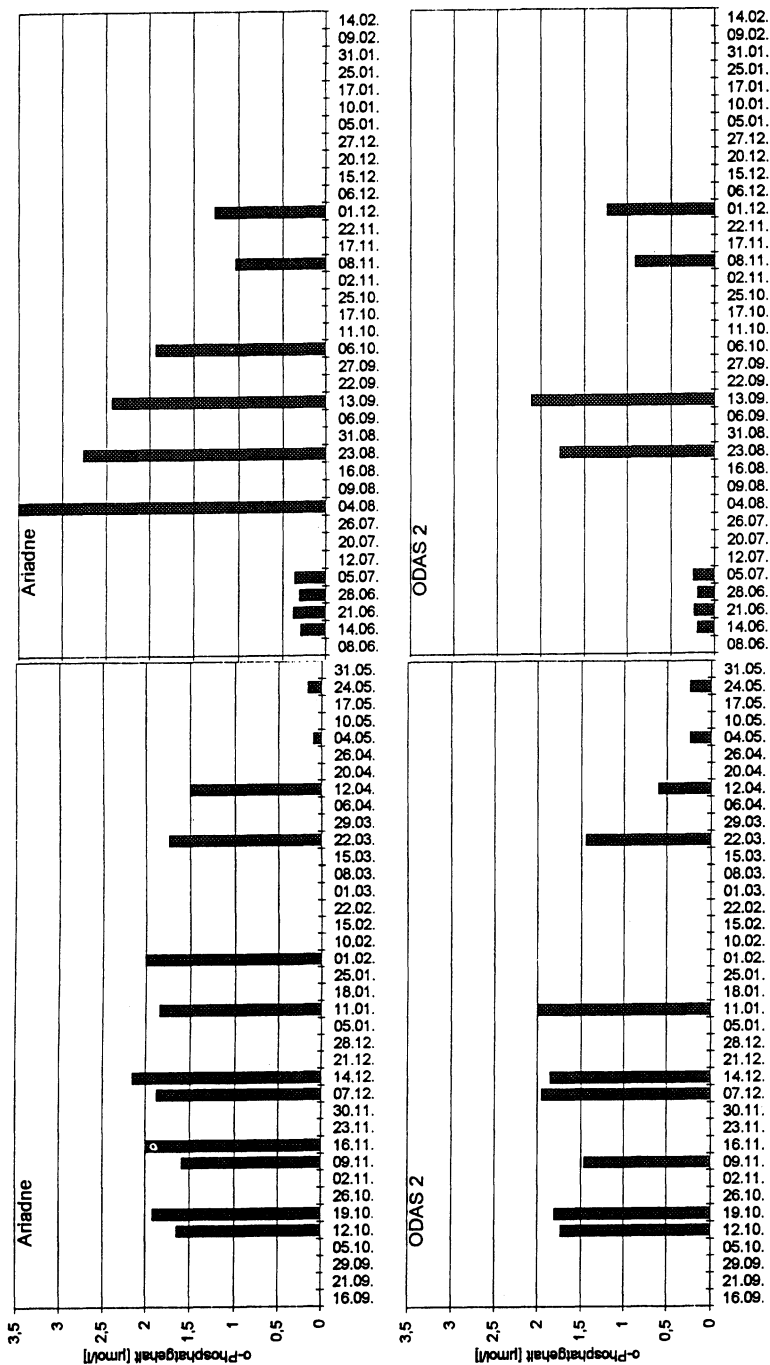


Abb. 12a Phosphat-Ionen

Biotische Parameter

Die biotischen Komponenten, insbesondere die Phytoplankter und das Makrophytobenthos, beeinflussen die Qualität eines Gewässers in ganz entscheidendem Maße. Ihnen wird deshalb in diesem Monitoringprogramm eine zentrale Bedeutung beigemessen. Im Vergleich mit anderen Monitoring-Programmen wird im vorliegenden Programm das Schwergewicht der Untersuchungen auf die Erfassung der **produktionsbestimmenden Arten** des Phytoplanktons und auf ihre **Erfassung in wöchentlichen Abständen** gelegt. Dabei wurde gegenüber früheren Monitoring-Programmen (Probenahme an vielen Stationen, aber in 4wöchigen Abständen) die Anzahl der Probenahmestationen auf 7 reduziert. Dieser Strategie liegt die Hypothese zugrunde, daß die zeitliche Auflösung wichtiger ist als die räumliche; wir gehen davon aus, daß zwei Phytoplanktonproben, die im Abstand von einer Woche an derselben Station genommen wurden, größere Unterschiede aufweisen, als 2 Phytoplanktonproben, die praktisch gleichzeitig an 2 (dicht-)benachbarten Stationen gezogen wurden.

Das Makrophytobenthos gehört zu einer Istzustandsanalyse dazu; deswegen wird in einem gesonderten Unterkapitel der gegenwärtige Stand der Bestandsaufnahme beschrieben.

Die Zooplankter sind das 3. wichtige Glied in der Nahrungskette; die Auswertung der Zooplanktonproben begann erst im Januar 1994.

Ebenso wie das Makrophytobenthos, gehört auch das Makrozoobenthos zur Istzustandsanalyse dazu, weshalb ein Bericht hierüber in einem weiteren gesonderten Unterkapitel gegeben wird.

Neben Produzenten und Konsumenten wurden auch die Destruenten im Monitoring-Programm berücksichtigt; von unserem Partner EWN wurden die cfu (colony forming units, Saprophyten) bestimmt, ergänzend wurde in einer Diplomarbeit (Herr stud. Dirk Steyer, Betreuer Herr Dr. G. Ballin) die Gesamtbakterienzahl an ausgewählten Stationen bestimmt.

Zum Programm des Monitoring gehörte auch die Bestimmung einiger Summenparameter (Chlorophyll, BSB₃), die die Zählungen Phytoplankton bzw. Bakterien unterstützen sollen.

Phytoplankton

Artenliste des Phytoplanktons

Die Zählprotokolle des Berichtszeitraumes umfassen

- 23 Bacillariophyceae,
- 11 Cyanophyceae,
- 6 Chlorophyceae,
- 5 Dinophyceae,
- 1 Euglenophyceae,
- 1 Cryptophyceae,
- 1 Prasinophyceae,

insgesamt 48 Arten des Phytoplanktons; die vollständige Artenliste, das können wir den früheren Arbeiten entnehmen (VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck) umfaßt ca. 90 produktionsbestimmende Arten. Eine Übersicht über die nachgewiesenen Phytoplanktonarten im Greifswalder Bodden in der Zeit vom 16.09.1993 bis 31.3.1995 gibt Tab. 2. (Vollproben, Lugolsche Lösung).

Tabelle 2 Nachgewiesene Phytoplanktonarten im Greifswalder Bodden von September 1993 bis März 1995

Phytoplanktonarten	
Cyanophyceae	
Anabaena spec.	Aphanizomenon flos-aquae
Chroococcus linmeticus	Chroococcus turgidus
Gomphosphaeria pusilla	Merismopedia glauca
Merismopedia punctata	Merismopedia tenuissima
Microcystis aeruginosa	Nodularia spumigena
Oscillatoria redekei	
Bacillariophyceae	
Achnanthes taeniata	Chaetoceros spec.
Chaetoceros wighamii	Coscinodiscus granii
Coscinodiscus spec.	Cyclotella caspia
Detonula confervacea	Diatoma elongatum
Diploneis spec.	Fragilaria spec.
Melosira arctica	Melosira spec.
Navicula spec.	Nitzschia acicularis
Nitzschia closterium	Nitzschia spec.
Rhizosolenia fragilissima	Skeletonema costatum
Skeletonema subsalsum	Stephanodiscus hantzschii
Surirella ovalis	Thalassiosira baltica
Thalassiosira oceanica	zentr. Diatomeen
Cryptophyceae	
Rhodomonas lacustris	
Dinophyceae	
Amphidinium crassum	Ceratium fuscus
Ceratium spec.	Dinophysis spec.
Prorocentrum micans	
Prasinophyceae	
Tetraselmis cordiformis	
Chlorophyceae	
Actinastrum hantzschii	Monoraphidium contortum
Pediastrum boryanum	Scenedesmus acuminatus
Scenedesmus quadricauda	Scenedesmus spec.
Euglenophyceae	
Eutptia lanowii	

Biomasse des Phytoplanktons

Die Meßserie Phytoplankton (Abb. 13) zeigt mehrere Charakteristika. Zunächst können wir zwischen einem Frühljaspekt und einem Sommeraspekt unterscheiden. Der Frühljaspekt wird bei den östlichen Stationen (Hollendorf, Böttchergrund, Zicker) fast ausschließlich aus Bacillariophyceen (*Diatoma elongatum*, *Skeletonema costatum*) gebildet; daneben kommen *Eutreptia lanowii* (Euglenophyceae) und *Scenedesmus quadricauda* (Chlorophyceae) in nennenswerten Mengen vor. Dieses Bild verändert sich auffallend bei den westlichen Stationen (Ariadne, Strelasund/ODAS 5, Salzboddengrund/ODAS 4, Dänische Wiek) dahingehend, daß an diesen Stationen *Diatoma elongatum* kaum noch auftritt und *Eutreptia lanowii* (Euglenophyceae) dominierend wird (Abb. 23). Von der Station Hollendorf ($57 \text{ mm}^3/\text{l}$) über Böttchergrund (15), Zicker (11), Ariadne (7), ODAS 5 (5) bis ODAS 4 ($5 \text{ mm}^3/\text{l}$) ist eine Abnahme des Maximalwertes der Frühljarsbiomasse (26.4.94) zu verzeichnen; die Dänische Wiek hat dann wieder etwas höhere Werte ($7 \text{ mm}^3/\text{l}$).

Auf den Frühljaspekt (Ende März, April, auf den östlichen Stationen noch Mai) folgen mehrere Wochen mit geringen Phytoplanktonwerten (Mai und Juni bzw. nur Juni bei den östl. Stationen), bevor der Sommer-/Herbstaspekt (Juli bis November) eintritt.

Im Sommeraspekt unterscheiden sich die östlichen von den westlichen Stationen kaum noch, es sei denn in der Quantität; wir verzeichnen eine ständige Zunahme der Phytoplanktonbiomasse von Böttchergrund ($5 \text{ mm}^3/\text{l}$), Zicker/Odas 2 ($4 \text{ mm}^3/\text{l}$), Ariadne ($4 \text{ mm}^3/\text{l}$) über Strelasund/ODAS 5 ($8 \text{ mm}^3/\text{l}$) und Salzboddengrund/ODAS 4 ($7 \text{ mm}^3/\text{l}$) zur Dänischen Wiek ($9 \text{ mm}^3/\text{l}$); diese Zunahme der Phytoplankton-Biomasse beruht fast ausschließlich auf der Zunahme des Anteils der Cyanophyceen von Ost nach West (Abb. 23). Das Plankton wird 1994 von der Cyanophycee *Gomphosphaeria pusilla* bis in den Dezember hinein dominiert; andere Phytoplankter (*Aphanizomenon flos aquae*, *Merismopedia tenuissima* und *punctata*, *Prorocentrum micans*, *Scenedesmus quadricauda*, *Nitzschia*, *Navicula*) sind von der Zellzahl her noch in nennenswerten Mengen vorhanden, aber auf der Basis des Verdrängungsvolumens um mehr als eine Größenordnung kleiner. Im Dezember wird dann *Skeletonema* vorherrschend.

Naturgemäß sind die Verhältnisse im Peenestrom anders; hier haben wir die höchsten Sommer-Phytoplanktonbiomassen überhaupt ($15 \text{ mm}^3/\text{l}$) und eine Dominanz von *Aphanizomenon flos aquae* und *Gomphosphaeria pusilla*.

Chlorophyll a

Die Werte des biochemischen Nachweises des Chlorophyll a im Untersuchungszeitraum sind in Abb. 14 dargestellt. Sie laufen zu den Phytoplankton-Biomasse-Bestimmungen nicht immer parallel. Zunächst ist festzustellen, daß durch den 3wöchigen Rhythmus der Bestimmungen die Parallele zu den Phytoplanktonpeaks nicht immer gegeben ist; so ist der Frühljarspeak der Phytoplanktonbiomasse am 26.4.94; eine Woche später, am 4.5.95, fanden wir an

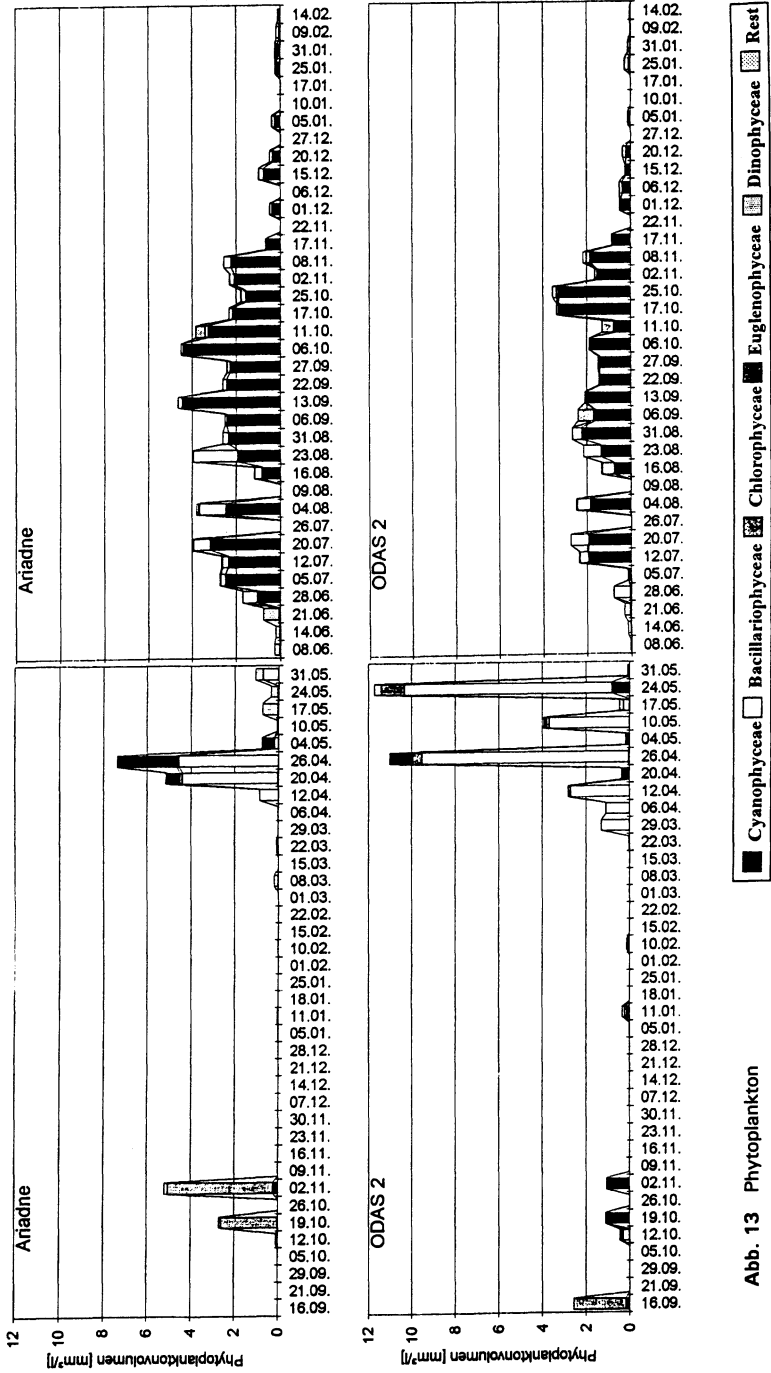


Abb. 13 Phytoplankton

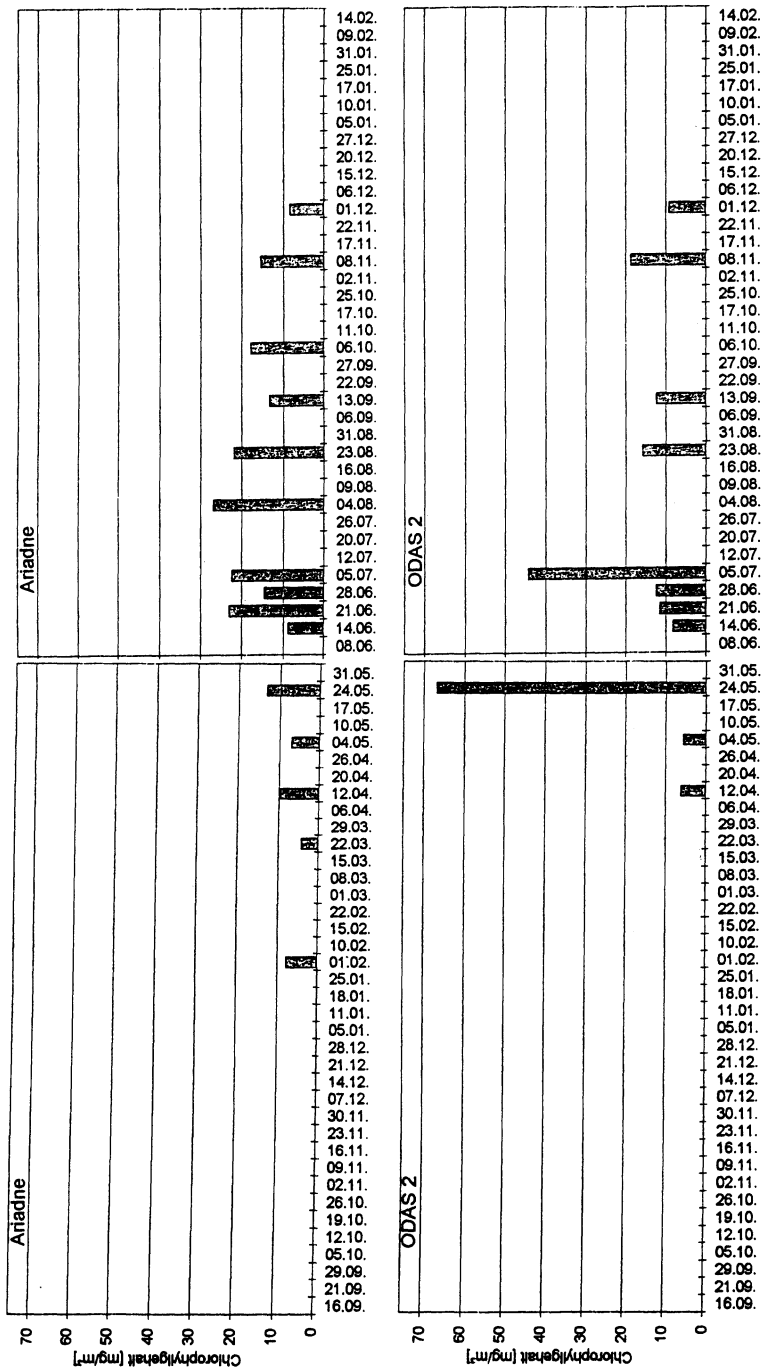


Abb. 14 Chlorophyll-Gehalt

allen Stationen vom Böttchergrund bis zur Dänischen Wiek sehr geringe Biomassewerte; dementsprechend auch relativ geringe Chlorophyllwerte. Einen Monat später, am 24.5.95, fanden wir an den Stationen Peenestrom, Böttchergrund und ODAS 2 relativ hohe Biomassewerte, und parallel dazu auch hohe Chlorophyllwerte (Abb. 13 und 14).

Vom 31.5. bis 28.6.95 zeigen die Phytoplankton-Auswertungen ein ausgesprochenes Minimum der Biomassen; demgegenüber werden relativ hohe Chlorophyllwerte gemessen, vergleichbar den Chlorophyllwerten während des Cyanophyceen-Maximums von Juli bis Oktober 94. Diese Untersuchungen bestätigen somit die Erfahrung, daß Biomasse und Chlorophyll nicht notwendigerweise parallel verlaufen müssen; Art des Phytoplanktons und physiologischer Zustand desselben sind wichtige Aspekte, die die biochemische Bestimmung nicht berücksichtigt.

Zooplankton

Artenliste des Zooplanktons

Übereinstimmend haben Hübel (Tab. 3) und F. Hacker (1995) im Jahr 1994 35 Larval- bzw. Adultstadien des Zooplanktons unterscheiden können; unter ihnen 16 Copepoda, 8 Rotatoria und 4 Phyllopoda (10 l Biotopwasser, 55 μ r Maschenweite).

Tabelle 3 Nachgewiesene Zooplanktonarten im Greifswalder Bodden
von September 1993 bis März 1995

Zooplanktonarten	
Ciliata	
Tintinnopsis spec.	
Rotatoria	
Asplanchna spec.	Brachionus spec.
Keratella c. var. tecta f. typica	
Keratella cochlearis	Keratella cruciformis var. eichw.
Keratella quadrata	Notholca spec.
Synchaeta spec.	
Phyllopoda	
Bosmina coregoni maritima	Evadne nordmanni
Podon leuckarti	
Copepoda	
Acartia bifilosa	Acartia longiremis
Acartia spec. Copepodite	Acartia spec. Nauplien
Centropages spec.	Centropages spec. Copepodit
Centropages spec. Nauplien	Cyclops spec.
Cyclops spec. Copepodit	Cyclops spec. Nauplien
Eurytemora affinis	Eurytemora spec. Cop.
Eurytemora spec. Nauplien	Pseudocalanus minutus elongatus
Temora longicornis	Temora longicornis Nauplien
Larven	
Balanus - Larven	Gastropoden - Larven
Lamellibranchiata - Larven	Marenzelleria - Larven
Nereis - Larven	

Biomasse des Zooplanktons

Den Verlauf der Biomassekurve (Feuchtgewichte) des Zooplanktons im Greifswalder Bodden zeigt Abb. 15; von März bis Oktober erkennen wir eine wechselnde Biomasse von 100 bis 400 mg/m³ Copepoden, insbesondere Acartia. Im Mai erscheint dann insbesondere auf den westlichen Stationen ein etwa 4wöchiger Peak von Rotatorien (Synchaeta) und Ciliaten (Tintinnopsis), daneben mit geringerer Biomasse Phyllopoden (Podon); dieser Peak ist schwach auf den östlichen Stationen ausgebildet. Ein zweites, geringeres Auftreten der Rotatorien verzeichnen wir Ende August/September (Synchaeta, Brachionus), vornehmlich wieder auf den östlichen Stationen. Ab Mitte Oktober/November erscheinen auf allen Stationen Larven der Polychaeten, insbesondere von Marenzelleria.

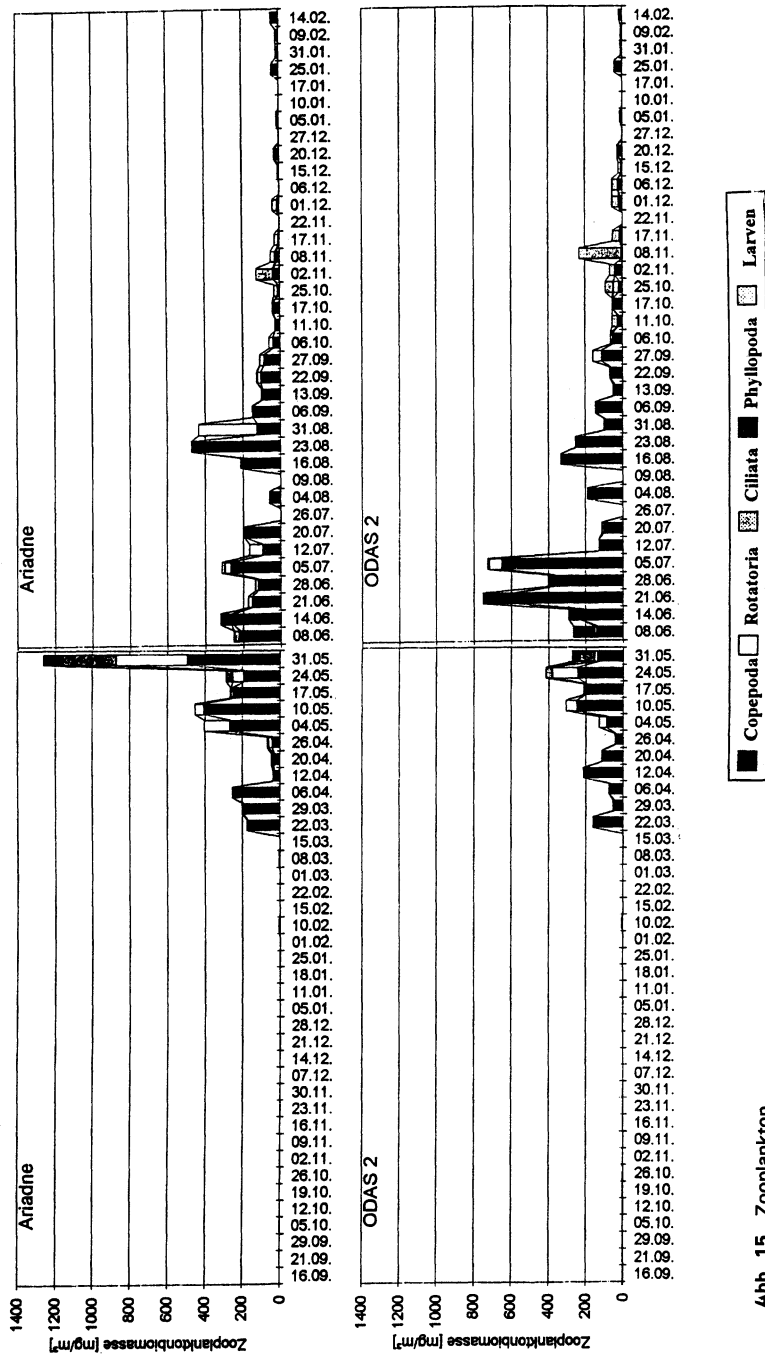


Abb. 15 Zooplankton

Bakterien

Im Rahmen des Monitorings Greifswalder Bodden wurden 3 Parameter der Destruenten bestimmt, nämlich die

- die saprophytischen Bakterien des Pelagials,
- die Gesamtbakterienzahl des Pelagials (Steyer 1995) und
- die saprophytischen Bakterien des Sedimentes.

Die Kurve der **koloniebildenden Einheiten CFU (= Saprophyten)** des Pelagials (Abb. 16) ist nicht einfach zu interpretieren.

Ein erstes Maximum der CFU beobachten wir im Januar (Probenstermin 11.1.94), abnehmend von der Dänischen Wiek bis zum Böttchergrund; hohe Werte dann wieder bei Hollendorf im Peenestrom. Die Ursache liegt u. E. im hohen Anteil an Detritus und an den gelösten Nährstoffen im Wasser.

Ein zweites Maximum der CFU finden wir von März zunehmend bis Juni; Hauptsubstrate in dieser Zeit sind der Heringslaich, das sich entwickelnde und wieder abnehmende Frühjahrsplankton und der Hauptpeak des Zooplanktons. Das Frühjahrsmaximum des Phytoplanktons nimmt vom Böttchergrund zur Dänischen Wiek hin ab, und auch die CFU zeigen denselben Trend. U. E. liegt hier ein ursächlicher Zusammenhang vor.

Ein drittes Maximum der CFU entwickelt sich von Mitte Juli bis Ende Oktober während des Sommer-/Herbstmaximums des Phytoplanktons.

Zwischen dem 2. und 3. Maximum der Saprophytenentwicklung liegt ein Minimum, das noch ausgeprägter bei der Gesamtbakterienzahl auftritt und sehr wahrscheinlich mit dem Zusammenbruch des Phytoplanktons und dem Fraß durch Zooplankter (Rotatorien, Ciliaten) ursächlich zusammenhängt.

Die **Gesamtbakterienzahl** (Diplomarbeit D. STEYER 1995, Betreuer Dr. G. BALLIN) ist über einen Zeitraum von 10 Monaten (22.3.94 bis 25.1.95) bestimmt worden. Das 1. Maximum wie bei den CFU ist Anfang 1994 noch nicht gezählt worden, an seiner Existenz braucht nicht gezweifelt zu werden, denn Ende 94/Anfang 95 sind ebenfalls hohe CFU-Werte vorhanden. Ein zweites und drittes Maximum im April/Mai und August bis Oktober wie bei den CFU sind bei den GBZ auch vorhanden. Wir machen hier dieselben Gründe wie bei den CFU geltend. Auffallend auch - wie bei den CFU - das Minimum in der GBZ Juni/Juli, das wir wie bei den CFU auf das Fehlen des Phytoplanktons und den Fraß durch Rotatorien und Tintinniden zurückführen (s.u.).

Die CFU des Sedimentes (die Werte der Station ODAS 2 / Zicker sind in Abb. 19 enthalten) verlaufen etwa parallel zu den CFU des Pelagials; auffallend ist aber die Verschiebung des 2. Maximums in den Juli hinein; wir führen dies auf die ruhige Wetterlage im Sommer 1994 zurück, bei der abgestorbene Phyto- und Zooplankter auf den Boden sinken und dort abgebaut werden.

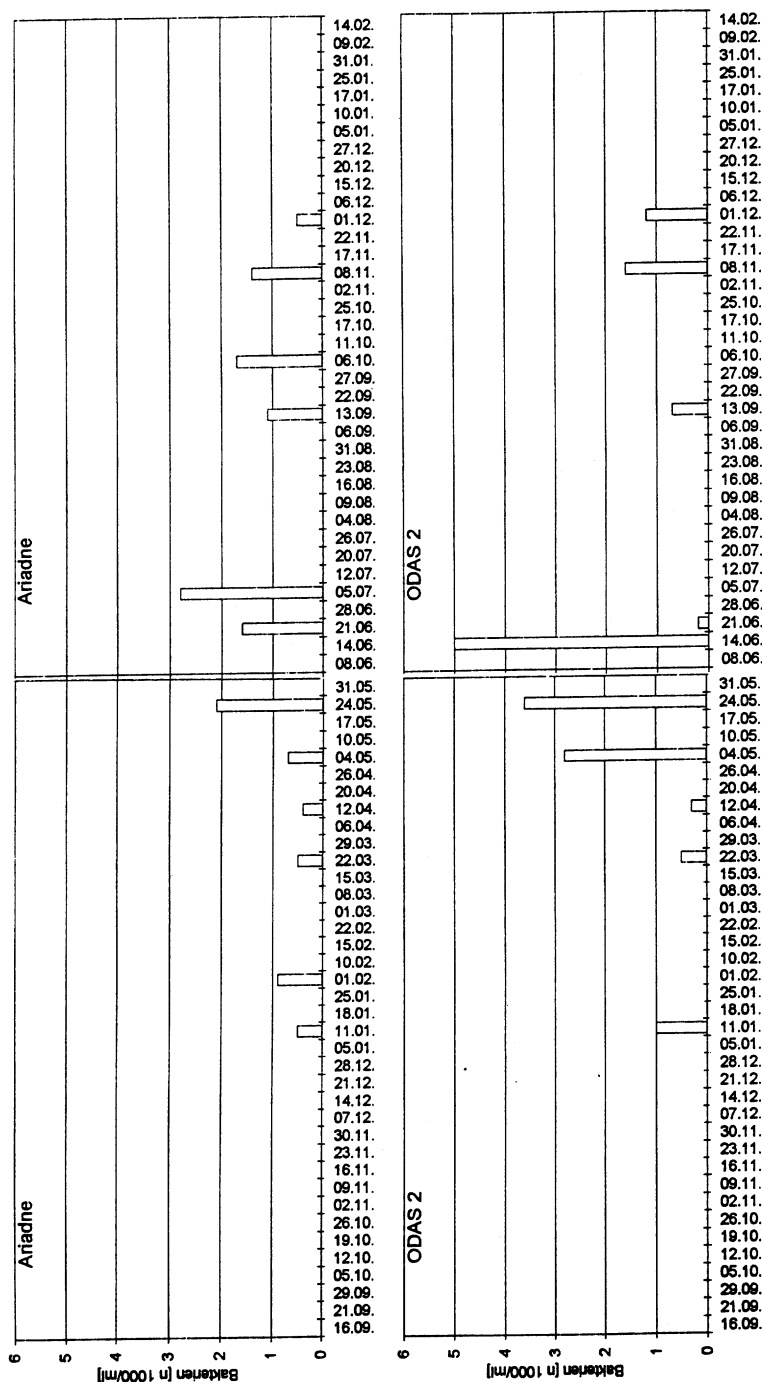


Abb. 16 Bakterien cfu Pelagial

Biochemischer Sauerstoff-Bedarf BSB₃

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) dient der Beurteilung der Belastung des Gewässers mit aerob abbaufähigen Stoffen und sollte viele Parallelen zu den Parametern der CFU der pelagischen Bakterien aufweisen (Abb. 17).

Diese Parallelen (1. Maximum im Dez./Jan., 2. Maximum März bis Juli, 3. Maximum im Herbst) sind auch zu erkennen. Besonders auffallend sind aber die relativ hohen Werte Mitte Juni/Anfang Juli, wenn die GBZ ein Minimum hat und die relative Gleichförmigkeit der Werte zwischen Böttchergrund und Dänischer Wiek; der erwartete Anstieg zur Dänischen Wiek hin ist relativ gering.

Synopsis

Abschließend zu dem Unterkapitel wöchentliches Monitoring soll an dieser Stelle versucht werden, mit Unterstützung der Abb. 18 und 19 eine **Zusammenchau (Synopsis)** der im Ökosystem Greifswalder Bodden wirkenden Kausalfaktoren zu geben. Dabei wollen wir auch die Hydrodynamik und das Makrophytobenthos (Makrozoobenthos) nicht außer Acht lassen.

Im Zentrum der **aufbauenden Prozesse** (Abb. 18) stehen die Nährstoffkreisläufe von P und N sowie Phytoplankton, Zooplankton und Makrophytobenthos (Makrozoobenthos). Ausklammern müssen wir hierbei das Picoplankton, das erst seit diesem Jahr alle 3 Wochen an 3 Stationen (ODAS 2, Hollendorf und Dänische Wiek) gemessen wird.

Die Jahresentwicklung beginnt mit hohen Konzentrationen der Nährstoffe; mit steigenden Wassertemperaturen und photosynthetisch verwertbaren Lichtmengen findet von Ende März bis Mitte Mai die "Frühjahrsblüte" des Phytoplanktons statt. Ein wesentlicher Vertreter der Kieselalgen ist in 1994 *Skeletonema costatum*. Diese Kieselalge tritt immer dann auf, wenn im Januar / Februar weniger als 20 Tage Eisbedeckung waren (vgl. Abb. 3). Während der Frühjahrsblüte sinkt die Konzentration des o-Phosphates ab Ende April auf Werte um 0,2 bis 0,3 $\mu\text{mol/l}$ ab und verbleibt bis in den August auf diesem niedrigen Niveau. Die N-Komponenten zeigen noch bis Ende Juni Konzentrationswerte um (insgesamt) 10 $\mu\text{mol/l}$; das N : P -Verhältnis liegt in dieser Zeit also über 21, was auf eventuelle P-Limitation schließen läßt. Si-Mangel, Licht- oder P-Limitation dürften hier regulierende Faktoren sein.

Mit dem Einsetzen der Entwicklung des Sommerphytoplanktons gehen die Konzentrationen der N-Verbindungen teilweise bis unter die Nachweisgrenze. Neben Licht werden sie zum limitierenden Faktor der Sommerphytoplanktonentwicklung. Unter diesen Bedingungen können nur die N₂-fixierenden Blaualgen/Nostocaceae und - in Verbindung mit ihnen - Gomphosphaeria pusilla als Hauptvertreter des Sommerplanktons zur Entwicklung kommen. Die Cyanophyceen kommen bekanntermaßen mit geringen Lichtintensitäten aus (Dämmerlicht-Algen). Im August erscheinen die N₂-fixierenden Nostocaceae *Anabaena* sp. und *Aphanizomenon flos aquae*, in deren Gefolge offenbar Gomphosphaeria pusilla keine Entwicklungsprobleme hat.

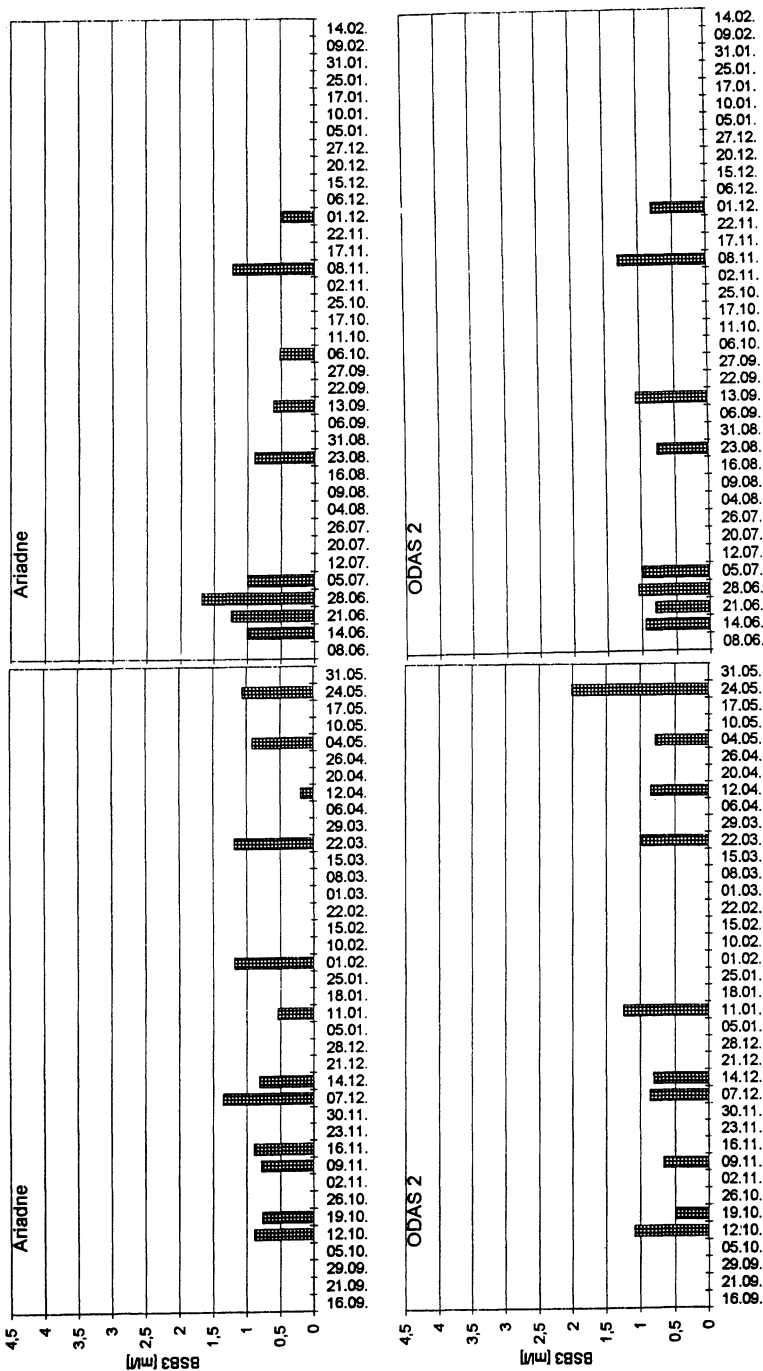
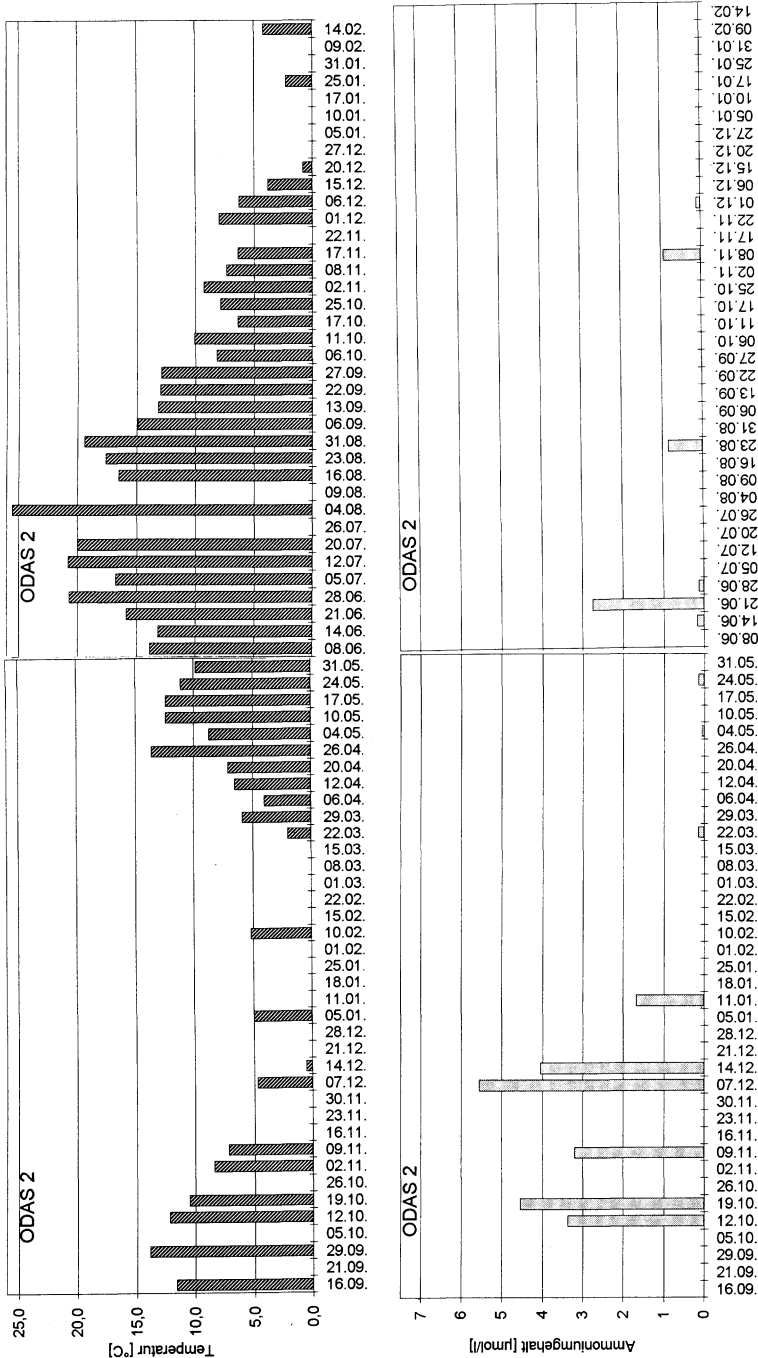
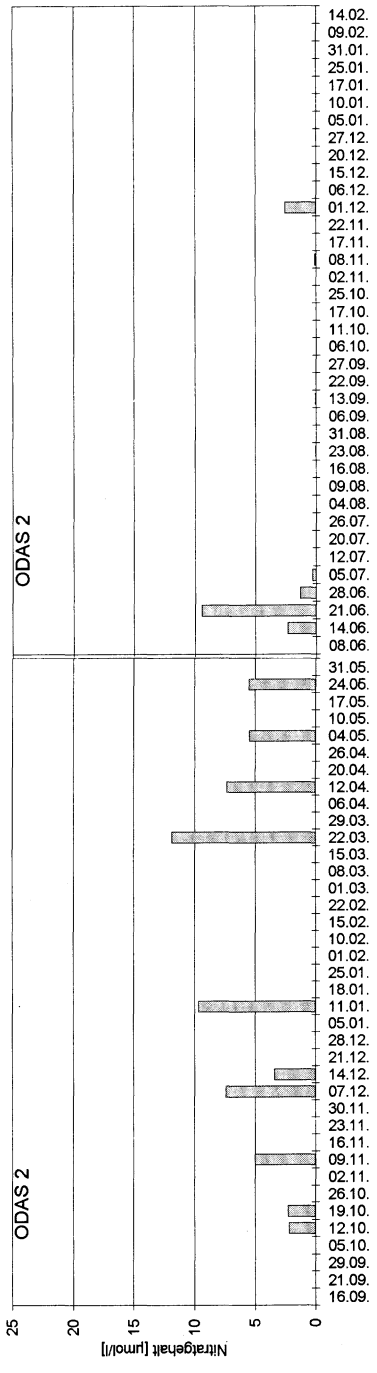
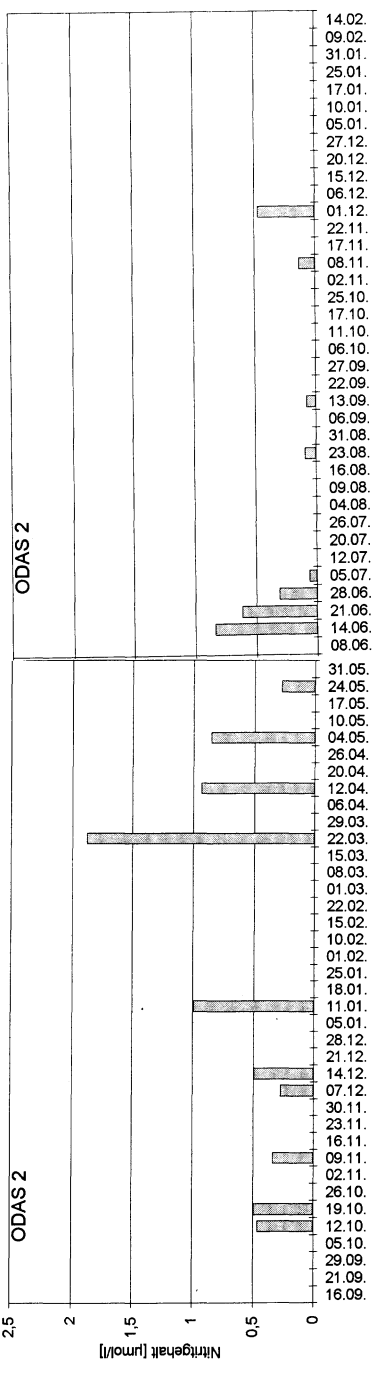
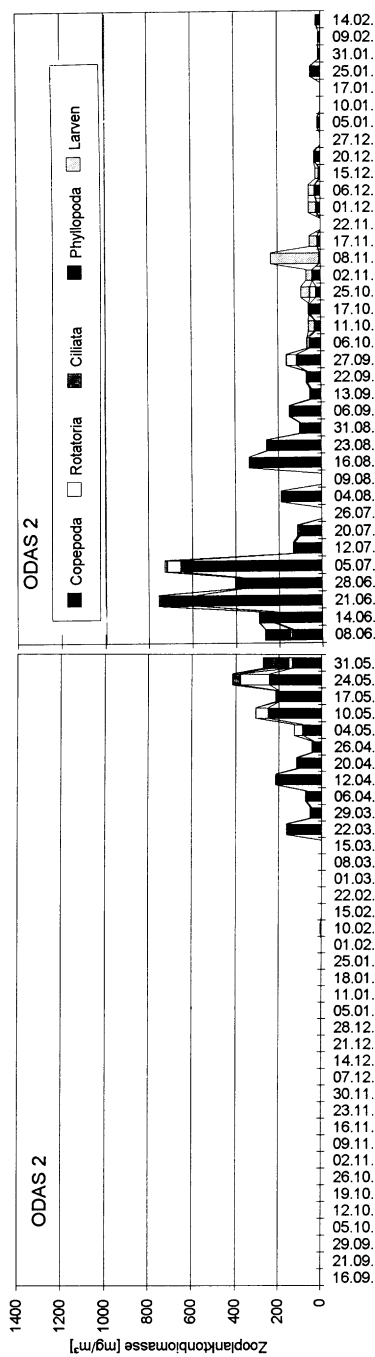
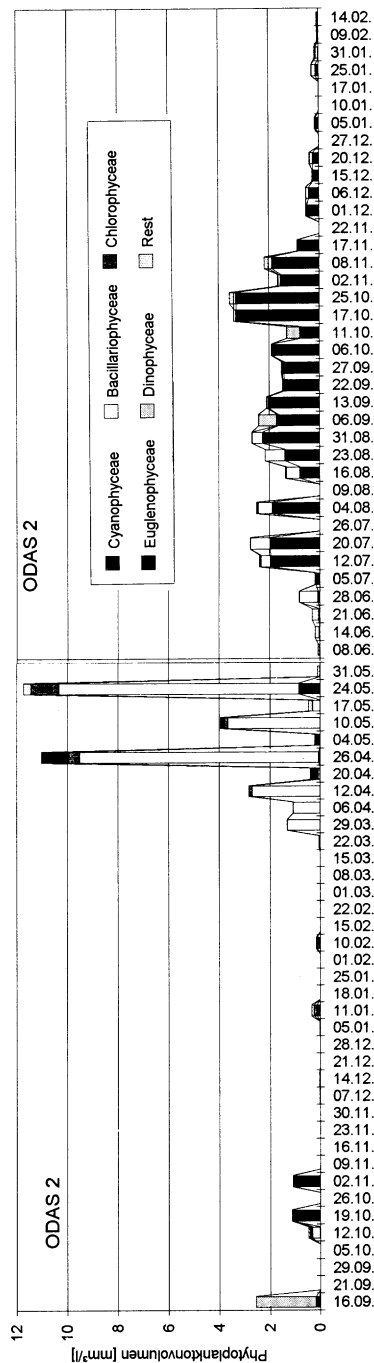
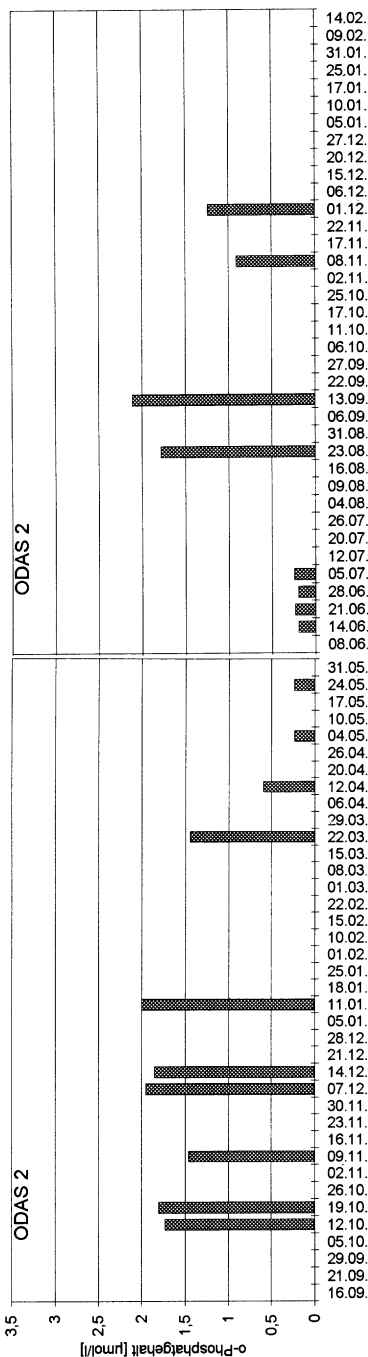
Abb. 17 BSB₃

Abb. 18 Synopsis I

Bedingungen für die Entwicklung von Phytoplankton und Zooplankton







Gomphosphaeria pusilla (Cyanobacteria, Chroococcales) kann wie folgt kurz charakterisiert werden:

Juli (20° C) bis Oktober (7° C), eurytherme Sommerform, bei Salzgehalten um 6 - 9‰ (euryhaline Brackwasserart), pH-Wert um 8 und Sichttiefen um 1,2 bis 2 m. Im Frühsommer langsame Zunahme, offenbar keine Nährstoff-Limitation (N₂-Fixation durch Nostocaceae), max. Biomassekonzentration um 10 mm³/l (s. auch VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck).

Die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons mit seiner relativ artenreichen Zusammensetzung aus Bacillariophyceen, Chlorophyceen und Euglenophyceen ist die Grundlage für das ebenfalls artenreiche Frühjahrszooplankton, bestehend aus Copepoden, Rotatorien, Tintinniden und Cladoceren. Hauptvertreter der Zooplankter sind 1994 Copepoden der Gattung *Acartia*. Nachdem im Januar/Februar weniger als 20 Tage Eisbedeckung vorhanden und im Phytoplankton *Skeletonema costatum* die vorherrschende Kieselalge war, war im Zooplankton *Acartia spec.* erwartungsgemäß vorherrschender Copepode (BRENNING, KELL, SCHMIDT in VIETINGHOFF, HUBERT und WESTPHAL 1995, im Druck).

Mit dem Auftreten des Sommer-/Herbst-Maximums der Phytoplanktons, das vornehmlich aus Cyanophyceen besteht, wird die Hauptperiode der Zooplankton-Entwicklung beendet. Das Minimum in der Gesamtbakterienzahl Ende Juni und Juli trägt sicherlich zum Abklingen der Zooplankter bei.

Eine genaue Analyse der Nahrungsbiologie der von uns bestimmten Zooplankter steht noch aus.

Im Zentrum der **abbauenden Prozesse** (Abb. 19) stehen die Bakterien und die ihnen zur Verfügung stehenden Substrate.

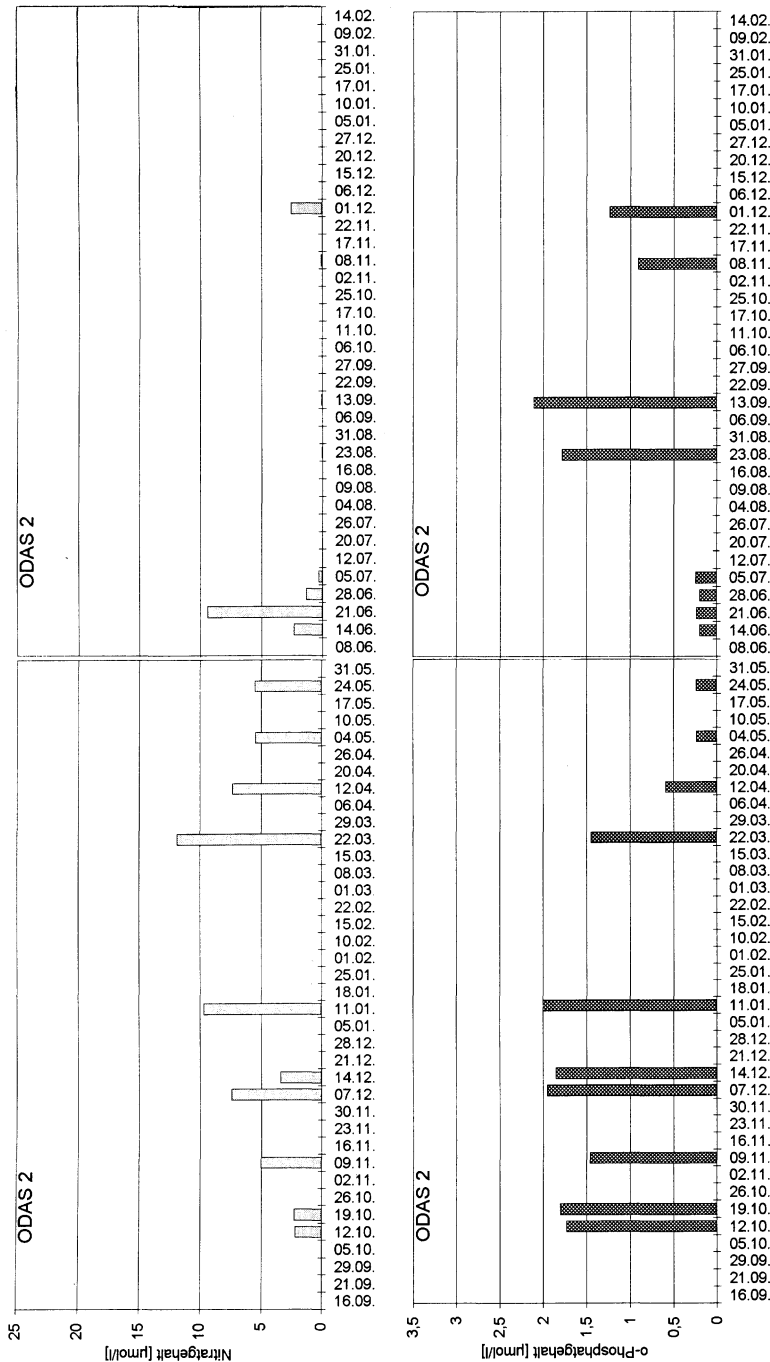
Die koloniebildenden (colony forming units CFU), aerob lebenden, heterotrophen Bakterien des Pelagials erscheinen in 3 Schüben im Jahr entsprechend den 3 Substratschüben: Von November bis Februar die zum Winter hin absterbenden Organismen (Detritus) und der Reichtum an anorganischen Nährstoffen, von März bis Juni von den Frühjahrsplanktern abgeschiedene Substrate und schließlich ihre Leichen, von August bis Ende Oktober Substrate und Leichen von Sommer- und Herbstplanktern.

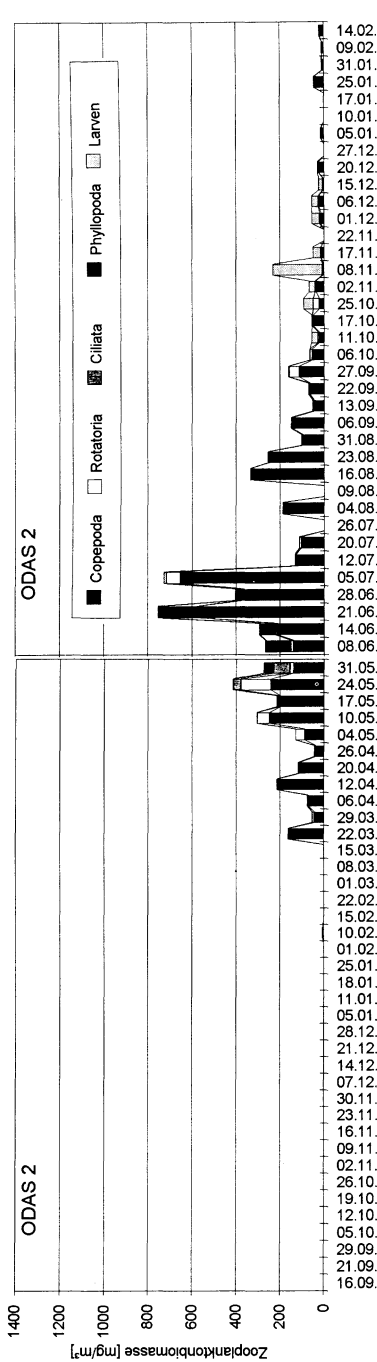
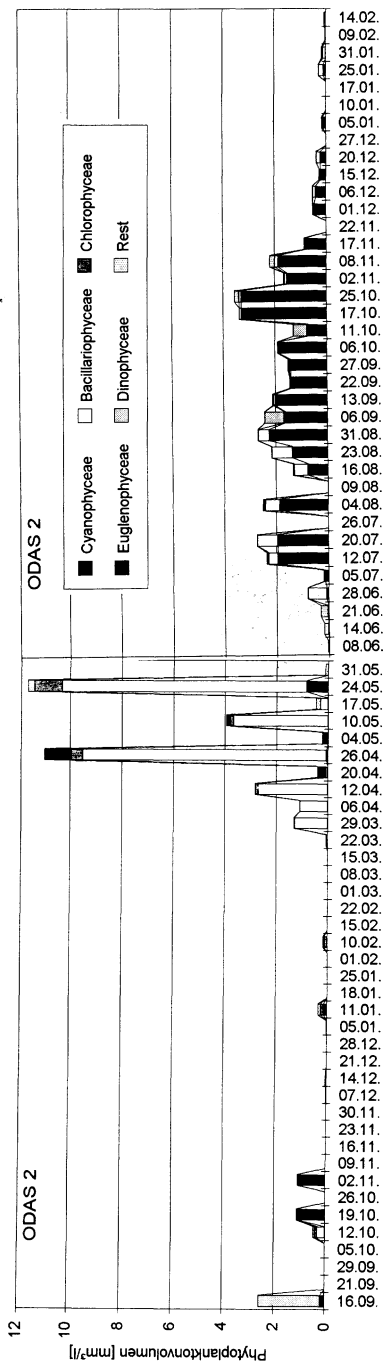
Das Minimum zwischen zweitem und drittem Maximum der Bakterienkolonien-Zahlen wird sowohl durch geringeres Substrataufkommen als auch durch Fraß durch Zooplankter (Rotatorien, Tintinniden) verursacht.

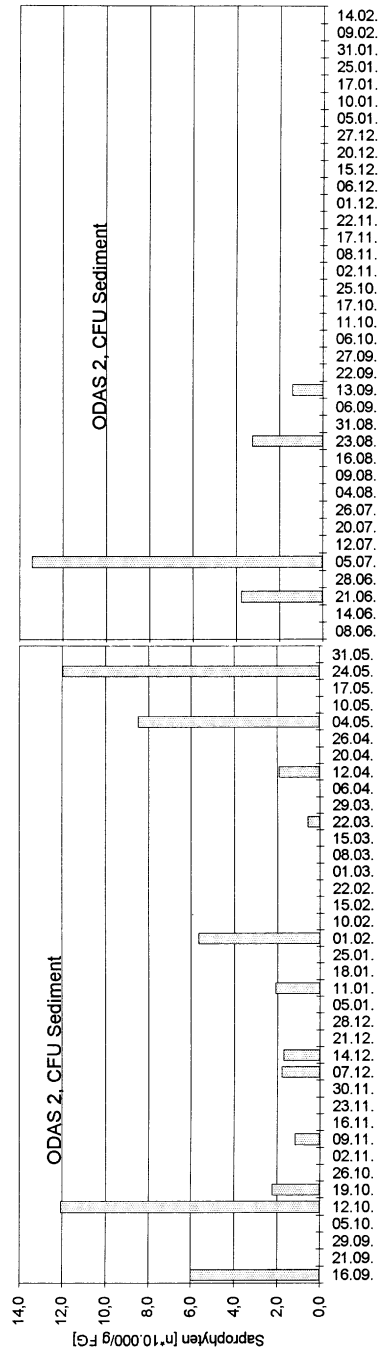
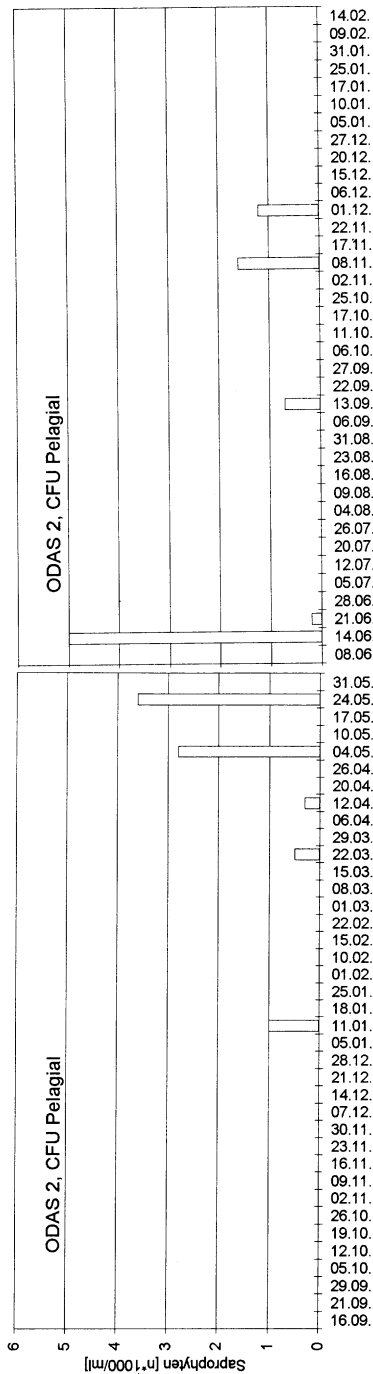
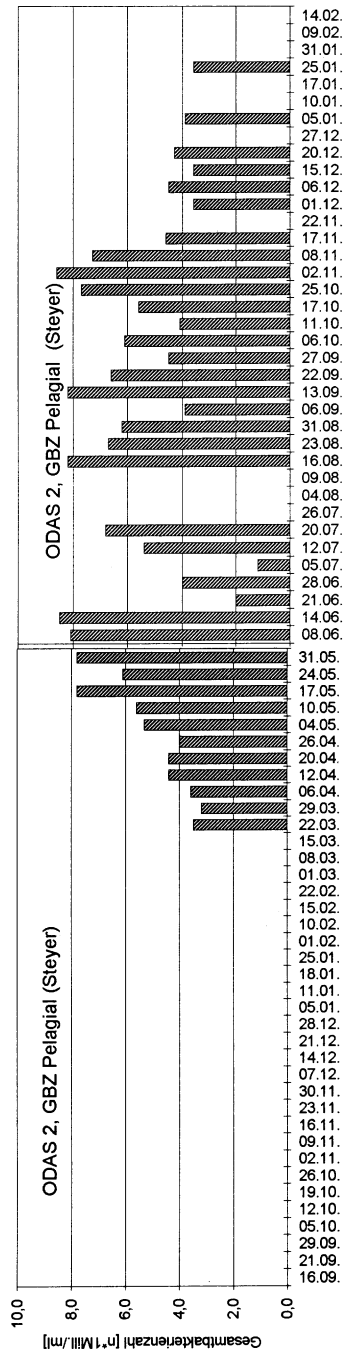
Parallel zu den koloniebildenden Bakterien des Pelagials verlaufen auch die Kurven der Gesamtbakterienzahlen GBZ. Zwar setzen die Zählungen erst Ende März 1994 ein, wo schon das 1. Maximum gewesen ist, an seiner Existenz aber gibt es keine Zweifel, denn im Winter 1994/95 ist es auch vorhanden.

Abb. 19 Synopsis II

Die abbauenden Komponenten der Bakterien







2. Maximum von März bis Juni während der Frühlingsblüte, auffälliges Minimum Ende Juni bis Ende Juli und 3. Maximum im Sommer/Herbst von Juli bis Ende Oktober sind ebenfalls vorhanden.

Die dritte untersuchte Komponente der Bakterien, die CFU des Sedimentes, zeigt ebenfalls drei Maxima, jedoch sind diese einige Wochen später ausgebildet. U. E. könnte dies mit dem Zeitbedarf für die Sedimentation zusammenhängen; die Sedimentproben stammen aus 6 bis 11 m Tiefe.

Nicht quantitativ eingeschätzt werden können derzeit die Rolle der Makrophyten, des Picoplanktons und der Hydrodynamik. Aber alle 3 Komponenten sind in intensiver Untersuchung bzw. Vor-Untersuchung.

3.2 Zwischenergebnisse der Erfassung des Bedeckungsgrades der Flachwassergebiete des Greifswalder Boddens mit Makrophyta

Anmerkung:

Dieses Thema ist Teil des Verbundprojektes GOAP und wird vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie im Verbundprojekt GOAP gefördert.

Die Makrophyten eines Küstengewässers gelten als sensibler Indikator von Eutrophierungsprozessen. Die Erfassung und weitergehende Beobachtung ihrer Bestände ermöglicht eine Beurteilung von ökologischen Entwicklungsprozessen. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit einer umfassenden Analyse des Makrophytenbestandes, wobei der Bedeckungsgrad des Gewässergrundes in besonderem Maße Aussagen über eine Bestandsentwicklung zuläßt.

Zur quantitativen Erfassung des Makrophytenbewuchses nutzen wir Luftbilder, die wir mit geeigneten Verfahren der digitalen Bildverarbeitung auswerten. In den Luftbildern der Flachwasserareale sind die Makrophytenbestände gut mit dem bloßen Auge auszumachen. Zum tieferen Wasser hin verschwinden die Kontraste aber, und die Auswertung wird unsicher.

Darüber hinaus treten im Luftbild Areale auf, die eine den Makrophyten identische Farbkomponente aufweisen. Dies gilt einerseits für Landbiotope mit Vegetation. Sie sind durch die im Luftbild hell erscheinenden Strandbereiche allerdings recht gut von den zu bearbeitenden Wasserflächen abzugrenzen. Andererseits treten solche identischen Farbwerte innerhalb des Gewässers auf, so in Gebieten mit Ablagerungen abgestorbenen Pflanzenmaterials (Senken, Abhänge, Fahrrinnen) oder in Bereichen, die durch ausgedehnte Mytilusbänke gekennzeichnet sind. Deshalb wurde zur Unterstützung der Luftbildauswertung die Unterwasser-Video-Technik herangezogen. Mit dieser Technik wurde die vertikale Bewuchsgrenze der Makrophyten ermittelt und Areale mit pflanzlichen Ablagerungen oder Mytilusbänke festgestellt.

Untersuchungsergebnisse der Unterwasseraufnahmen

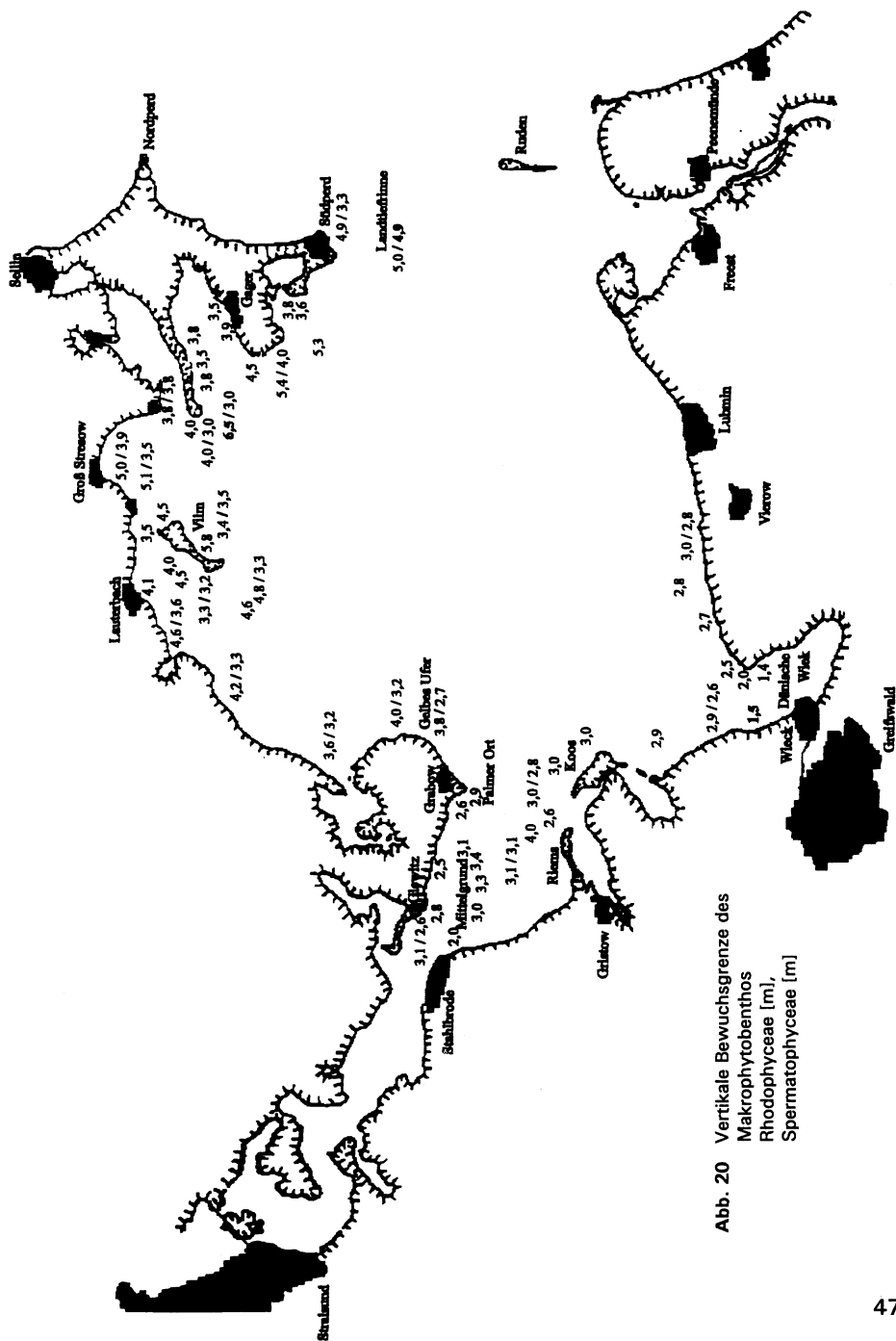
Die Unterwasseraufnahmen wurden im Zeitraum von Oktober bis November 1993, von April bis Mai 1994 und von April bis Mai 1995 aufgezeichnet und lieferten eine Datenmenge von rund 8000 Datensätzen. Hierbei wurden die Flachwassergebiete der südrügenschon Küste bis in den Strelasund Höhe Glewitz (einschließlich der Areale um die Insel Vilm) und die Bereiche der südlich gelegenen Festlandsküste von Stahlbrode bis Insel Ruden (einschließlich Stubber) aufgenommen und ausgewertet. Das Untersuchungsmaterial umfaßt ungefähr 60 Stunden Video-Film.

Die Abb. 20 zeigt die Kartierung der vertikalen Bewuchsgrenze für Einzelbiotope. Diese vertikalen Bewuchsgrenzen werden vornehmlich durch die Faktoren Licht, Substratqualität (Hart- oder Weichboden) und Substratmobilität (infolge regionaler Strömungsverhältnisse) geprägt. Ein Vergleich der Bewuchsgrenzen von nördlichen und südlichen Bereichen des Greifswalder Boddens zeigt sehr prägnant, daß Makrophyten im nördlichen Territorium noch in deutlich größeren Wassertiefen anzutreffen sind.

Darüber hinaus sind einige Extremstandorte im positiven wie im negativen Sinn deutlich erkennbar. Ein Extremstandort im positiven Sinn ist die Landtieferrinne. Hier konnte *Zostera marina* noch in 4,9 m Wassertiefe festgestellt werden. Ebenso günstig stellt sich der Buchtausgang der Hagenschen Wiek dar. Hier wurden Rhodophyceen noch in 6,5 m vorgefunden.

Ein ganz anderes Bild liefert die Dänische Wiek, wo auf einem befahrenen Schnitt der Peilung Anleger Ludwigsburg - Wampen Spermatophyten nur noch in 1,5 m Wassertiefe angetroffen worden sind.

Die Ursachen dieser regionalen Differenzen der vertikalen Bewuchsgrenzen sind vornehmlich in den natürlichen Gegebenheiten im Gewässer zu suchen. Neben dem Wasseraustausch mit der vorgelagerten Pommerschen Bucht spielen die Wind- und Strömungsverhältnisse im Gewässer (vorherrschende Windrichtung im Greifswalder Bodden - Südwest) eine ganz entscheidende Rolle. Aus diesen Komponenten resultiert bereits eine bessere Wasserqualität und damit günstigere Lichtverhältnisse im Wasserkörper der nordöstlichen Teilbereiche. Ein ebenfalls wichtiger Faktor ist die Morphologie des Gewässergrundes. Es konnte nachgewiesen werden, daß Makrophyten an südlich ausgerichteten Unterwasserhängen in deutlich größere Tiefen vordringen können. Von ganz entscheidender Bedeutung ist allerdings auch das vorherrschende Substrat. So können Rotalgen im Vergleich zu Spermatophyten oder Grünalgen potentiell in tiefere Areale vordringen, da sie den in tieferem Wasser vorherrschenden grünen Anteil des sichtbaren Lichtes für die Photosynthese nutzen können (chromatische Adaptation). Sie können diese Bereiche allerdings nur unter der Voraussetzung erschließen, daß ihnen ein entsprechendes Substrat zum Anheften zur Verfügung steht (Hartboden).



Neben den erwähnten natürlichen Gegebenheiten im Gewässer spielt der anthropogene Einfluß eine ebenso bedeutende Rolle. Die Nähe der Stadt Greifswald mit ihren zahlreichen Abwässern wirkt sich auf den Makrophytenbestand der Dänischen Wiek unübersehbar negativ aus. Sicher wird der Bau der Kläranlage Greifswald in Ladebow (Eröffnung im Sommer 1994) positiven Einfluß auf diese Situation haben.

Untersuchungsergebnisse der Luftbild-Auswertung

Die bisher ausgewerteten Luftbilder umfassen den noröstlichen Teilbereich des Greifswalder Boddens.

Der Bedeckungsgrad wurde nicht nur für das gesamte Untersuchungsgebiet, sondern auch für die einzeln abgrenzbaren Teilbereiche Stresower Bucht, Having, Hagensche Wiek und Zickersee ermittelt (Tab. 4).

Tabelle 4 Bedeckungsgrad der Flachwassergebiete

Areal	Gesamtfläche [km ²]	Bewuchsfläche [km ²]	Bedeckungsgrad [%]
Gesamtes Untersuchungsgebiet	96,06	9,82	10,23
Stresower Bucht	5,10	1,15	22,49
Having	7,90	1,54	19,51
Hagensche Wiek	10,3	2,17	21,03
Zickersee	2,00	0,45	22,27

Ein Vergleich der quantitativen Bewuchssituation der Flachwassergebiete Stresower Bucht, Having, Hagensche Wiek und Zickersee verdeutlicht einen relativ konstanten Bedeckungsgrad um 20 %, wobei Zickersee und Stresower Bucht innerhalb dieser Gebiete mit etwa 22 % die höchsten Werte annehmen. Dies ist vermutlich mit der vergleichsweise geringen Wassertiefe der Areale zu begründen.

Der im Verhältnis dazu geringe Bedeckungsgrad des gesamten Untersuchungsgebietes ist darauf zurückzuführen, daß die zentraler gelegenen tieferen Bereiche des Greifswalder Boddens (mehr als 6 m Wassertiefe) in die Berechnungen dieses Wertes mit eingingen.

3.3 Erste Zwischenergebnisse zur Abundanz des Makrozoobenthos

Vorbemerkung

Das Zoobenthos-Untersuchungsprogramm wurde durch den Wissenschaftsrat als erhaltenswert beurteilt und durch KAI e.V. im Rahmen eines Wissenschaftler-Integrationsprojektes (WIP) gefördert.

Einleitung

Die Makrozoobenthosuntersuchung ist eine bewährte Methode zur Bioindikation und Beurteilung jener Teilstruktur des Gewässers, welche zu einem nicht unerheblichen Teil an der Produktivität des Gesamtsystems beteiligt ist.

Leider wurde sie zur Charakterisierung des Greifswalder Bodden als Gesamtuntersuchungsgebiet bisher nicht kontinuierlich betrieben. Vor allem quantitative Aussagen sind zumeist nur in größeren Abständen (ENGELMANN 1964, ARLT 1969, SAAVEDRA 1990) mit vergleichbarer Methodik durchgeführt worden.

Artenliste des Makrozoobenthos

Folgende Arten bzw. Taxa konnten im Untersuchungsgebiet in den Jahren 1990 bis 1994 nachgewiesen werden (Tab. 5):

Tabelle 5 Artenliste Makrozoobenthos

Bryozoa:	Electra crustulenta	Oligochaeta:	Tubifex costatus
Gastropoda:	Hydrobia ulvae		sonstige Tubificidae
	Hydrobia ventrosa	Crustacea:	
	Potamopyrgus jenkinsi	Cirripedia:	Balanus improvisus
	Theodoxus fluviatilis	Mysidacea:	Neomysis integer
Bivalvia:	Mytilus edulis	Cumacea:	Diastylis rathkei
	Cerastoderma lamarcki	Isopoda:	Jaera albifrons
	Macoma balthica		Sphaeroma hookeri
	Mya arenaria		Idotea chelipes
			Idotea balthica
Polychaeta:	Hediste diversicolor		Cyathura carinata
	Neanthes succinea	Amphipoda:	Bathyporeia spec.
	Manayunkia aestuarina		Corophium volutator
	Fabricia sabella		Corophium multisetosum
	Pygospio elegans		Gammarus oceanicus
	Polydora ciliata		Gammarus salinus
	Marenzelleria viridis		Gammarus zaddachi
	Heteromastus filiformis		Gammarus locusta
	Bylgides sarsi		Leptocheirus pilosus
	Streblospio shrubsoli	Decapoda:	Crangon crangon
		Hexapoda:	Chironomiden-Larven
		Pisces:	Gobiidae

Quantitative Auswertung:

Eine quantitative Auswertung des Zoobenthos ist bisher nur bedingt möglich, da für die dargestellten Jahrgänge 1990 und 1994 nur die Abundanzwerte, nicht die Biomassewerte vorliegen.

Die Haupt- und Begleitarten bzw. -artengruppen erreichten im Untersuchungsgebiet folgende in Tab. 6 aufgeführte Präsenzen, Individuenzahlen und Dominanzen:

In Abb. 21 sind die absoluten Abundanzzahlen mit dem Anteil der Tiergruppen für die einzelnen Stationen abgebildet.

Besonders heterogene Bilder ergeben sich dabei im Frühjahr. Während im Frühjahr 1990 der KKW-Schnitt (südöstlicher Teil), insbesondere die Station KKW 8 m, die Crustaceen (getragen vor allem von *Corophium volutator*) ins Gewicht fielen und sogar einen Peak in der Gesamtabundanz verursachten, wurden die Peaks in der Gesamtabundanz für den Sommer und den Herbst 1990 vor den Mollusken verursacht. In beiden Fällen wurden die höchsten Abundanzen an der Station 329 (Böttchergrund) erreicht. Die Molluskendominanz beruht hier auf den sehr hohen Individuendichten der *Mytilus*-Muschelbänke.

Im Frühjahr und Sommer 1994 konnte an den meisten Stationen ein hoher Crustaceenanteil beobachtet werden. Hier dominierte innerhalb der Crustaceen wiederum *Corophium volutator*. Im Sommer 1994 begründeten sich die Maxima auf der Station 303 durch hohe *Hydrobia*-Abundanzen und an der Station KKW 6mN durch hohe *Marenzelleria*-Individuenzahlen.

Hinsichtlich der relativen Zahlen (Dominanzverhältnisse der Tiergruppen zueinander bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet) dominierten 1990 ausschließlich die Mollusken (vor allem *Mya arenaria*) bei allgemein niedrigeren Gesamtindividuenzahlen (Abb. 22).

1994 dominierten aufgrund der Reproduktionszeit von *Corophium volutator* zuerst die Crustaceen; später stiegen die Molluskenanteile.

In beiden Untersuchungsjahren variierten die Polychaetenanteile kaum und erreichten Dominanzen von ca. 20 bis 40 %.

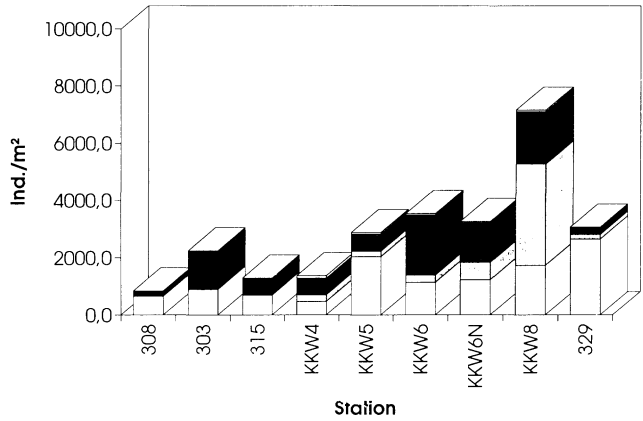
Ebenfalls soll nicht unerwähnt bleiben, daß die Sommeraufnahme 1994 sehr früh (Mai/Juni) durchgeführt wurde und der zeitliche Abstand zur Frühljahrsaufnahme 1994 eigentlich zu kurz war. Bis auf eine Ausnahme (Station 303: *Hydrobia*-Maximum) unterscheiden sich beide Aufnahmen kaum.

In beiden Untersuchungsjahren konnte die maximale Diversität an der Station Böttchergrund (329) im Frühjahr festgestellt werden. Da die Station an der östlichen Schwelle zur Ostsee liegt und durch sie sehr stark beeinflusst wird, ist dieses Ergebnis zu erwarten gewesen.

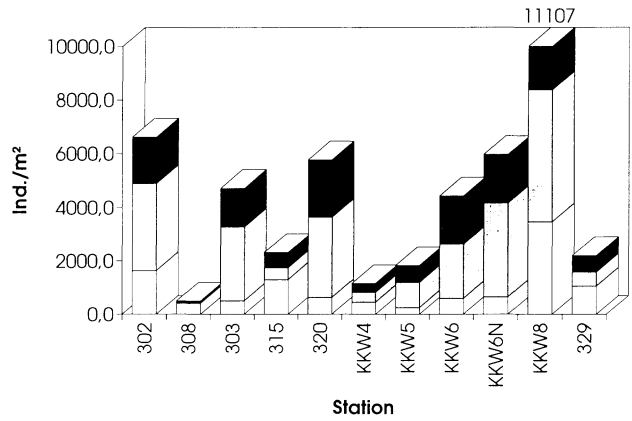
Tabelle 6 Abundanzenspektrum produktionsbiologisch wichtiger Zoobenthosarten

Art / Jahr	Präsenz [%]	mittl. Abundanzen [Ind./m ²]	mittl. Dominanzen [%]	max. Abundanz (Station/Aufnahme) [Ind./m ²]
<i>Mya arenaria</i>	1990	163 bis 4170	9,3 bis 69	3150 (329/Sommer)
	1994	57 bis 1433	8,0 bis 41,3	2950 (KKW5m/Frühjahr)
<i>Macoma balthica</i>	1990	17 bis 667	0,9 bis 42,1	730 (302/Sommer)
	1994	7 bis 257	0,2 bis 25,3	310 (302/Frühjahr)
<i>Cerast. lamarcki</i>	1990	10 bis 540	0,7 bis 17,0	890 (KKW6mN/Frühjahr)
	1994	0 bis 220	0 bis 15,3	520 (KKW5m/Sommer)
<i>Mytilus edulis</i>	1990	0 bis 2470	0 bis 22,9	3180 (329/Herbst)
	1994	0 bis 100	0 bis 4,3	170 (315/Frühjahr)
<i>Hydrobia</i> spp.	1990	0 bis 6660	0 bis 51	11930 (329/Herbst)
	1994	0 bis 3090	0 bis 64,4	6830 (KKW8m/Frühjahr)
<i>Nereidae</i>	1990	63 bis 677	1,8 bis 32,3	940 (KKW4m/Sommer)
	1994	7 bis 315	1 bis 11,3	460 (329/Herbst)
<i>Marenzell. viridis</i>	1990	23 bis 1713	0,2 bis 47,5	2650 (KKW6m/Frühjahr)
	1994	17 bis 2743	6 bis 47,4	3260 (KKW6mN/Sommer)
<i>Streblosp. shrubs.</i>	1990	0 bis 83	0 bis 0,9	250 (329/Herbst)
	1994	0 bis 155	0 bis 3,5	350 (KKW4m/Sommer)
<i>Pygospio elegans</i>	1990	0 bis 1170	0 bis 12,8	1920 (329/Herbst)
	1994	0 bis 367	0 bis 10,5	1000 (KKW4m/Sommer)
<i>Corophium volut.</i>	1990	0 bis 3427	0 bis 47,9	4520 (KKW8m/Frühjahr)
	1994	0 bis 4833	0 bis 58,2	6190 (KKW8m/Frühjahr)
<i>Cyathura carinata</i>	1990	0 bis 180	0 bis 5,5	280 (329/Frühjahr)
	1994	0 bis 333	0 bis 23,5	650 (KKW8m/Herbst)

Frühjahrsaufnahme (Mai 1990)



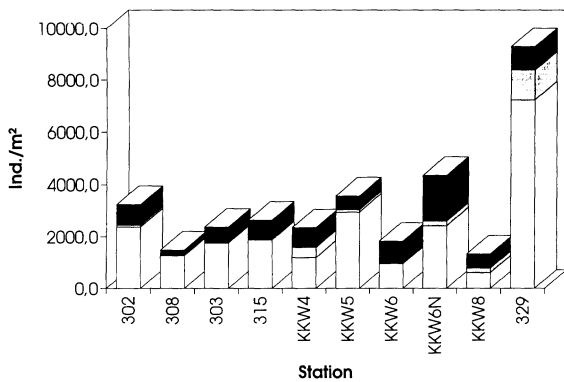
Frühjahrsaufnahme (Mai 1994)



Mollusken
 Crustaceen
 Polychaeten
 sonstige

Abb. 21 Gesamtabundanzen des Zoobenthos

Sommernaufnahme (Juli 1990)



Sommernaufnahme (Mai/Juni 1994)

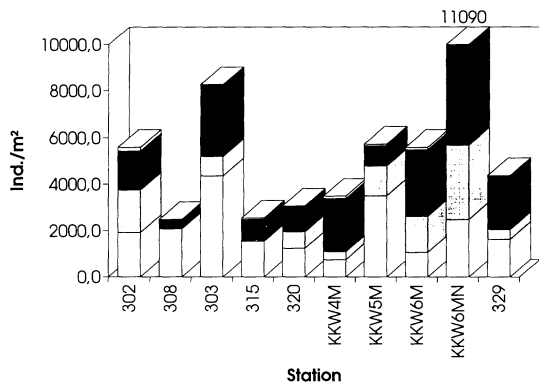


Abb. 21a Gesamtabundanzen des Zoobenthos

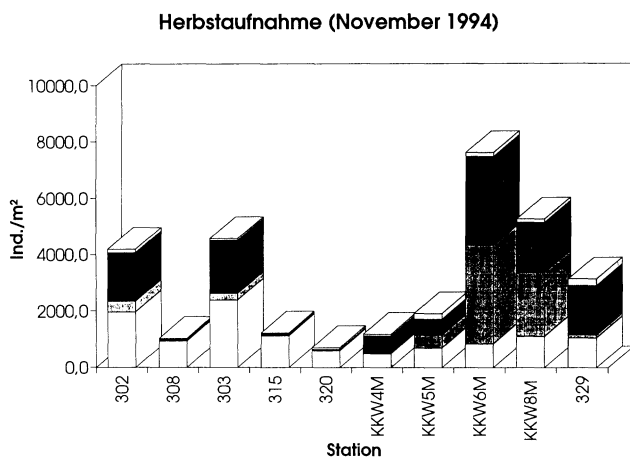
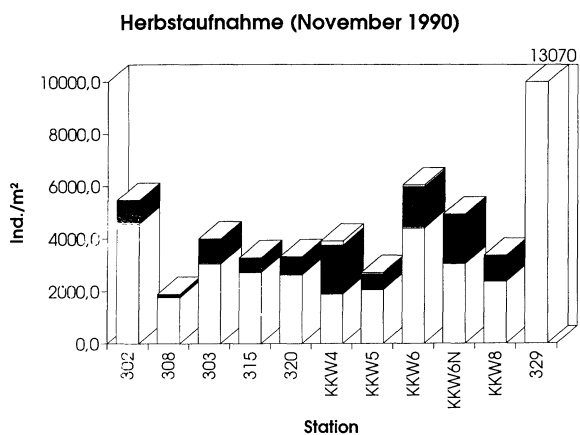


Abb. 21b Gesamtabundanz des Zoobenthos

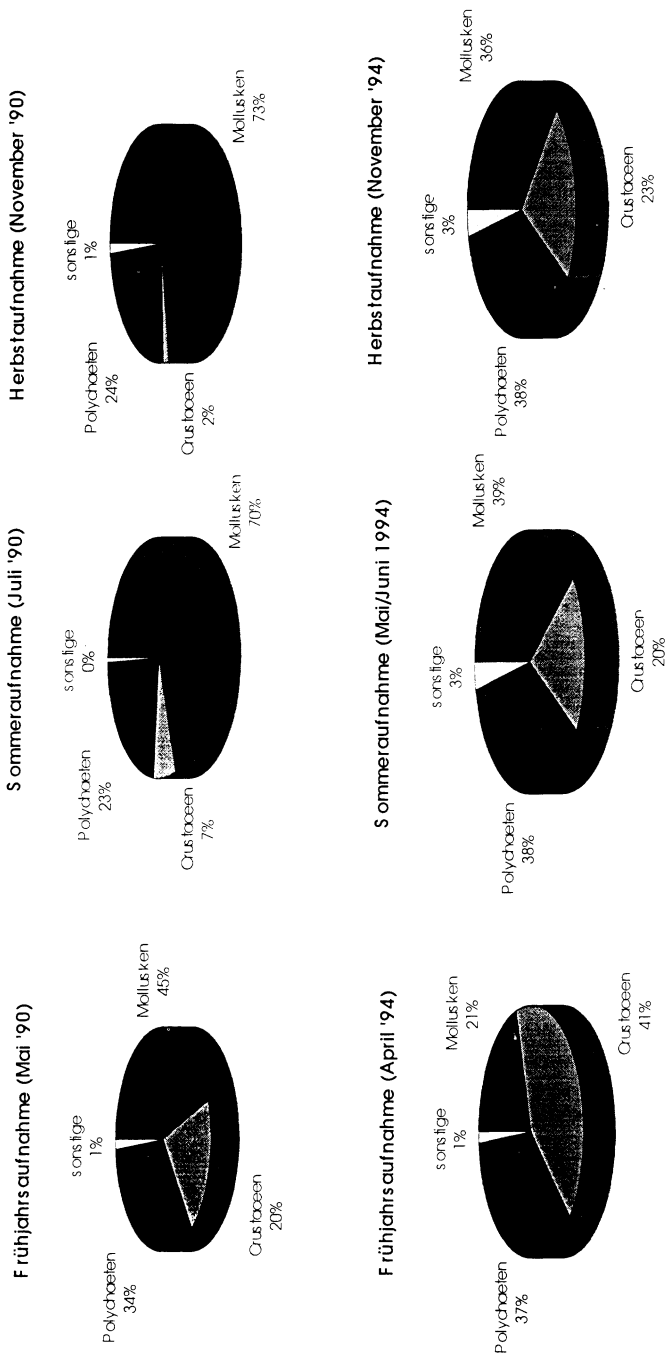


Abb. 22 Dominanzen der wichtigen Zoobenthos-Tiergruppen

Ansonsten herrscht eher eine Artenarmut im Bodden, was sich durch die Eigenschaften der Küstengewässer (niedrige Salinitäten) begründet. Eine räumliche oder zeitliche Regelmäßigkeit für die Stationen konnte im Untersuchungsgebiet nicht festgestellt werden.

Vergleicht man die Präsenzen der Jahre 1990 und 1994, so zeichnen sich bereits hier Unterschiede ab.

Nach dem Auszählen der Proben hat die Biomassebestimmung der Stichproben (Feuchtgewicht, Trockengewicht, aschefreies Trockengewicht) begonnen.

3.4 Ergebnisse von Untersuchungen zur Vertikalsstruktur im Ökosystem

EINSLE (1957) fand bei seinen hydrologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden, daß in fast allen Fällen von der Oberfläche bis zum Grund gleiche Strömungsrichtung anzutreffen war. Ausnahmen von dieser Regel sind nur sehr selten von ihm beobachtet worden. Zu einem gleichen Ergebnis kam auch HACKERT (1969) bei seinen Untersuchungen in den Jahren 1967 bis 1969. Einen grundnahen Gegenstrom zur Oberflächenströmung hat bisher niemand nachweisen können.

Nach dem mehrwöchigen Hoch im Juli/August 1994 (absoluter Höhepunkt während der Terminfahrt am 04.08.94 mit Wasser- und Lufttemperaturen um 25 °C) wurden Sauerstoff-Vertikalprofile geplant und am 17.8.94 durchgeführt; inzwischen war etwa 1 Woche Tiefdruck-Lage mit mäßigem Wind, und wie aus Abb. 23 erkennbar, war bis zum Grund wieder ausreichend Sauerstoff vorhanden. Selbst an der tiefsten Stelle im Greifswalder Bodden, östlich vom Gräftengrund, waren noch in 13 m Tiefe um 90% Sauerstoff-Sättigung anzutreffen. Keinen vertikalen Gradienten zeigten auch Untersuchungen zur Phosphatkonzentration, die an anderer Stelle (SCHOLZ und VIETINGHOFF 1995, dieser Band) mitgeteilt wurden.

In Abb. 24 sehen wir Vertikalprofile des Chlorophyll a, und auch bei diesem Parameter sind keine systematischen Unterschiede zwischen der Oberfläche und den darunter liegenden Schichten zu erkennen. Das Bild vom Gelben Ufer war ein Einzelfall, und wir haben es bisher nicht wiederholen können.

Ein gleiches Bild ergeben auch die Abb. 25 bezüglich Seston und Abb. 26 bezüglich der Salinität; wir sehen gleiche Konzentrationen von der Oberfläche bis zum Grund. Die drei letzten Teilbilder von Abb. 25 zeigen hohe Sestonkonzentrationen am Grunde. Diese drei Proben wurden durch Tauchen genommen, wobei offenbar Sediment aufgewirbelt wurde. Zur Entnahme der bodennahen Schicht wird gegenwärtig eine neue Sedimentstecher-Variante ausprobiert. Die restlichen Seston-Proben sind mit dem Wasserschöpfer genommen worden. Es steht natürlich außer Frage, daß auf dem Grund eine mehr oder weniger dicke Schicht Seston aufliegt, jedoch müssen zunächst methodische Fragen der Probenahme geklärt werden, bevor wir quantitative Aussagen dazu machen können.

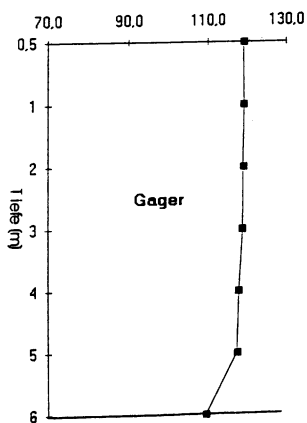
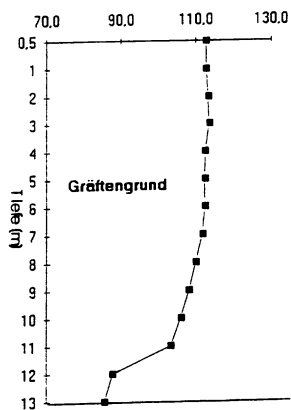
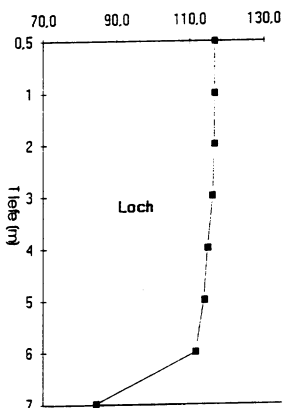
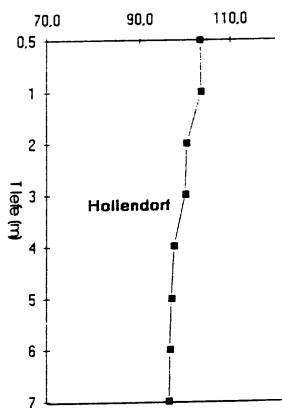
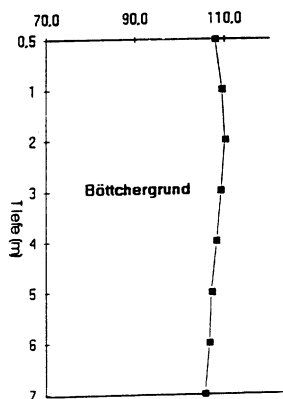
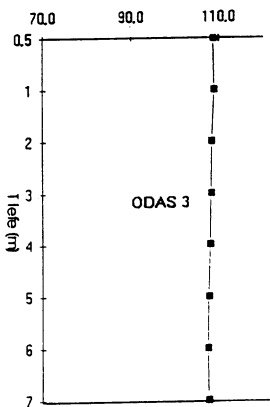
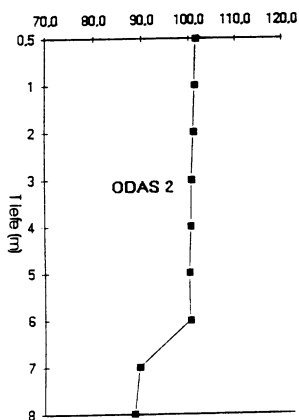


Abb. 23 Vertikalprofil Sauerstoff-Sättigung am 17.7.94 (ME-Sonde)

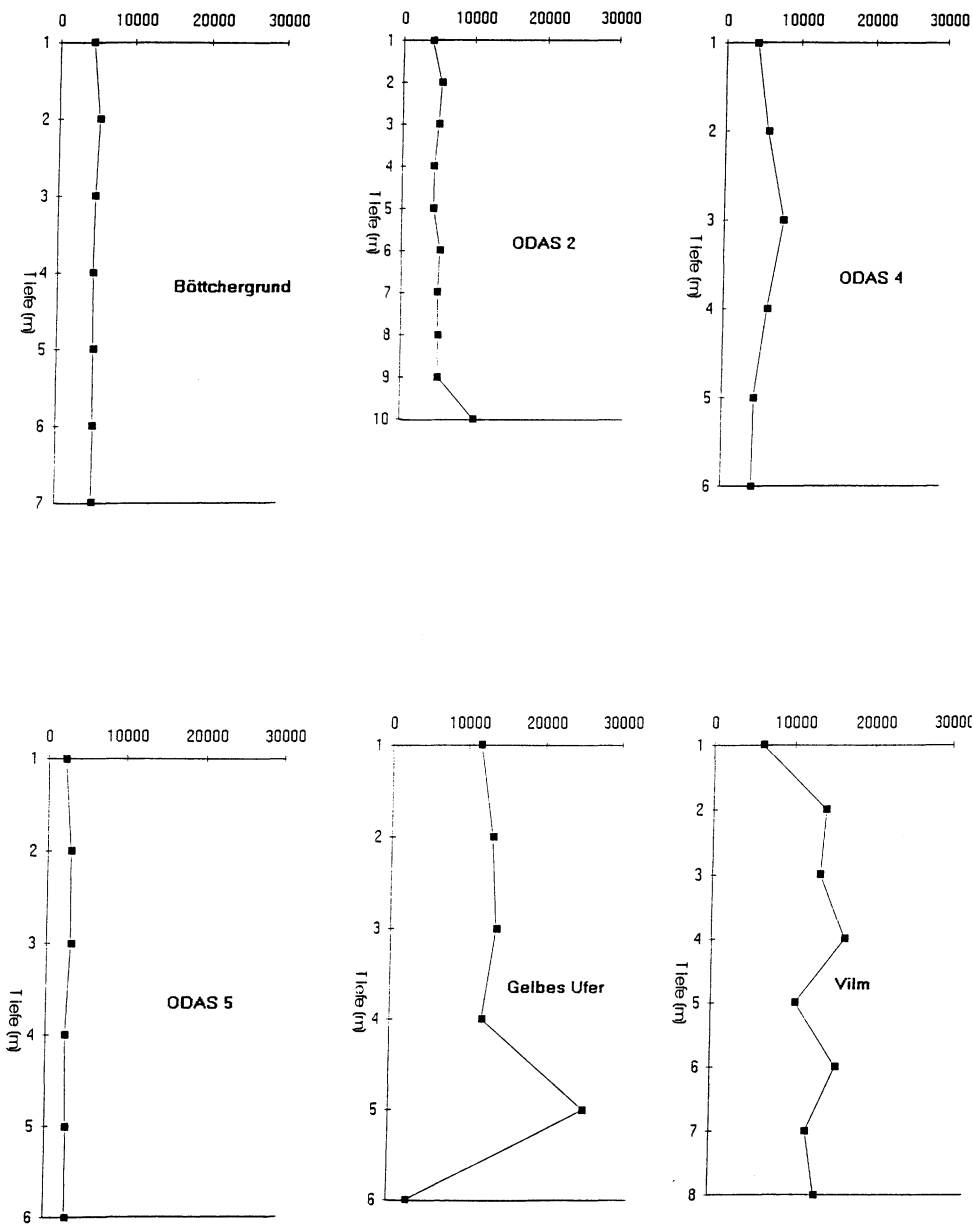


Abb. 24 Vertikalprofil Chlorophyll a am 5./6. 4.95 (Fluorometer Ecomonitor)

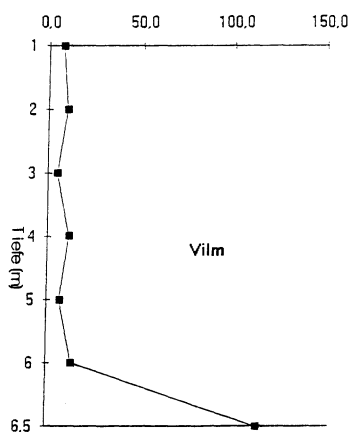
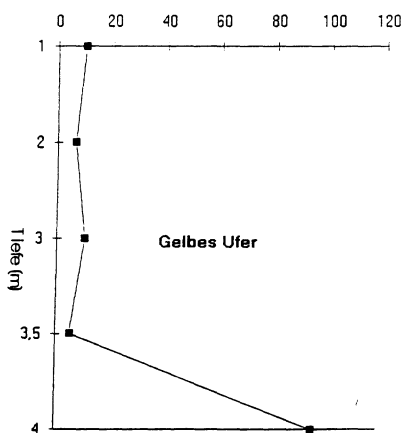
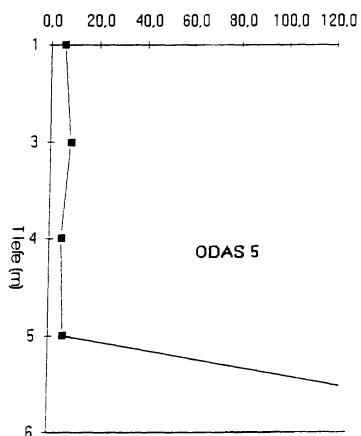
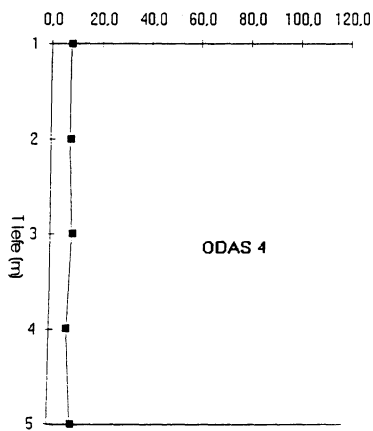
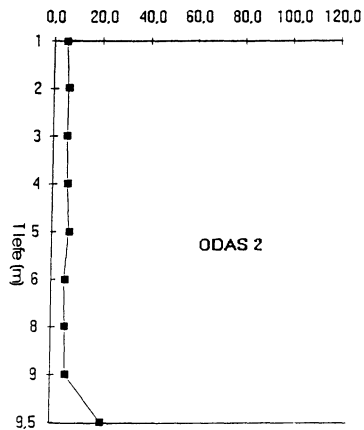
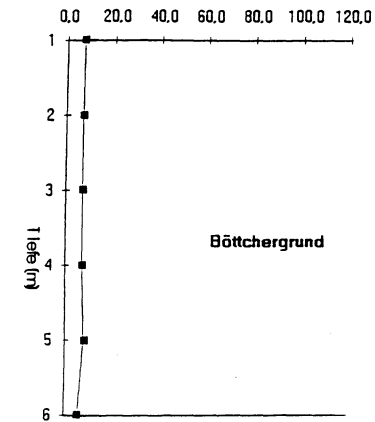


Abb. 25 Vertikalprofil Seston am 5./6.4.95 (Mitarbeit Dipl.-Biol. Angela Podzun)

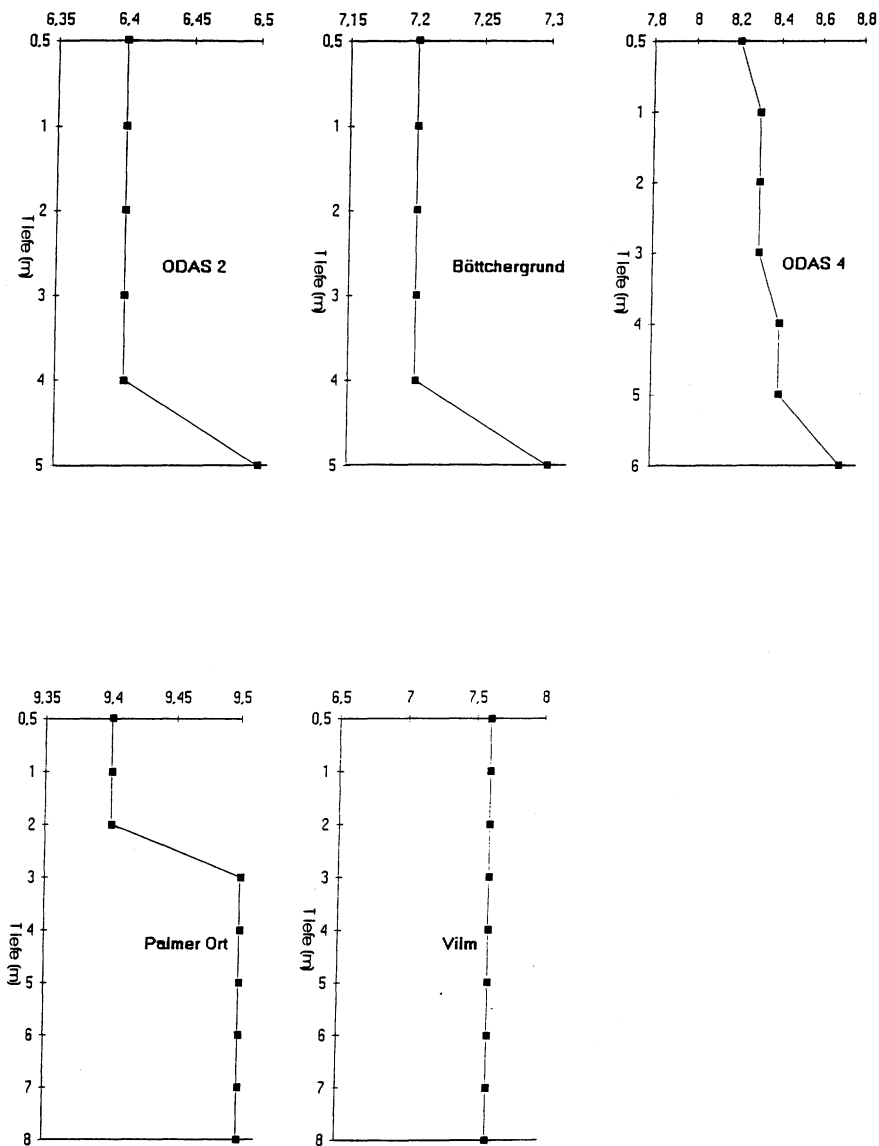


Abb. 26 Vertikalprofil Salinität (Promille) am 5./6.4.95 (Mitarbeit Dr. Nils Jönsson)

Einen geringen Gradienten zeigen die vertikalen Messungen zur Salinität (Abb. 26). Bei den meisten Stationen betragen die Abweichungen zwischen Oberfläche und Grund etwa 0,1 Promille. Einen signifikanten Unterschied zeigt die Messung bei Station ODAS 4 (Salzboddengrund), wo offenbar salzreicheres Wasser an den Vortagen eingeströmt ist. Aus mehreren Quellen wissen wir, daß Unterschichtungen mit salzreicherem Wasser im Strelasund und Peenestrom möglich sind. Systematische Untersuchungen haben wir dazu nicht, sind aber als zusätzliche Aufgabe für das weitere Monitoring-Programm vorgesehen.

Generell dürfen wir zur Vertikalstruktur der Wassersäule im Ökosystem Greifswalder Bodden feststellen, daß - abgesehen vom letzten halben Meter am Gewässergrund - bei mehreren Parametern (Phosphat, Sauerstoff, Leitfähigkeit, Chlorophyll a, Seston) gleichmäßige Konzentrationen von der Oberfläche bis nahe zum Grund festzustellen sind. Strelasund und Peenestrom müssen noch systematisch untersucht werden.

Die Verhältnisse an der Sediment-Freiwasser-Grenze verlangen eine detailliertere Untersuchung. Spezielle Untersuchungen zum Verhalten der produktionsbestimmenden Arten von Phytoplankton und Zooplankton (diurnale Vertikalwanderung) stehen ebenfalls noch aus.

4 Diskussion

Mit dem Aufbau der ODAS-Stationen (1993 5 Stationen, 1994 2 Stationen, 1995 5 Stationen, s. VIETINGHOFF, HUBERT und ESCHHOLZ 1995, dieser Band) und durch das wöchentliche Monitoring-Programm haben wir für den Berichtszeitraum eine hohe Datendichte über das Ökosystem Greifswalder Bodden erreichen können. Einen vergleichbar dichten Datensatz gab es bisher nicht. Die Datendichte bei den chemischen und mikrobiologischen Parametern ist nicht so hoch, wünschenswert sind auch hier wöchentliche Messungen. Diese beispielhafte Datenfülle kann nicht darüber hinwegtäuschen, daß einige wichtige Parameter nicht oder nicht genügend gemessen wurden. Zu ihnen gehören Primärproduktion, Sekundärproduktion, Picoplankton, Seston, Freisetzungs- und Bindungsraten an der Sediment-/Freiwasser-Grenze.

Die Primärproduktionsbestimmungen mit radioaktivem Kohlenstoff müssen bis zum Bau eines Deckslabors auf dem Forschungskutter "GADUS" (für 1996 geplant) zurückgestellt werden. Gleiches gilt für die Sekundärproduktion. Über das Picoplankton wurden im Frühjahr 1995 3wöchige Pilot-Untersuchungen an 3 Stationen (Zicker, Hollendorf, Dänische Wiek) begonnen; zunächst ist die Aufnahme eines Jahreszyklus' geplant. Gegenwärtig laufen auch die Beschaffungsmaßnahmen für die Geräte für eine routinemäßige Sestonbestimmung (Vakuumpumpe, Filtrierapparat, Trockenschrank, Präzisionswaage). Für die Bestimmung

von Bindungs- und Freisetzungsraten aus dem Sediment fehlen uns gegenwärtig finanzielle und personelle Voraussetzungen.

5 Zusammenfassung

- ♦ Die Ergebnisse des wöchentlichen Monitorings an 7 Stationen im Greifswalder Bodden von September 1993 bis März 1995 werden beschrieben.
- ♦ Während dieser Zeit wurde damit begonnen, den Bedeckungsgrad der Flachwassergebiete des Greifswalder Boddens mit Makrophyten aus Luftbildern zu bestimmen; diese Untersuchungen wurden im Rahmen eines anderen Projektes (Projekt GOAP des BMBF) gefördert, die Ergebnisse sind aber im Rahmen dieses Projektes ebenfalls von großem Interesse.
- ♦ Seit 1990 werden im Frühjahr, Sommer und Herbst an 13 bzw. 7 Stationen Zoobenthos-Proben genommen und analysiert. Im Bericht werden die Ergebnisse von 1990 und 1994 verglichen.
- ♦ Der Bericht schließt ein Untersuchungen zur Vertikal- und Horizontalstruktur im Ökosystem, sowie einen Vergleich der Werte des traditionellen Monitorings und der durch die automatischen Sonden ODAS gemessenen Parameter.
- ♦ Bei den N-Verbindungen (Ammonium-, Nitrit-, Nitrat-) verzeichnen wir die höchsten Konzentrationen des Jahres in den Wintermonaten (Remineralisation) mit einem zunehmenden Gradienten von NO nach SW; von April bis Juni nehmen die Konzentrationen stark ab, und von Juni 1994 bis in den Dezember hinein wurden minimale Nitratwerte gemessen. Im Winter 1994/95 wurden bei Ammonium und Nitrat nur etwa ein Drittel der Werte des Winters 1993/94 gemessen.
- ♦ Die Konzentration der o-Phosphationen zeigt im Jahresgang einen 2phasischen Verlauf. Nach den relativ hohen Werten im Frühjahr (Remineralisation) beobachteten wir im Mai/Juni 1994 ein Phosphatminimum; im Gegensatz zu den N-Verbindungen zeigen die Phosphationen ab Juli aber wieder ansteigende Konzentrationen, wobei die Höhen der Augustwerte die des Frühjahrs übersteigen. Der NO/SW-Gradient ist unbedeutend. Die Phosphatkonzentrationen in den beiden Wintern des Berichtszeitraumes sind (wie die Nitritkonzentrationen) etwa gleich hoch.
- ♦ Von allen beprobten Stationen zeigt die Station Hollendorf im Peenestrom die höchsten Nährstoff-Konzentrationen. Das Nitratmaximum im Frühjahr ($60 \mu\text{mol/l}$ am 12.4.94, $53 \mu\text{mol/l}$ am 7.3.95) beträgt i.a. ein Vielfaches der Konzentrationen der eigentlichen Boddenstationen; ein Einfluß des Peenestroms auf die Station Böttchergrund/ODAS 6 ist offensichtlich.
- ♦ Das Phytoplankton zeigt Frühjahrs- und Sommeraspekt. Auf den östlichen Stationen besteht der Frühjahrsaspekt fast ausschließlich aus Bacillariophyceen (*Diatoma elongatum*, *Skeletonema costatum*). Von der Station Zicker/ODAS 2 über Ariadne, Salzoddengrund/ODAS 4 zur Dänischen Wiek nimmt der Frühjahrespeak in seiner Höhe ab, der relative Anteil der

Diatomeen an der Biomasse nimmt ab, der relative Anteil der Euglenophyceen (*Eutreptia lanowii*) dagegen zu. Dies deuten wir als weiteren Indikator für die Zunahme der Eutrophierung. Auf den Frühjahrespeak (März/Mai) folgt ein relatives Planktonminimum (Mai/Juni bzw. nur Juni), das mit dem Phosphatminimum zeitlich zusammenfällt. Der Sommeraspekt des Phytoplanktons (Juli bis November) ist gleichartig auf allen Boddenstationen, allerdings nimmt die Phytoplanktonbiomasse von Ost nach West zu! Das Phytoplankton des Sommeraspektes 1994 wird dominiert von der Cyanophycee *Gomphosphaeria pusilla* bis in den Dezember hinein; neben *Gomphosphaeria* kamen *Aphanizomenon flos aquae*, *Merismopedia tenuissima* und *punctata*, *Prorocentrum micans*, *Scenedesmus quadricauda*, *Nitzschia* und *Navicula* vor.

- ♦ Das Zooplankton wird fast ganzjährig dominiert von den Copepoden. Eine kurze, aber bedeutsame Entwicklung zeigen im Mai die Rotatorien und Tintinniden.
- ♦ Der Bedeckungsgrad der Flachwassergebiete mit Makrophytobenthos ist erst zum Teil bestimmt. Für den Quadranten von Thießow bis Vilm ergibt sich ein Bedeckungsgrad von 10 %.
- ♦ Bezüglich der Artenzusammensetzung und Biomasse des Zoobenthos wurden die Jahre 1990 und 1994 ausgewertet und verglichen. Es gab erhebliche Differenzen zwischen den beiden Jahrgängen. Während 1990 das Zoobenthos von Mollusken dominiert wurde, waren es 1994 Crustaceen und Polychaeten; die Gesamtbioasse des Zoobenthos war 1994 höher als 1990.
- ♦ Die drei Parameter der Bakterien (Saprophyten und Gesamtbakterienzahl im Pelagial, Saprophyten im Sediment) zeigen einen gleichartigen Verlauf; sie erscheinen in 3 Schüben im Jahr, entsprechend den 3 Substratschüben; dies sind von November bis Februar die in der kalten Jahreszeit absterbenden Organismen und der Reichtum an anorganischen Nährstoffen, von März bis Juni die von den Frühjahrsplanktern abgeschiedenen Substanzen und von August bis Ende Oktober die Substrate von Sommer- und Herbstplanktern.
- ♦ Untersuchungen zur Vertikalstruktur haben Aussagen von EINSLE, KELL und anderen bestätigt, daß allgemein bei unterschiedlichsten Parametern kein bedeutungsvoller vertikaler Gradient zwischen Oberfläche und einem Meter über Grund besteht. Ausnahmen bilden u.U. der Peenestrom bei nördlichen Winden und der Strelasund bei westlichen Winden.
- ♦ Automatische Chlorophyllmessungen in Form von Horizontalschnitten haben die Untersuchungen über die Nährstoffe, Phytoplankton, Makrophytobenthos und Makrozoobenthos bestätigt, daß nämlich große horizontale Unterschiede zwischen den einzelnen Seegebieten des Greifswalder Boddens bestehen. Bei vielen Parametern wird ein Gradient von NO nach SW beobachtet.
- ♦ Wie in Abb. 27 dargestellt, zeigten die unterschiedlichen Gewässerparameter in den letzten 30 Jahren eine große Variabilität; Vorsicht bei der Interpretation der Daten ist also angeraten. Im Winter 1994/95 waren

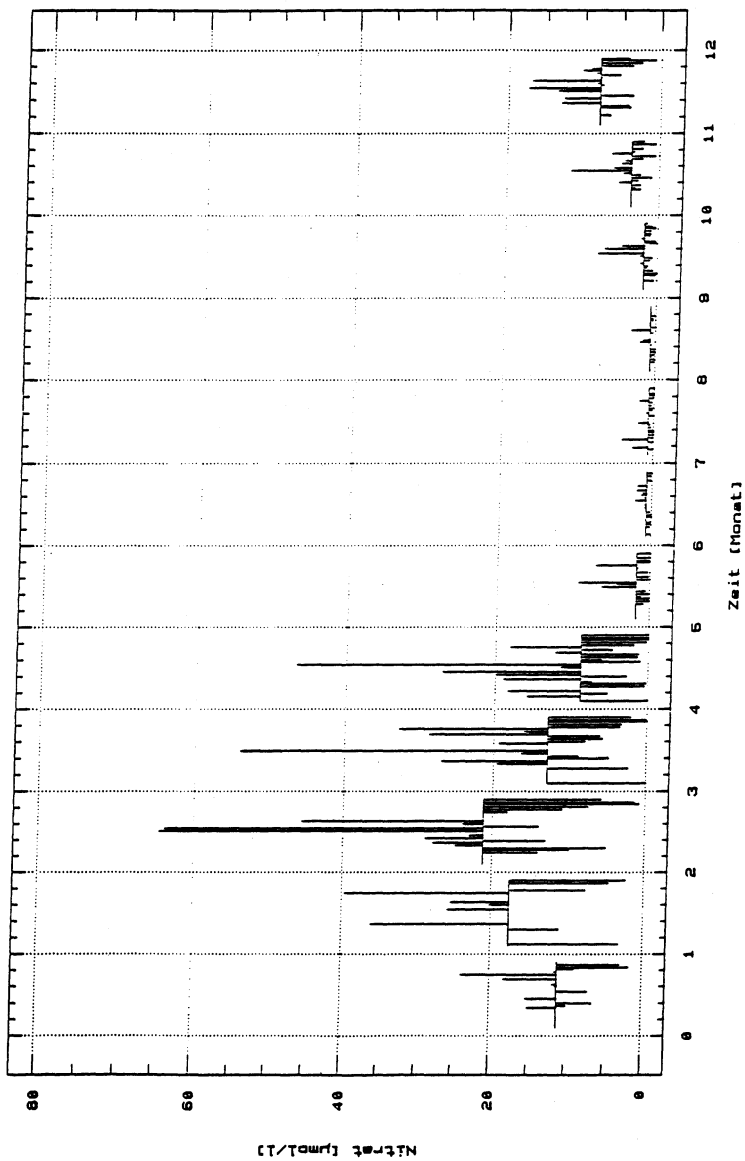


Abb. 27 Nitratgehalt Station Ariadne 1966 - 1993 Monatlicher Mittelwert und Abweichungen

Ammonium- und Nitratwerte nur etwa ein Drittel so hoch wie im Winter 1993/94; die Nitrit- und Phosphatwerte waren gleich hoch. Mit größter Vorsicht möchten wir dies als Zeichen der Entlastung des Greifswalder Boddens deuten. Eine wesentliche Entlastung hat sicher der Bau der Kläranlage Greifswald gebracht (1994 fertiggestellt). Die Belastung des Greifswalder Boddens durch den Peenestrom hält nach unseren Messungen weiter an. Am 28.6.95 war bei ruhiger Wetterlage, Wassertemperaturen von 19,6 °C und Sichttiefen von 1,70 m an den zentralen Boddenstationen eine Phytoplanktonmassenentwicklung zu beobachten. Eine Entwarnung kann noch nicht gegeben werden.

- ♦ Monitoring und automatische Meßwerterfassung haben eine Fülle von Daten und Erkenntnissen gebracht. Unsere Hauptanstrengung gilt gegenwärtig der Qualitätssicherung der Messungen und dem Kampf um die kontinuierliche Fortsetzung der Untersuchungen.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Abteilung Wasserwirtschaft, für die Förderung des Projektes "Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden". Unser Dank gilt gleichzeitig dem Bundesministerium für Bildung und Forschung BMBF, Abt. Meeresforschung, für die Unterstützung der Makrophytenaufnahme im Rahmen des Verbundprojektes GOAP.

Für die Förderung der Zoobenthos-Aufnahmen danken wir KAY e.V. Berlin.

Literatur

- ABSHAGEN, G. (1908): Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. Diss. EMAU Greifswald.
- ARLT, G. (1969): Bemerkungen zur Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-nat. Reihe 18, H. 1/2, 189-193.
- ARLT, G. (1970): Faunistisch-ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Mikrobenthos des Greifswalder Boddens. Diss. EMAU Greifswald.
- ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Diss. Univ. Rostock. 170 S.
- BRENNING, U. (1989): Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. Meer und Museum (Stralsund) 5, 36 - 43.
- DYBERN, B. I., H. ACKEFORS und R. ELMGREN (1976): Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. BMB-Publications 1, 98 pp.
- EINSLE, E. (1957): Die hydrologischen Untersuchungen im Greifswalder Bodden 1951 - 1957. Institut f. Meereskunde, jetzt Ostseeforschung, Rostock-Warnemünde.
- ENGELMANN, H.-D. (1964): Qualitative und quantitative Benthosuntersuchungen im Greifswalder Bodden zur Erfassung der Produktivität. Diss. EMAU Greifswald.
- FRAUDE, H. (1906): Grund- und Planktonalgen der Ostsee. Diss. EMAU Greifswald.
- GEISEL, T. (1986): Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Diplomarbeit Uni Rostock.
- GEISEL, T. und U. MEBNER (1989): Flora und Fauna des Bodens im Greifswalder Bodden. Meer und Museum (Stralsund) 5, 44 - 51.

- GÜNTHER, B. (1961): Die Fauna des Kooser Sees in Abhängigkeit von ökologischen Faktoren. Staatsexamensarbeit EMAU Greifswald, 85 Seiten.
- HACKERT, K. (1969): Die Strömungsverhältnisse im Greifswalder Bodden bei Ost- u. Westwinden. Wasserwirtschaft, Wassertechnik 19, 191 -195.
- HEERKLOSS, R. und U. VIETINGHOFF (1981): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. Wiss. Z. Univ. Rostock 30, N-Reihe 4/5, 31-36.
- HENKING, H. (1904): Orientierungsfahrten im Greifswalder Bodden. Mitt. dtsch. Seefisch.-Ver. 1904.
- HÜBEL, H. (1965): Die Primärproduktion des Phytoplanktons der nördlichen Rügensch Bodengewässer unter Anwendung der 14-C-Methode. Dissertation EMAU Greifswald.
- KELL, V. (1984): Primärproduktionsmessungen im Greifswalder Bodden in den Jahren 1981 und 1982. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. Reihe 33, H. 6, 53-55.
- LEMMERMANN, E. (1901): Beiträge zur Kenntnis der Planktonalgen. XII: Das Phytoplankton des Ryck und des Greifswalder Boddens. Ber. Dtsch. Bot. Ges. XIX, 92-95.
- PANKOW, H. (1990): Ostsee-Algenflora. Fischer, Jena, 648 Seiten.
- PRENA, J. (1990): Zur Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos der Wismar-Bucht (westl. Ostsee). Dissertation, Universität Rostock.
- RAMBOW, S. (1994): Untersuchungen zur quantitativen Erfassung des Bedeckungsgrades von submersen Makrophyten im nordöstlichen Greifswalder Bodden mit Hilfe der Unterwasservideographie und der Luftbilddauswertung. Diplomarbeit, Univ. Rostock.
- REINICKE, R. (1989): Der Greifswalder Bodden - geographisch-geologischer Überblick. Meer u. Museum 5, 3-9.
- ROHDE, K.-H. und D. NEHRING (1979): Ausgewählte Methoden zur Bestimmung von Inhaltsstoffen in Meer- und Brackwasser. Geod. Geoph. Veröff. Berlin, R IV, 27.
- SAAVEDRA-PEREZ, M. (1990): Bonitierung des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden. Diplomarbeit, Univ. Rostock.
- SCHMIDT, I. (1989): Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. Gutachten für den FB Biologie 1989. gleicher Titel: Acta hydrophysica (Berlin) 34 (1990), 2/3, 131 - 170.
- SCHMIDT, I. (1991): Studie zur Autökologie der produktionsbiologisch wichtigen Arten im Greifswalder Bodden. Studie für den FB Biologie, Uni Rostock, unveröff.
- SCHMIDT, I. (1994): Zu den Ursachen sommerlicher Blaualgenwasserblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Jahrestagung 1994, S. 675 -680.
- SCHMIDT, I. (1991): Beziehungen zwischen Algenentwicklung und Einflußfaktoren im südlichen Greifswalder Bodden. UBA-Texte 14, 107 - 123.
- SCHNESE, W. (1957): Faunistisch-ökologische Untersuchungen über das Zooplankton des Greifswalder Boddens. Dissertation EMAU Greifswald.
- SCHNESE, W. (1968): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens. Habilitationsschrift, EMAU Greifswald.
- SCHNESE, W. (1969): Die Stellung des Greifswalder Boddens im System der angrenzenden Küstengewässer. Wiss. Z. EMAU Greifswald, Math.-nat. Reihe 18, H. 1/2, 181-187.
- SCHNESE, W. (1969): Untersuchungen zur produktionsbiologischen Dynamik der Brackgewässer um Rügen. Limnologica 7, H. 1, 171-180.
- SCHNESE, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (Südl. Ostsee).
- I. Die Hydrographie - Salzgehalt, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Sestonengehalt. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. Reihe 22, H. 6/7, 629-639
 - II. Die Verteilung von Phosphor, Stickstoff und Silizium in den Jahren 1962-1965. Ibidem, S. 641-656.
 - III. Abundanzen und Biomasseverteilung des Phytoplanktons im Jahreszyklus (1962-1965). Ibidem, S. 657-673.
- SCHOKNECHT, G. (1973): Einige Untersuchungsergebnisse über die Wasserbeschaffenheit des Greifswalder Boddens. Acta hydrochim. hydrobiol. 1, H. 4, 387-395.

- SCHOLZ, M.; U. VIETINGHOFF (1995): Einsatz eines Monolithischen Miniatur Spektrometers von ZEISS für die halbautomatische Nährstoffbestimmung. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1995)3, S. 113 - 121.
- SEIFERT, R. (1936): Die tiergeographische Stellung des Greifswalder Boddens. Mitt. naturw. Ver. Neu-Vorpommern 63/64, 1 - 15.
- SEIFERT, R. (1938): Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Z. Morphol. Ökol. d. Tiere 34, 221 - 271.
- STAMMER, H.-J. (1928): Die Fauna der Ryckmündung, eine Brackwasserstudie. Z. Morph. Ökol. Tiere 11, 36 - 101.
- STIGGE, H.-J. (1989): Der Wasserkörper (Greifswalder) Bodden und seine Hydrodynamik. Meer u. Museum 5, 10-14.
- VIETINGHOFF, U., N. ERDMANN, H. ARNDT, V. KELL u. M.L. HUBERT (1984): Integrated samples provide accurate means of parameters characterising aquatic ecosystems. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69, H. 1, 121 - 131.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT, A. ZÖLDER & T. HEENE (1991): Anwendung von Methoden der Informatik in der Ökosystemforschung Greifswalder Bodden. Informatik-Fachberichte Nr. 296, 221 - 229. Springer.
- VIETINGHOFF, U. et al. (1994): Ökosystemare Grundlagenforschung im Bereich Greifswalder Bodden. Abschlußbericht des Projektes BMFT/BEO 03 F00 24A.
- VIETINGHOFF, U., M.-L. HUBERT und H. WESTPHAL, Hrg.: (1995): Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. Abschlußbericht zum Fördervorhaben des Umweltbundesamtes Z 1.5-25105/235 - RII-102 04 252.
- VIETINGHOFF, U., H.-J. HÜBEL, H. WESTPHAL, B. LENK, S. RAMBOW-BARTELS, B. KORTH (1995): Die Forschung begleitendes Monitoring Greifswalder Bodden. Abschlußbericht für das Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern. 141 S.

Verfasser

Dipl.-Biol. Hans-Joachim Hübel
 Prof. Dr. habil. Ulrich Vietinghoff
 Dr. rer. nat. Maria-Luise Hubert
 Dipl.-Biol. Solveig Rambow-Bartels
 Dipl.-Biol. Birger Korth
 Universität Rostock
 FB Biologie
 Abt. Biophysik
 18051 Rostock

Dr. rer. nat. Helmut Westphal
 Dipl.-Biol. Brigitte Lenk
 Energiewerke Nord GmbH
 Postfach 1125
 17507 Lubmin