

Meereswissenschaftliche Berichte
MARINE SCIENCE REPORTS

No. 30

Ein gekoppeltes, dreidimensionales Modell der Nährstoff-
und Planktodynamik für die westliche Ostsee

von

Katja Fennel

Institut für Ostseeforschung
Warnemünde
1998

Die vorliegende Arbeit ist die inhaltlich ungekürzte Fassung einer Dissertation, die im Institut für Ostseeforschung Warnemünde angefertigt und im Juli 1998 von der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock angenommen wurde. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Danksagung

An dieser Stelle möchte ich allen Kolleginnen und Kollegen im Institut für Ostseeforschung danken, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Mein besonderer Dank gilt meinem Betreuer, Herrn Prof. Bodo von Bodungen, der mir große Freiheit bei der Bearbeitung des Themas einräumte und mich mit vielen wertvollen Hinweisen und Anregungen unterstützt hat.

Bei Dr. Thomas Neumann, Prof. Wolfgang Fennel und allen Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Modellierung fand ich in den letzten 3 Jahren tatkräftige Unterstützung. Mit Dr. Christoph Humborg, Dr. Uli Wolf und Dr. Herbert Siegel gab es zahlreiche anregende und hilfreiche Diskussionen. Carolin Petry danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Bei Problemen mit Rechentechnik und Literaturbeschaffung waren die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Abteilung EDV und der Bibliothek immer sehr hilfsbereit.

Das Finnische Institut für Meeresforschung stellte freundlicherweise die *Algaline-Reports* zur Verfügung.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|----------|--|-----------|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 1.1 | Zur Modellierung mariner Ökosysteme | 1 |
| 1.2 | Problemstellung | 2 |
| 2 | Das gekoppelte Modell | 4 |
| 2.1 | Das chemisch-biologische Modell | 5 |
| 2.2 | Das Zirkulationsmodell | 10 |
| 2.3 | Wärmebilanz an der Oberfläche | 12 |
| 2.4 | Das 1D-Modell | 13 |
| 2.5 | Modellkonfiguration und Anfangsbedingungen | 14 |
| 3 | Zur Evaluierung ökologischer Modelle | 16 |
| 3.1 | Methoden zur Evaluierung | 16 |
| 3.2 | Sensitivitätsanalyse des chemisch-biologischen Modells | 19 |
| 4 | Ergebnisse der Simulationen | 25 |
| 4.1 | Der saisonale Verlauf der Phytoplanktondynamik | 25 |
| 4.2 | Vergleich der Modellergebnisse mit Daten | 26 |
| 4.2.1 | IOW-Terminfahrt Daten | 26 |
| 4.2.2 | Diskussion der vorgeschlagenen Parameteränderungen | 31 |
| 4.2.3 | <i>Algaline</i> -Daten | 33 |
| 4.3 | Die saisonale Variation der Stoffflüsse | 37 |
| 4.4 | Zwischenjährliche und regionale Variabilitäten | 41 |
| 4.4.1 | Zwischenjährliche Unterschiede im Beginn der Frühjahrsblüte | 42 |
| 4.4.2 | Regionale Unterschiede im Frühjahr 1994 | 46 |
| 4.4.3 | Bedingungen für die Herausbildung einer thermischen Schichtung | 51 |
| 4.4.4 | Der Beginn der Frühjahrsblüte nach milden Wintern | 51 |
| 4.5 | Mesoskalige räumliche und zeitliche Variabilität | 55 |
| 4.5.1 | Das Auftreten von Patchiness | 55 |
| 4.5.2 | Diskussion möglicher Ursachen | 59 |
| 4.5.3 | Die Bedeutung mesoskaliger Wirbel für die Erzeugung von Patchiness | 60 |
| 4.6 | Auftriebsereignisse | 66 |

| | |
|---|-----------|
| 5 Simulation externer Nährstoffeinträge | 73 |
| 5.1 Ein Eutrophierungsexperiment | 73 |
| 5.1.1 Verteilungsmuster eingetragener Nährstoffe | 74 |
| 5.1.2 Deposition des eingetragenen Materials | 79 |
| 5.1.3 Auswirkungen auf die chemisch-biologische Dynamik | 80 |
| 6 Zusammenfassung | 85 |
| A Chlorophyll-Zeitreihen | I |

Kurzzusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird ein gekoppeltes, dreidimensionales Modell, bestehend aus einem mesoskalig auflösenden Zirkulationsmodell (MOM1) und einem einfachen chemisch-biologischen Modell, beschrieben und untersucht wie gut die Nährstoff- und Phytoplankton-dynamik in der Wassersäule der westlichen Ostsee mit diesem Modell erfaßt werden kann. Unter realistischem meteorologischen Antrieb wurden Jahresgänge für 1994, 1995 und 1996 simuliert, um den Einfluß von mesoskaligen Variabilitäten in den Zirkulationsmustern und Variationen des äußeren Antriebs auf die chemisch-biologische Dynamik, insbesondere zwischenjährliche und regionale Unterschiede im Auftreten von Phytoplanktonblüten, zu untersuchen.

Zur Validierung des Modells wurde neben einer Sensitivitätsanalyse und einem quantitativen Vergleich der Modellergebnisse mit Messungen ein qualitativer Vergleich durchgeführt, wobei gezeigt wurde, daß real beobachtete Phänomene wie die zeitliche Verschiebung im Beginn der Frühjahrsblüte, Amplitude und räumliche Skale von Patchiness und der typische saisonale Verlauf der Phytoplanktondynamik und des Verhältnisses von neuer und regenerierter Produktion qualitativ gut simuliert werden.

Die simulierten Jahresgänge weisen zwischenjährliche und regionale Unterschiede, insbesondere im Auftreten der Frühjahrsblüte, auf. Die zwischenjährlichen Abweichungen können durch Unterschiede im meteorologischen Antrieb erklärt werden. Die zeitliche Verzögerung der Frühjahrsblüte in nordöstlicher Richtung wird durch die unterschiedlich lange andauernde Frühjahrskonvektion nach kalten Wintern verursacht. Nach milden Wintern ohne konvektive Durchmischung im Frühjahr tritt keine Verzögerung der Blüte auf. Bei der Erzeugung von Patchiness in den zunächst homogenen Anfangsverteilungen spielen mesoskalige Wirbel eine wichtige Rolle, denn durch die spezielle Dynamik eines solchen Wirbels wird in dem isolierten Wasserkörper in seinem Kern eine höhere Wachstumsrate als in der Umgebung erreicht.

In einem Eutrophierungsexperiment wurde die Verteilung von fluvial eingetragenen Nährstoffen simuliert und die regionalen Auswirkungen auf das pelagische System untersucht. Es ergibt sich eine regional unterschiedlich starke Belastung in Abhängigkeit von der dynamischen Verteilung des eingetragenen Materials.

Trotz der zugrundeliegenden Vereinfachungen ist das Modell gut geeignet, um die realen Verhältnisse in der westlichen Ostsee zu erfassen und bildet einen guten Ausgangspunkt für ein Ökosystemmodell der Ostsee.

Summary

A coupled, 3-dimensional model, consisting of a mesoscale resolved circulation model (MOM1) and a simple chemical-biological model, is presented in this paper. Furthermore it is examined how well the dynamics of nutrients and phytoplankton in the water column of the western Baltic Sea are described by this model. Simulations for the years 1994, 1995, and 1996 were performed with realistic meteorological forcing to investigate the influence of mesoscale variability in circulation patterns and variations in external forcing on the chemical-biological dynamics, especially on interannual and regional differences in phytoplankton blooms.

To validate the model a sensitivity analysis, a quantitative comparison of model results and measurements, and a qualitative comparison were carried out. For qualitative validation it was checked, whether observed phenomena like the delay in timing of the spring bloom, the amplitude and spatial scale of patchiness, and the typical seasonal course of phytoplankton and the ratio of new versus regenerated production are simulated well.

Interannual and regional differences occurred especially in the timing and course of the simulated spring blooms. Interannual deviations are explained by differences in external forcing. The delay in timing of the spring bloom in northeasterly direction is caused by the different duration of spring convection after cold winters. After mild winters without convective overturn in spring no delay in bloom timing occurred.

Mesoscale eddies play an important role for the generation of patchiness in the homogeneous initial distributions, because distinct water bodies are isolated in the core of such eddies, allowing higher growth rates.

An eutrophication experiment was carried out to investigate the distribution of riverine nutrients and the regional effects on the pelagic system. The simulation showed a regionally differing influence depending on the dynamic distribution of loaded material.

Despite the underlying simplifications the model displays the pelagic system of the western Baltic Sea well and represents a suitable starting point for an ecosystem model of the Baltic Sea.

1 Einleitung

1.1 Zur Modellierung mariner Ökosysteme

In einem marinen Ökosystem setzen die abiotischen Umweltfaktoren die Rahmenbedingungen für Lebensgemeinschaften (Primärproduzenten, Herbivore, Carnivore, Destruenten u.a.) und stellen Quellen und Senken für Energie und Material dar. Die Beschreibung der Struktur sowie der Energie- und Stoffkreisläufe von Ökosystemen ist Gegenstand der Ökologie (ODUM 1991).

Im Unterschied zu anderen Naturwissenschaften wie z.B. der Physik werden Schlußfolgerungen in der Ökologie induktiv getroffen, d.h. man gelangt von der Beobachtung einzelner Fälle zur allgemeinen, theoretischen Erklärung. Eine umfassende anschauliche Theorie, die genaue Vorhersagen liefern könnte, gibt es bisher nicht (SCHRADER-FRECHETTE & MCCOY 1995).

Als vereinfachte Abbilder der Realität stellen Modelle ein Bindeglied zwischen Beobachtungen im Labor und im Feld und einer theoretischen Beschreibung dar (PARSONS ET AL. 1984). Ihre Bedeutung wird durch die beiden folgenden Gesichtspunkte verdeutlicht:

- als Forschungsinstrumente ermöglichen sie die Untersuchung von Hypothesen über Prozesse, wie z.B. das Wachstum von Populationen unter verschiedenen Bedingungen, und ihre Wechselwirkungen und somit Schlußfolgerungen, welche theoretischen Wechselwirkungen und Prozesse das beobachtete Verhalten natürlicher Systeme widerspiegeln und welche nicht (PIELOU 1977),
- als Simulationswerkzeuge ermöglichen sie numerische Experimente auf der Ebene eines Modell-Ökosystems, um die Auswirkungen von Störungen des Systems zu untersuchen, z.B. Folgen anthropogener Beeinflussung abzuschätzen; ferner besitzen sie ein gewisses Potential für den operativen Einsatz in der Gefahrenvorhersage und im Umweltmanagement.

Im modernen wissenschaftlichen Sprachgebrauch bezieht sich der Begriff 'Modell' meist auf eine Systembeschreibung in mathematischer Form und wird auch in dieser Arbeit in diesem Sinn verwendet. Mathematische Modelle sind bereits integraler Bestandteil der physikalischen Ozeanographie, so wurden z.B. Modelle der ozeanischen Zirkulation seit den 60er Jahren kontinuierlich entwickelt und sind in den letzten Jahren sehr realistisch geworden. Sie können beckenweite bis globale Bereiche bei Erhaltung kleinskaliger Prozesse behandeln (SEMTNER 1995).

Zur Lösung der physikalischen Bewegungsgleichungen ist, wegen des breiten Spektrums von räumlichen und zeitlichen Skalen und der die Skalenbereiche verknüpfenden nichtlinearen Terme, die Einführung vereinfachender Annahmen nötig. Dabei hängt die Wahl geeigneter Vereinfachungen von der zu behandelnden Problemstellung ab. Der Erfolg der Modellanwendung in dieser Disziplin kann auf die Anwendbarkeit allgemeingültiger dynamischer Gesetze und die Existenz universeller Konstanten und robuster Parametrisierungen zurückgeführt werden.

In der Ökologie gibt es dagegen keine direkt zu dynamischen Gleichungen führenden Erhaltungsgesetze oder universelle Parameter. Ökologische Modelle bestehen aus empirischen Formulierungen und vereinfachen das reale System stark. Die Vereinfachungen ergeben sich in Abhängigkeit vom Zweck des Modells als Kompromiß zwischen Realität und mathematischer Lösbarkeit. Sie sind notwendig und zulässig, da für das Verhalten eines natürlichen Systems nicht alle involvierten Prozesse von Bedeutung sind.

In ökologischen Modellen wurden z.B. oft Transportprozesse vernachlässigt (ULANOWICZ & WULFF 1991, EVANS 1988, FROST 1987, PARSONS & KESSLER 1987, EVANS & PARSLAW 1995) oder sie werden nur in vertikaler Richtung aufgelöst (HENDERSON & STEELE 1995, RADACH & MOLL 1993, FROST 1993, TETT 1987, STIGEBRANDT & WULFF 1987). Diese Vereinfachung entspricht einer horizontalen Mittelung im Untersuchungsgebiet und ist zulässig, wenn das System keine horizontalen Gradienten aufweist. Marine Systeme sind jedoch durch erhebliche horizontale Gradienten und Lateraltransporte gekennzeichnet.

In den letzten Jahren ist es durch die Entwicklung der Rechentechnik möglich geworden, gekoppelte 3D-Modelle zu betreiben, die Transportprozesse auch in horizontaler Richtung einbeziehen (AKSNES ET AL. 1995, SKOGEN ET AL. 1995, BARETTA ET AL. 1995, MOLL 1997, SARMIENTO ET AL. 1992, FASHAM ET AL. 1993, FENNEL & NEUMANN 1996). Probleme wie die Simulation globaler biogeochemischer Kreisläufe und der Reaktion von Ökosystemen auf Variationen im physikalischen Antrieb und Eutrophierung sind damit realistische Fragestellungen geworden (FASHAM ET AL. 1993).

1.2 Problemstellung

Es ist bekannt, daß die westliche Ostsee durch eine hohe mesoskalige Variabilität der physikalischen Dynamik gekennzeichnet ist, welche die schwache ästuarine Zirkulation dominiert (FENNEL 1995a). Die Zeitskalen mesoskaliger Strömungsmuster reichen von einigen Stunden bis zu einigen Tagen, was mit der Dauer meteorologischer Antriebssituationen korrespondiert. Die Zirkulation ist in ständiger Anpassung an den wechselnden äußeren Antrieb begriffen. Die räumlichen Skalen dynamischer Muster variieren saisonal und regional zwischen 2 und 10 km. Diese hohe Variabilität spiegelt sich auch in den Verteilungen biologischer Größen insbesondere bei Algenblüten wider, die erhebliche räumliche Variationen, sogenannte 'Patchiness', aufweisen.

Die mittleren räumlichen und zeitlichen Skalenbereiche sollen durch den hier verwendeten Modellansatz abgedeckt werden, denn eine realistische Beschreibung der lateralen Gradienten und Transporte und somit auch der Verteilungsmuster chemischer und biologischer Größen setzt die mesoskalige Auflösung der Zirkulation voraus.

Die bereits vorliegenden gekoppelten Modelle für die Nordsee (AKSNES ET AL. 1995, SKOGEN ET AL. 1995, BARETTA ET AL. 1995, MOLL 1997) unterscheiden sich in der Auflösung der physikalischen Zirkulation und der Komplexität des chemisch-biologischen Teilmodells,

decken aber alle die mesoskaligen Bereiche nicht ab. Im ERSEM-Modell werden die Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Silikat im pelagischen und benthischen Nahrungsnetz unter Verwendung einer Vielzahl von Zustandsvariablen beschrieben (BARRETTA ET AL. 1995). Der physikalische Antrieb und die Strömung werden jedoch extrem vereinfacht durch tägliche Austauschraten zwischen den einige 100 km großen ICES-Boxen und in vertikaler Richtung nur in 2 Schichten aufgelöst, so daß horizontale und vertikale Gradienten stark geglättet und nur ungenau erfaßt werden (LENHART ET AL. 1995). Andere Modelle für die Nordsee (AKSNES ET AL. 1995, SKOGEN ET AL. 1995) beinhalten dagegen relativ einfache chemisch-biologische Teilmodelle und weisen eine höhere horizontale Auflösung von 20 km auf, die aber ebenfalls keine mesoskaligen Prozesse erfassen kann.

Für die Ostsee wurden eindimensionale (STIGEBRANDT & WULFF 1987, SAVCHUK & WULFF 1996) und gekoppelte Modelle (TAMSALU & MYRBERG 1995, TAMSALU & ENNET 1995) entwickelt, wobei die letzteren, ähnlich dem ERSEM-Modell, Boxen mit räumlichen Dimensionen von über 50 km in zwei vertikalen Schichten auflösen.

Von FENNEL & NEUMANN (1996) wurde ein relativ einfaches chemisch-biologisches Modell in ein mesoskalig auflösendes Zirkulationsmodell integriert. Mit Hilfe dieses gekoppelten Modells für die westliche Ostsee wurde gezeigt, daß Phytoplankton-Patchiness durch die Verbindung von mesoskaligen Strömungsmustern und chemisch-biologischen Prozessen erzeugt werden kann. Die Weiterentwicklung dieses Modells, eine Untersuchung, ob der Ansatz geeignet ist, um das pelagische System der westlichen Ostsee zu beschreiben und die Durchführung von Modellexperimenten bilden den Gegenstand dieser Arbeit.

Das im Folgenden beschriebene gekoppelte Modell ist auf die Simulation des Jahresganges der pelagischen Nährstoff- und Phytoplanktodynamik unter Verwendung eines einfachen chemisch-biologischen Teilmodells gerichtet. Das mikrobielle Nahrungsnetz, die Fixierung von molekularem Stickstoff und die Abbauprozesse im Sediment werden nicht explizit behandelt.

Es wurden mehrere Jahrgänge simuliert und insbesondere die nachstehenden Fragestellungen untersucht.

- Beschreibt das Modell den Jahresgang der wichtigsten pelagischen Komponenten?
- Wie beeinflussen Zirkulation, mesoskalige Variabilität und meteorologischer Antrieb die chemisch-biologischen Prozesse?
- Können zwischenjährliche und regionale Variabilitäten simuliert und erklärt werden?
- Wie wirkt sich eine externe Nährstoffzufuhr durch Flußwasser auf den trophischen Zustand des Systems aus?

Die Arbeit gliedert sich wie folgt. Im Kapitel 2 wird zunächst das chemisch-biologische Teilmodell (Abschnitt 2.1), das Zirkulationsmodell (Abschnitt 2.2) und die Koppelung der beiden

beschrieben. Auf die konkrete Modellkonfiguration wird in Abschnitt 2.5 eingegangen. In Kapitel 3 werden Überlegungen zur Evaluierung des Modells angestellt. Die Ergebnisse der Simulationen werden in den Kapiteln 4 und 5 dargestellt und diskutiert. Im Kapitel 4 werden zunächst die Modellergebnisse mit Meßdaten verglichen (Abschnitt 4.2) und die simulierten Flüsse im pelagischen System beschrieben (Abschnitt 4.3). Ferner werden zwischenjährliche und regionale Unterschiede diskutiert (Abschnitt 4.4) und die Generierung von mesoskaliger Patchiness (Abschnitt 4.5) und von Auftriebsereignissen (Abschnitt 4.6) untersucht. Im Kapitel 5 werden Durchführung und Ergebnisse eines Eutrophierungsexperimentes beschrieben. Eine zusammenfassende Diskussion folgt in Kapitel 6.

2 Das gekoppelte Modell

Die Dynamik einer chemischen oder biologischen Größe im Meer (z.B. Nitrat- oder Chlorophyll-Konzentration) wird durch die Advektions-Diffusions-Gleichung

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \underbrace{\vec{v} \nabla C}_{\text{Advektion}} + \underbrace{A \Delta C}_{\text{Diffusion}} + \underbrace{B(C, \dots)}_{\text{chem.-bio. Dynamik}} \quad (1)$$

beschrieben, wobei

- t die Zeit,
- \vec{v} die Strömungsgeschwindigkeit,
- C die Konzentration eines Inhaltsstoffes und
- A die Austauschkoefizienten seien.

Die linke Seite der Gleichung entspricht der zeitlichen Änderung der Konzentration C , die gleich der Summe der Änderungen durch Advektion von Material mit der Strömung, durch turbulente Vermischungsprozesse und durch chemisch-biologische Umsätze ist. Alle Quellen und Senken der Konzentration C durch chemisch-biologische Reaktionen sind im Term $B(C, \dots)$ zusammengefaßt.

Es ist notwendig und üblich in Abhängigkeit von der Problemstellung Terme zu vernachlässigen oder zu vereinfachen, um die Lösung des Problems zu ermöglichen. Für die Untersuchung biologischer Fragestellungen konzentriert man sich in erster Linie auf den letzten Term B , die Transportterme werden häufig vernachlässigt, z.B. durch räumliche Integration über das gesamte Gebiet (sogenannte Box- oder nulldimensionale Modelle) oder in horizontaler Richtung (vertikal aufgelöste, eindimensionale Modelle). Solche Box- und 1D-Modelle sind beispielsweise ausreichend für die Untersuchung von Mesokosmos-Experimenten oder "Test-Wassersäulen" ohne laterale Gradienten. Für die Untersuchung von räumlich stark variablen Seegebieten wie der Ostsee sind die horizontalen Transportterme von Bedeutung und werden deshalb hier nicht vernachlässigt.

Die Advektions-Diffusion-Gleichung 1 stellt die Schnittstelle zwischen der chemisch-biologischen Dynamik und der Zirkulation dar. Zur numerischen Lösung müssen die Strömungsgeschwindigkeit \vec{v} und die Austauschkoefizienten A mit Hilfe des Zirkulationsmodells berechnet werden. Die chemisch-biologischen Quellen und Senken B werden durch ein chemisch-biologisches Modell beschrieben.

2.1 Das chemisch-biologische Modell

Als chemisch-biologisches Modell wird in der vorliegenden Arbeit eine relativ einfache Formulierung des Stickstoffkreislaufes (siehe Abbildung 1) verwendet, um in erster Linie die Nährstoff- und Phytoplanktodynamik in der Wassersäule zu beschreiben.

Es basiert auf dem Modell von FENNEL (1995b). Da das gekoppelte Modell hier den gesamten saisonalen Zyklus beschreiben soll, waren die folgenden Erweiterungen essentiell. Für die Behandlung der Primärproduktion, der Phytoplankton-Exsudation und der Remineralisierung von totem organischen Material wurde eine Temperaturabhängigkeit eingeführt und die Sinkgeschwindigkeit von Phytoplankton wird nicht mehr konstant, sondern als variable Größe behandelt.

Das Modell wurde in Anlehnung an die klassische herbivore Nahrungskette konstruiert, die als typisch für vertikal gut durchmischte Küstenökosysteme mit vorwiegend neuer Produktion angesehen wird (CUSHING 1989) und beschreibt einen vereinfachten Stickstoffkreislauf mit Hilfe der summarischen Zustandsvariablen anorganischer Nährstoff¹ N , Phytoplankton P , Zooplankton Z und Detritus D (NPZD-Modell).

Als limitierender Nährstoff wird in der mittleren und westlichen Ostsee Stickstoff angesehen. Im Sommer können in der zentralen Ostsee zwar Blüten stickstofffixierender Cyanobakterien auftreten, so daß eine zeitweise Limitierung durch Phosphat vorliegen kann (GRANÉLI ET AL. 1990). Der Prozeß der Stickstofffixierung wird hier aber nicht berücksichtigt. Auf die zusätzliche Behandlung eines geschlossenen Phosphatkreislaufes wurde daher verzichtet.

Im Modell werden die folgenden, schematisch in Abbildung 1 dargestellten, Prozesse explizit beschrieben: Primärproduktion und Zooplanktonfraß, metabolische Verluste, Mortalität von Plankton, Sinken von Phytoplankton und Detritus und Remineralisierung. Das in der geschichteten Wassersäule ausgeprägte mikrobielle Nahrungsnetz wird nur implizit in der Übergangsrate von Phytoplankton zu anorganischem Nährstoff behandelt, da die gelösten organischen Stickstoffverbindungen und heterotrophe Bakterien nicht als Zustandsvariablen enthalten sind.

Die Konzentrationen der funktionellen Gruppen Phytoplankton und Zooplankton sowie der Detritusvariable werden in relativen Einheiten von Stickstoff angegeben. Die Umrechnung² in Biomasse oder Chlorophyll-a³ erfolgt auf Grundlage des als konstant vorausgesetzten Redfield-Verhältnisses ($\frac{C}{N} = \frac{106}{16}$) sowie eines konstanten Kohlenstoff/Chlorophyll-Verhält-

¹Als anorganische Stickstoffkomponenten sind Nitrat (NO_3), Nitrit (NO_2) und Ammonium (NH_4) enthalten.

² $P[\text{relative Einheit}] = PN_{ref}[\text{mmol N/m}^3] = PN_{ref} \frac{C}{N} [\text{mmol C/m}^3] = PN_{ref} mm \frac{C}{N} [\text{mg C/m}^3] = PN_{ref} mm \frac{C}{N} \frac{Chl}{C} [\text{mg Chl/m}^3]$, wobei P die Konzentration der Zustandsvariable, N_{ref} die Referenzkonzentration, $\frac{C}{N} = \frac{106}{16}$ das Redfield-Verhältnis, $\frac{C}{Chl}$ das Kohlenstoff/Chlorophyll-Verhältnis und $mm = 12 \text{ g/mol}$ die molare Masse von Kohlenstoff seien. Das Verhältnis $\frac{C}{Chl}$ wurde, wenn nicht anders angegeben, auf 50 gesetzt.

³im Folgenden kurz Chlorophyll genannt

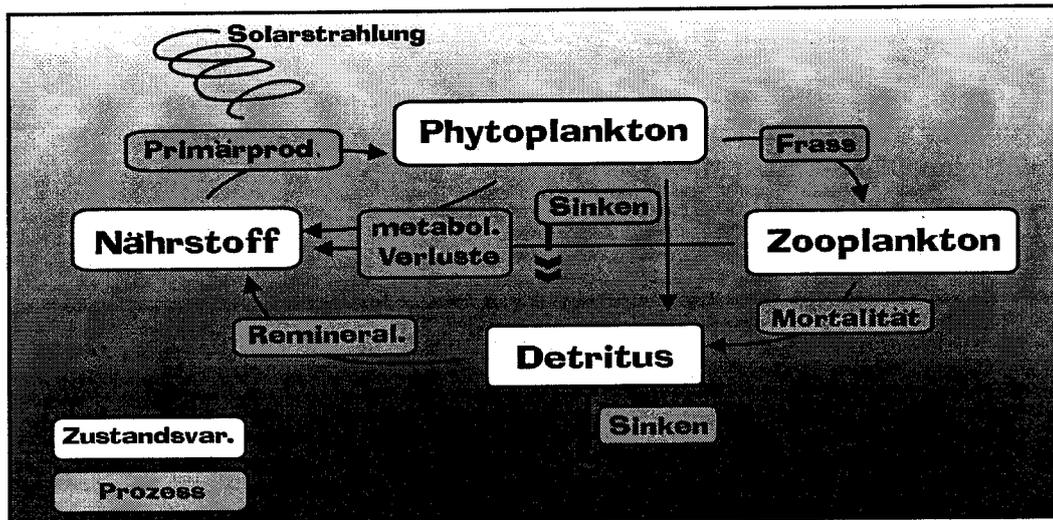


Abbildung 1: Schematische Darstellung des chemisch-biologischen Modells

nisses ($\frac{C}{Chl} = 50$, wenn nicht explizit anders angegeben).

Die Dynamik des Zooplanktons ist im Modell stark vereinfacht. Es ist bekannt, daß Zooplankter in ihrem Lebenszyklus mit typischen Zeitskalen von einigen Wochen bis zu einem Jahr verschiedene Entwicklungsphasen durchlaufen, sich physiologisch anpassen und zu individueller Fortbewegung fähig sind. Diese Stadien und Prozesse sind im NPZD-Modell nicht erfaßt. Das Zooplankton wurde vielmehr einbezogen, um das System trophisch abzuschließen und den Fraßdruck auf das Phytoplankton zu liefern. Eine alternative Variante den gewünschten Fraßdruck sicherzustellen, ohne Zooplankton als dynamische Variable zu behandeln, wird von MOLL (1995) verwendet. Dabei gehen Zooplanktonfraßraten, berechnet aus gemessenen Zooplanktondaten als Randbedingung ein. Dieser Ansatz hat allerdings zwei Nachteile. Er setzt einen dichten Zooplankton-Datensatz für das Modellgebiet im Modellzeitraum voraus und schränkt die Anwendbarkeit des Modells für Szenarienrechnungen stark ein.

Die Zunahme der Phytoplanktonkonzentration durch Primärproduktion wird durch eine von Nährstoffangebot N , Temperatur T und PI-Funktion $f(I)$ abhängigen Wachstumsfunktion beschrieben:

$$W(I, N, T) = w_{max}(T) \frac{N^2}{\alpha + N^2} f(I). \quad (2)$$

Es wird eine modifizierte Michaelis-Menten-Funktion verwendet, in der die Nährstoffkonzentration quadratisch eingeht. Diese funktionale Abhängigkeit wurde bereits von HOLLING (1965) für den Zusammenhang von Räuber- und Beutepopulationen formuliert und als "s-förmige Kurve" bezeichnet. Sie entspricht der Annahme eines Schwellenwertes (STEELE & HENDERSON 1992; siehe Abbildung 2). Die Beschreibung der Nährstoffaufnahme mit Hilfe dieses funktionalen Zusammenhanges wurde von FENNEL (1995b) vorgeschlagen, um die schnelle Reaktion der Michaelis-Menten-Kinetik bei kleinen Nährstoffkonzentrationen abzuschwächen, die für die Mittelwerte von Nährstoff und Phytoplankton über die Gitterboxen

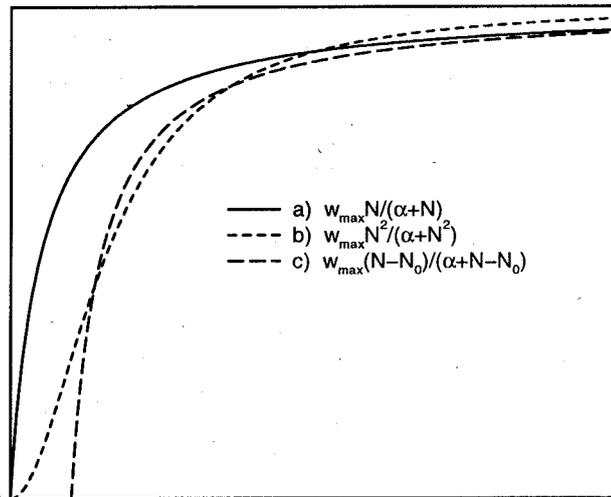


Abbildung 2: Michaelis-Menten-Funktion (a) im Vergleich zur quadratischen Formulierung ("s-förmige Kurve") (b) und zur Formulierung mit Schwellenwert (c)

zu hoch erscheint.

Für Modelle, die einen saisonalen Zyklus erfassen, ist die Temperaturabhängigkeit des Wachstums von Bedeutung. Sie wird durch die Verwendung der Q_{10} -Regel zur Bestimmung der maximalen Wachstumsrate einbezogen.

$$w_{max}(T) = w_{max_0} e^{aT}, \text{ mit } a = \ln Q_{10}/10 \quad (3)$$

Die Formulierung in Gleichung 3 bewirkt, daß eine Erhöhung der Temperatur um 10°C zu einer Erhöhung der maximalen Wachstumsrate um den Faktor Q_{10} führt. Diese Parametrisierung des Temperatureinflusses auf biochemische Reaktionen wird u.a. von AKSNES ET AL. (1995) verwendet und soll eine Beschleunigung der biochemischen Prozesse in den Zellen, die in Laborversuchen gefunden wurde (EPPLEY 1972), widerspiegeln. Es ist anzunehmen, daß jede Spezies der autotrophen Artengruppe ein Temperaturoptimum besitzt. Mit fortschreitender Erwärmung im Laufe des Jahres tritt aber eine Sukzession von Arten mit verschiedenen Optima ein, so daß für die Phytoplanktongemeinschaft kein globales Optimum, sondern eine Erhöhung des Wachstums mit der Temperatur angenommen werden kann.

Zur Berechnung der photosynthetisch aktiven Strahlung in einer gegebenen Tiefe geht man i.A. von einer exponentiellen Abnahme der Lichtintensität einer Wellenlänge mit zunehmender Tiefe aus. Hier wird die spektrale Abhängigkeit nicht berücksichtigt und ein Attenuationskoeffizient für alle Wellenlängen des einfallenden Lichtes angenommen. Somit ergibt sich

$$I(z) \sim I_0 \exp(-kz), \quad (4)$$

wobei $I(z)$ die Lichtintensität in der Tiefe z , I_0 die unter der Wasseroberfläche eintreffende

Strahlung und k der Attenuationskoeffizient seien. Um den Effekt der Selbstbeschattung durch Phytoplankton und Detritus einzubeziehen, wird für k der lineare Ansatz

$$k(z) = k_0 + k_1 \int_z^0 (P + D) dz \quad (5)$$

gewählt. Da nur etwa 50 % der eintreffenden Strahlung für die Photosynthese nutzbares Licht sind (PARSONS ET AL. 1984), ergibt sich

$$I(z) = 0.5 \cdot I_0 \cdot \exp\left(-\left(k_0 + k_1 \int_z^0 (P + D) dz\right)z\right). \quad (6)$$

Als Parameter werden hier die von STIGEBRANDT & WULFF (1987) angegebenen Werte $k_0 = 0.25$, $k_1 = 2 \cdot 10^{-2}$ benutzt. Als PI-Funktion wird die Steelesche Formel (STEELE 1962) verwendet, in der die Lichthemmung bei sehr großen Intensitäten berücksichtigt wird:

$$f(I) = \frac{I}{I_{opt}} \exp\left(1 - \frac{I}{I_{opt}}\right), \quad (7)$$

wobei für den optimalen Strahlungswert I_{opt} nach STIGEBRANDT & WULFF (1987) die Hälfte der direkt unter der Oberfläche ankommenden sichtbaren Strahlung angenommen wird, die einen minimalen Wert $I_{min} = 25 \text{ W/m}^2$ nicht unterschreiten darf.

$$I_{opt} = \max(0.25 \cdot I_0, I_{min}) \quad (8)$$

Zur Parametrisierung des Zooplanktonfraßes wird die modifizierte Ivlev-Funktion

$$G(P) = g_{max}(1 - e^{-I_v P^2}) \quad (9)$$

verwendet, wobei die Phytoplanktonkonzentration aus den bereits für die Wachstumsfunktion genannten Gründen quadratisch eingeht.

Die Exsudation des Phytoplanktons und die Remineralisierung des toten organischen Materials werden ebenfalls als temperaturabhängige Prozesse behandelt. Unter Verwendung der Q_{10} -Regel ergibt sich:

$$L_{PN}(T) = e_0 e^{aT} \quad (10)$$

$$L_D(T) = l_0 e^{aT}. \quad (11)$$

Die metabolischen Verluste von Zooplankton und seine Mortalität werden als konstante Übergangsraten von Z zu N und D einbezogen.

Die Sinkgeschwindigkeit von Detritus w_D wird im Modell als konstant angenommen. Das Absinken von Phytoplankton kann jedoch nicht mit einer konstanten Geschwindigkeit beschrieben werden. Es ist bekannt, daß nach der Frühjahrsblüte, bei zunehmender Verknappung der Nährstoffe, eine Aggregation von Planktern einsetzt. Für diese Aggregate wurden sehr hohe Sinkgeschwindigkeiten von über 50 m/Tag festgestellt (KAHRU ET AL. 1990, BODUNGEN ET

| Bezeichnung | Parameter | Wert |
|-------------|--|-------|
| α | Halbsättigungskonstante | 0.09 |
| w_{max0} | maximale Wachstumsrate bei 0°C in d ⁻¹ | 0.8 |
| a | Exponent in $w_{max}(T)$, $L_{PN}(T)$ und $L_D(T)$ | 0.063 |
| k_0 | absoluter Anteil des Attenuationskoeffizienten (Wasser) | 0.15 |
| k_1 | linearer Anteil des Attenuationskoeffizienten (Plankton) | 0.03 |
| I_{min} | Minimum der optimalen Strahlung in W/m ² | 25 |
| g_{max} | maximale Grazingrate in d ⁻¹ | 0.5 |
| I_v | Ivlev-Konstante | 1.1 |
| l_0 | Remineralisierungsrate bei 0°C in d ⁻¹ | 0.1 |
| e_0 | Exsudationsrate bei 0°C in d ⁻¹ | 0.06 |
| w_D | Sinkgeschwindigkeit für D in cm/d | 500 |
| b | Proportionalitätsfaktor im Ansatz für w_P in cm/d | 120 |
| L_{ZN} | Übergangsrate von Z nach N in d ⁻¹ | 0.01 |
| L_{ZD} | Übergangsrate von Z nach D in d ⁻¹ | 0.02 |
| L_{PD} | Übergangsrate von P nach D in d ⁻¹ | 0.02 |
| N_{Ini} | Anfangswert von N in relativen Einheiten | 1.0 |
| P_{Ini} | Anfangswert von P in relativen Einheiten | 0.1 |
| Z_{Ini} | Anfangswert von Z in relativen Einheiten | 0.1 |
| D_{Ini} | Anfangswert von D in relativen Einheiten | 0.01 |
| N_0 | Hintergrundwert für N | 0.005 |
| P_0 | Hintergrundwert für P | 0.005 |
| Z_0 | Hintergrundwert für Z | 0.005 |
| D_0 | Hintergrundwert für D | 0.005 |

Tabelle 1: Parameter des chemisch-biologischen Modells

AL. 1981). Von STIGEBRANDT & WULFF (1987) wurde deshalb ein quadratischer Ansatz für die Berechnung der Sinkgeschwindigkeit vorgeschlagen. Die Sinkgeschwindigkeit wird hier proportional zum Quadrat der Phytoplanktonkonzentration

$$w_P(P) = bP^2 \quad (12)$$

gewählt.

Somit ergeben sich für die chemisch-biologischen Quellen und Senken:

$$\begin{aligned}
 B(N) &= -w_{max}(T) \frac{N^2}{\alpha + N^2} f(I) \cdot P + L_{ZN}(Z - Z_0) + L_{PN}(P - P_0) + L_D \cdot D \\
 B(P) &= w_{max}(T) \frac{N^2}{\alpha + N^2} f(I) \cdot P - L_P(P - P_0) - g_{max}(1 - e^{I_v P^2}) \cdot Z - w_P \frac{\partial}{\partial z} P \\
 B(Z) &= g_{max}(1 - e^{I_v P^2}) \cdot Z - L_Z(Z - Z_0) \\
 B(D) &= L_{ZD}(Z - Z_0) + L_{PD}(P - P_0) - L_D \cdot D - w_D \frac{\partial}{\partial z} D
 \end{aligned}$$

Die verwendeten Parameter sind in Tabelle 1 angegeben.

2.2 Das Zirkulationsmodell

In dieser Arbeit wird das Modulare Ozean Modell (MOM1), eine Version des GFDL-Modells, verwendet. Dieses dreidimensionale Zirkulationsmodell basiert auf der Arbeit von BRYAN (1969) und hat sich zu einem Standardmodell entwickelt. Im Jahr 1991 erschien die hier verwendete modulare Version MOM1 (PACANOWSKI ET AL. 1990) mit dem Ziel, ein flexibles Werkzeug, gültig für große Skalenbereiche von Raum und Zeit, zu liefern.

Die ozeanische Zirkulation wird im Modell durch die Boussinesq-Gleichungen und eine Zustandsgleichung für die Koppelung der aktiven Größen Temperatur und Salzgehalt an die Strömungsgeschwindigkeit beschrieben. Es enthält folgende Approximationen:

- Die Boussinesq-Approximation ersetzt das Dichteprofil $\rho(z)$ in den horizontalen Bewegungsgleichungen durch den vertikalen Mittelwert ρ_0 . Diese Näherung wird durch die geringe Abweichung von ρ_0 vom vertikalen Dichteprofil $\rho(z)$ gerechtfertigt.
- Die hydrostatische Näherung wird angewendet, d.h. in der vertikalen Bewegungsgleichung wird die Vertikalbeschleunigung gegenüber vertikalen Druckgradienten vernachlässigt.
- Die "rigid-lid"-Annahme bewirkt, daß sich barotrope Druckgradienten sofort bzw. mit unendlicher Phasengeschwindigkeit einstellen.
- Die Hypothese der "turbulenten Viskositäten" wird vorausgesetzt, um Prozesse von kleinerer räumlicher Skala als der Gitterweite zu parametrisieren. Nichtaufgelöste Prozesse werden dabei als Vermischungsprozesse oder "turbulente Diffusion" einbezogen.

Die Modellgleichungen sind in einem sphärischen Koordinatensystem formuliert, werden hier aber der Einfachheit halber in kartesischen Koordinaten angegeben.

$$\frac{\partial u}{\partial t} + (\nabla u) \cdot \vec{v} - fv = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} + A_{vm} \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} + A_{hm} \Delta_h u \quad (13)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + (\nabla v) \cdot \vec{v} + fu = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} + A_{vm} \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} + A_{hm} \Delta_h v \quad (14)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + (\nabla T) \cdot \vec{v} = A_{vt} \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} + A_{ht} \Delta_h T \quad (15)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + (\nabla S) \cdot \vec{v} = A_{vt} \frac{\partial^2 S}{\partial z^2} + A_{ht} \Delta_h S \quad (16)$$

$$\frac{\partial w}{\partial z} = -\frac{\partial u}{\partial x} - \frac{\partial v}{\partial y} \quad (17)$$

$$p_z = -\rho g \quad (18)$$

$$\rho = \rho(T, S, p) \quad (19)$$

$$f = 2\Omega \sin \phi \quad (20)$$

für $\vec{x} \in \mathcal{O}$ (dreidimensionales Gebiet),

wobei: $\vec{x} = (x, y, z)$ der Ort,
 $\vec{v} = (u, v, w)$ die Geschwindigkeit,

t die Zeit,
 p der Druck,
 T die Temperatur,
 S der Salzgehalt,
 ρ die Dichte und ρ_0 ihr vertikaler Mittelwert,
 A_{vm} und A_{hm} die vertikalen und horizontalen Austauschkoefizienten für den Impuls,
 A_{vt} und A_{ht} die Austauschkoefizienten für Tracer,
 Ω die Rotationsgeschwindigkeit der Erde,
 ϕ die geographische Breite seien.

Die Randbedingungen lauten

- $w(\vec{x}) = 0$ für $z = 0$ "rigid-lid"-Bedingung,
- $\left. \begin{array}{l} \rho_0 A_v \frac{\partial u}{\partial z} = \tau(x) \\ \rho_0 A_v \frac{\partial v}{\partial z} = \tau(y) \end{array} \right\}$ für $z = 0$ Antrieb durch Windschub an der Oberfläche,
- $u(\vec{x}) = v(\vec{x}) = 0$ für $\vec{x} \in \delta_1 \mathcal{O}$ ($\delta_1 \mathcal{O}$ seien die festen, seitlichen Ränder)
"no-slip"-Bedingung an festen Rändern,
- $\nabla T r = 0$ für $\vec{x} \in \delta \mathcal{O}$ kein Fluß von Tracern über die Ränder
(auf Ausnahmen wird im Folgenden hingewiesen),
- $\left. \begin{array}{l} \rho_0 A_v \frac{\partial u}{\partial z} = \tau_b \\ \rho_0 A_v \frac{\partial v}{\partial z} = \tau_b \end{array} \right\}$ für $z = H(x, y)$ Bodenreibung,
- $w = -u \frac{\partial H}{\partial x} - v \frac{\partial H}{\partial y}$ Vertikalgeschwindigkeit am Boden.

Als Anfangsbedingungen werden die Verteilungen von Temperatur und Salzgehalt im Gebiet angegeben.

Die vertikalen Austauschkoefizienten werden mit dem Richardson-Zahl-abhängigen Pacanowski-Philander-Schema berechnet (PACANOWSKI & PHILANDER 1981).

Zur numerischen Lösung der Gleichungen sind folgende Schritte nötig:

- Einteilung des zu betrachtenden Volumens in ein dreidimensionales Gitter aus rechteckigen Zellen,
- Diskretisierung der obigen Gleichungen auf diesem Gitter mit Hilfe "Finiter Differenzen",
- numerische Lösung der diskretisierten Gleichungen für jede Gitterzelle.

2.3 Wärmebilanz an der Oberfläche

Zur Simulation der saisonalen Schichtung, die für die Beschreibung von Jahresgängen von entscheidender Bedeutung ist, wurde eine Wärmebilanz an der Wasseroberfläche implementiert.

Der Wärmefluß an der Meeresoberfläche Q ergibt sich dabei aus der Differenz des nach unten gerichteten Wärmeflusses durch die Sonneneinstrahlung Q_s und der Summe der entgegengesetzt gerichteten Flüsse Q_u aus dem sensiblen und latenten Wärmefluß und der langwelligen Rückstrahlung:

$$Q = Q_s - Q_u \quad (21)$$

$$Q_u = H_a + Q_l + Q_b \quad (22)$$

mit H_a als sensiblem Wärmefluß, hervorgerufen durch die Temperaturdifferenz von Meer und Atmosphäre, Q_l als Verdunstungswärme und Q_b als langwelliger Rückstrahlung. Die Parametrisierungen der Anteile stammen von ROSATI & MIYAKODA (1988):

$$Q_l = -L\rho_a C_E |w| (e_{sat}(T_s) - re_{sat}(T_a)) \frac{H_0}{p_a} \quad (23)$$

$$H_a = \rho_a c_p C_E |w| (T_s - T_a) \text{ mit } e_{sat}(T) = 6.1070 \cdot e^{17.15T/(T+234.9)} \quad (24)$$

$$Q_b = \epsilon \sigma T_s^4 (0.39 - 0.05e_a^{\frac{1}{2}}) (1 - BC) + 4\epsilon \sigma T_s^3 (T_s - T_a) \quad (25)$$

Die verwendeten Parameter sind in Tabelle 2 zu finden. Die eintreffende Strahlung Q_s ergibt sich nach einer Parametrisierung von SMITH & DOBSON (1984). Danach besteht für starke Bewölkungen von 6-8 Oktas (Wolkenbedeckung in Achteln) eine quadratische Beziehung zwischen eintreffender Solarstrahlung Q_s und dem Sinus des Sonnenwinkels S :

$$Q_s = S_0 S (A_i + B_i S), \quad i = 6, 7, 8. \quad (26)$$

Für Bewölkungsintensitäten C kleiner als 6 Oktas wird die auf der Atmosphäre auftreffende Strahlung in einen von S unabhängigen, diffusen und einen direkten Anteil aufgespalten:

$$Q_s = S_0 \left[E_i + S \exp \frac{-D_i}{S} (C \exp \frac{-D_i}{S} + 1 - C) \right], \quad i = 0, 1, \dots, 5, \quad (27)$$

Die Parameter A_i, B_i, D_i, E_i sind in Tabelle 3 zu finden.

Da die Solarkonstante zwischen 1361 W/m^2 und 1371 W/m^2 variiert (BERGER ET AL. 1992), wurde hier der mittlere Wert 1365 W/m^2 verwendet. Der Sinus des Sonnenwinkels wird durch den Winkel der geographischen Breite ϕ , den Winkel der Sonnendeklination δ und den Winkel der Sonnenhöhe h bestimmt:

$$S = \max(0, \sin \phi \sin \delta + \cos \phi \cos \delta \cos h). \quad (28)$$

Der Deklinationswinkel für die nördliche Hemisphäre wird nach SPENCER (1971) berechnet:

$$\begin{aligned} \delta &= 0.006918 \\ &- 0.399912 \cos \Gamma + 0.070257 \sin \Gamma \\ &- 0.006758 \cos 2\Gamma + 0.000907 \sin 2\Gamma \\ &- 0.002697 \cos 3\Gamma + 0.001480 \sin 3\Gamma, \end{aligned} \quad (29)$$

wobei der Winkel Γ , ausgedrückt durch den absoluten Tag t_d des julianischen Kalenders, gleich

$$\Gamma = 2\pi \frac{t_d - 1}{365} \quad (30)$$

ist. Der Winkel des Sonnenstandes ist gegeben durch

$$h = 2\pi \frac{t_h}{24}, \quad (31)$$

wobei t_h die Stunde des Tages mit $t_h = 0$ um 12 Uhr mittags ist.

| Parameter | Wert (Einheit) | Bezeichnung |
|-----------|---------------------------------|---------------------------------|
| L | $2.501 \cdot 10^6 \text{ J/kg}$ | Verdampfungswärme |
| ρ_a | $1.2 \cdot 10^3 \text{ g/cm}^3$ | Dichte der Luft |
| C_E | $1.1 \cdot 10^{-3}$ | turbulenter Austauschkoefizient |
| w | (cm/s) | Windstärke |
| T_s | (°C) | Oberflächenwassertemperatur |
| T_a | (°C) | Atmosphärentemperatur |
| H_0 | 0.662 | Konstante |
| p_a | 1013 mb | Luftdruck |
| e_{sat} | (hPa) | Verdampfungsdruck |

Tabelle 2: Parameter der Wärmebilanz

| Wolkenbedeckung i (Oktas) | A_i | B_i | D_i | E_i | siehe Gleichung: |
|-----------------------------|-------|-------|--------|--------|------------------|
| 0 | | | 0.240 | 0.0520 | 26 |
| 1 | | | 0.070 | 0.0525 | 26 |
| 2 | | | -0.010 | 0.0430 | 26 |
| 3 | | | 0.055 | 0.0395 | 26 |
| 4 | | | 0.070 | 0.0375 | 26 |
| 5 | | | 0.090 | 0.0345 | 26 |
| 6 | 0.310 | 0.439 | | | 27 |
| 7 | 0.235 | 0.388 | | | 27 |
| 8 | 0.103 | 0.296 | | | 27 |

Tabelle 3: Parameter zur Berechnung der Sonnenstrahlung nach SMITH & DOBSON (1984)

2.4 Das 1D-Modell

Die Durchführung von Testläufen, z.B. für eine Sensitivitätsanalyse, ist mit dem 3D-Modell wegen des hohen Rechenaufwandes nicht sinnvoll. Deshalb wurde ein 1D-Modell implementiert, das eine idealisierte, durch Advektion und horizontale Transportprozesse ungestörte

Wassersäule darstellt. Die Behandlung von meteorologischem Antrieb, Wärmebilanz und chemisch-biologischer Dynamik entspricht dem oben beschriebenen 3D-Modell.

Die Advektions-Diffusions-Gleichung vereinfacht sich in diesem Fall zu:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = +A \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + B(C, \dots) \quad (32)$$

mit C chemisch-biologische Zustandsvariable,
 A vertikaler Mischungskoeffizient,
 $B(C, \dots)$ chemisch-biologische Quellen- und Senkenterme.

Die vertikalen Austauschkoeffizienten werden nach dem Pacanowski-Philander-Schema (PACANOWSKI & PHILANDER 1981) berechnet, wobei der Betrag der horizontalen Geschwindigkeit bekannt sein muß. Die horizontalen Geschwindigkeitskomponenten werden mit Hilfe der linearisierten Boussinesq-Gleichungen

$$\frac{\partial u}{\partial t} - fv = \frac{\partial}{\partial z} \left(A \frac{\partial u}{\partial z} \right) \quad (33)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + fu = \frac{\partial}{\partial z} \left(A \frac{\partial v}{\partial z} \right) \quad (34)$$

$$\frac{\partial Tr}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(A \frac{\partial Tr}{\partial z} \right) \quad (35)$$

mit u, v horizontale Geschwindigkeitskomponenten,
 f lokaler Coriolisparameter,
 Tr passiver Tracer (Temperatur und Salzgehalt)

berechnet. Die Oberflächen- und Bodenrandbedingungen lauten wie in Abschnitt 2.2 angegeben, d.h. an der Oberfläche wirkt der äußere Antrieb durch Windschub und am Boden Reibung. Die Wärmebilanz lautet wie in Abschnitt 2.3 beschrieben.

2.5 Modellkonfiguration und Anfangsbedingungen

Das Modellgebiet ist hier die südwestliche Ostsee (Abbildung 3). Da das Modell mesoskalige Prozesse erfassen soll, wurde die horizontale Gitterweite mit 1 Seemeile ≈ 1.86 km relativ klein gewählt. In vertikaler Richtung beträgt die Auflösung 2 m für die oberen 12 Schichten und erhöht sich schrittweise wie in Tabelle 4 angegeben. Die hohe räumliche Auflösung führt zu einem erheblichen Rechenaufwand⁴.

Die offenen Ränder des Gebietes wurden durch feste Wände geschlossen, denn eine Behandlung offener Grenzen würde u.a. die Kenntnis der Flüsse von Inhaltsstoffen über die Ränder voraussetzen. Die künstlichen Ränder beeinflussen die Zirkulation und die Verteilung der chemisch-biologischen Zustandsvariablen. So werden durch parallel zum Rand gerichteten

⁴Auf einer IBM Risc 6000/3AT mit 120 MFlops beträgt das Verhältnis Modellzeit:Echtzeit $\approx 8:1$.

Wind Küstenstrahlströme erzeugt und Kelvinwellen an den künstlichen Rändern entlanggeführt. Es kann jedoch angenommen werden, daß durch den variablen Windantrieb entgegengesetzte Wellenereignisse erzeugt werden, die sich teilweise kompensieren. Die chemisch-biologische Dynamik wird in der Nähe der festen Wände durch künstlich erzeugte Auftriebsergebnisse, verbunden mit einem zusätzlichen vertikalen Nährstofftransport, beeinflusst.

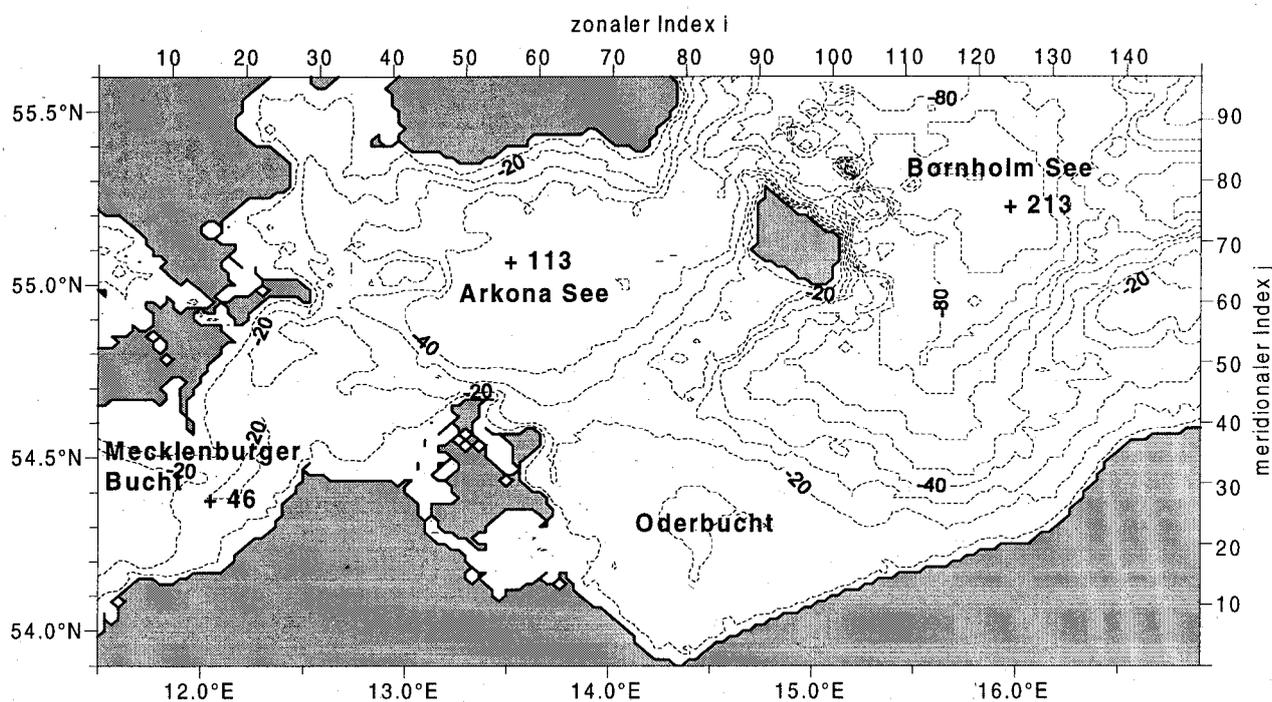


Abbildung 3: Modelltopographie (SEIFERT & KAYSER 1995) mit den Monitoringstationen 113 und 213; die Isobathen geben 10 m Tiefenintervalle an

Im Rahmen dieser Arbeit wurden drei Modellläufe des gekoppelten Modells für die Jahre 1994, 1995 und 1996 durchgeführt. Der Zeitpunkt für den Beginn der Modellrechnungen ist jeweils der 1. März, wobei das Zirkulationsmodell schon 5 Tage vorher gestartet wurde, um die Einstellung der aktuellen Strömungsmuster zu ermöglichen. Die Anfangsbedingungen für Temperatur und Salzgehalt wurden aus klimatologischen Daten des BSH (KLEINE, persönliche Mitteilung) interpoliert und sind in Abbildung 4 dargestellt. Die Anfangsbedingungen für Nährstoff, Phytoplankton und Zooplankton wurden im Modellgebiet homogen auf winterliche Konzentrationen gesetzt (siehe Tabelle 1). Somit ist das Anfangsfeld der Zustandsvariablen für alle drei Simulationen gleich, so daß der Einfluß von variierendem externen Antrieb untersucht werden kann.

Als atmosphärischer Antrieb wirken realistischer Windschub und realistische Wärmeflüsse durch die Wasseroberfläche. Die Daten für Wind, Atmosphärentemperatur und Bewölkung stammen von der Wetterstation "Arkona" und dem IOW Meßmast "Darßer Schwelle". Alle drei Simulationen laufen bis Ende Oktober des entsprechenden Jahres und erfassen somit die gesamte Vegetationsperiode.

Für das Jahr 1995 wurde zusätzlich ein Modellauf durchgeführt, der die Zufuhr von externen

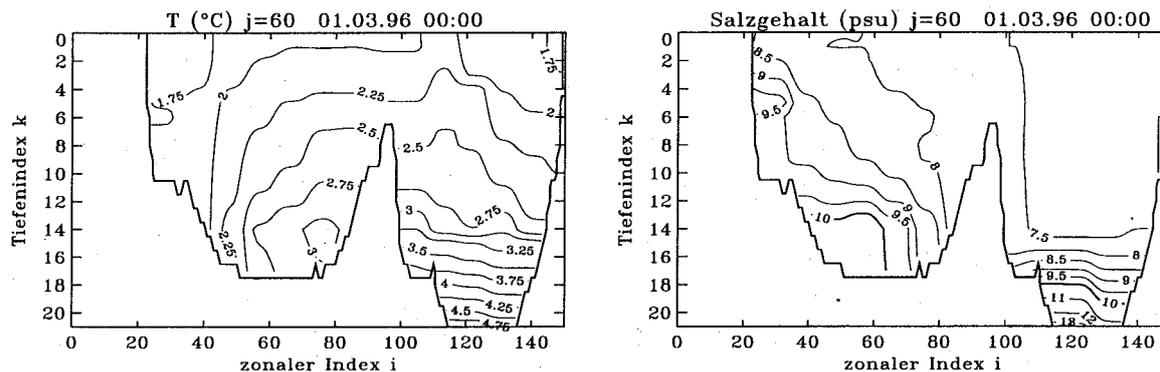


Abbildung 4: Anfangsbedingungen für Temperatur und Salzgehalt; meridionaler Schnitt durch das Modellgebiet bei $j=60$

Nährstoffen durch das Flußwasser der Oder einbezieht. Die Behandlung der Nährstoffzufuhr wird in Kapitel 5 genauer beschrieben.

3 Zur Evaluierung ökologischer Modelle

Die Einschätzung der Güte oder Qualität eines Modells, das ein vereinfachtes Abbild der Realität darstellt, kann nur durch einen Vergleich der Modellresultate mit der Realität erfolgen. In diesem Kapitel werden verschiedene Methoden diskutiert.

3.1 Methoden zur Evaluierung

Es gibt keine Standardverfahren zur Einschätzung der Qualität eines Modells bzw. seiner Ergebnisse. In der Literatur werden häufig die Schritte Verifikation, Sensitivitätsanalyse, Validierung und Kalibrierung angegeben (VISSER & KAMP-NIELSEN 1996, JØRGENSEN 1994).

Die Verifikation ist ein Test der internen Logik des Modells. Es wird beispielsweise überprüft, ob sich das Modell wie erwartet verhält, ob es Erhaltungsgesetze erfüllt und ob es über längere Zeit stabil läuft. Die Sensitivitätsanalyse untersucht, wie empfindlich die Modellergebnisse auf Änderungen von Parametern, Teilmodellen und Anfangswerten reagieren. Die Validierung ist ein Test, wie gut die Modellergebnisse gemessene Daten widerspiegeln. Im Zusammenhang mit der Validierung ist die Kalibrierung zu sehen. Dabei wird durch Variation von Parametern versucht, eine möglichst gute Übereinstimmung von Daten und Modellergebnissen zu erzielen. Häufig wird die Entwicklung eines Modells als iterativer Prozeß verstanden, der die wiederholte Durchführung dieser Schritte nach jeder Umformung der Modellgleichungen beinhaltet.

Die Durchführung von Validierung und Kalibrierung als objektiver Methode zur Prüfung der Güte eines Modells wird aber z.T. stark kritisiert (AKSNES ET AL. 1995, LOEHLE 1983,

| Tiefen- index | Tiefe [m] | Schicht- dicke [m] |
|------------------|--------------|-----------------------|
| 1 | 1 | 2 |
| 2 | 3 | 2 |
| 3 | 5 | 2 |
| 4 | 7 | 2 |
| 5 | 9 | 2 |
| 6 | 11 | 2 |
| 7 | 13 | 2 |
| 8 | 15 | 2 |
| 9 | 17 | 2 |
| 10 | 19 | 2 |
| 11 | 21 | 2 |
| 12 | 23 | 2 |
| 13 | 26 | 4 |
| 14 | 30 | 4 |
| 15 | 34 | 4 |
| 16 | 38 | 4 |
| 17 | 42 | 4 |
| 18 | 47 | 6 |
| 19 | 53 | 6 |
| 20 | 59 | 6 |
| 21 | 65 | 6 |
| 22 | 74 | 12 |

Tabelle 4: Vertikale Auflösung

| Bezeichnung | Parameter | Wert |
|---------------------------------|--------------------------|-----------------|
| Δt [s] | Zeitschritt | 120 |
| A_{hm} [cm ² /s] | horizontale Viskosität | 10 ⁵ |
| A_{ht} [cm ² /s] | horizontale Diffusivität | 10 ⁵ |
| A_{vm} [cm ² /s] | vertikale Viskosität | 0.0134-50 |
| A_{vt} [cm ² /s] | vertikale Diffusivität | 0.00134-50 |
| τ_b [dyn/cm ²] | Bodenreibung | 0.0025 |

Tabelle 5: Parameter des Zirkulationsmodells

CASWELL 1976). Nach LOEHLE (1983) ist das ganze Konzept der Validierung für ökologische Modelle völlig falsch gedeutet. Ursache ist die Übertragung des in den Computer-Wissenschaften entwickelten Konzeptes der Validierung auf andere Klassen von Modellen und eine mangelnde Unterscheidung zwischen diesen Klassen. Eine von LOEHLE (1983) vorgeschlagenen Klassifizierung ist in Tabelle 6 dargestellt.

Das Konzept der Validierung trifft in idealer Weise für logische Modelle (basierend auf logischen Operationen oder Algorithmen) zu. Eine Übertragung der Terminologie und Methodik auf ökologische Modelle ist fragwürdig, denn die Güte der Anpassung zwischen Daten und Modell wird dabei als einziges Kriterium angewendet. Dieses Kriterium ist aber in vielen Fällen unzureichend, denn es ist zwar notwendig aber keineswegs hinreichend.

Für die positive Einschätzung eines theoretischen Modells, d.h. der modellhaften, mathematischen Darstellung einer Theorie, ist eine gute Übereinstimmung von Daten und Modell notwendig, sie beweist aber nicht die Gültigkeit des Modells. Auf theoretische Modelle sollte nach PLATT (1964) ein iterativer Prozeß angewendet werden, der folgende Schritte beinhaltet: (1) Aufstellung alternativer Hypothesen, (2) Durchführung von Experimenten, um Hypothesen auszuschließen, (3) Verfeinerung des Problems und weiter bei (1).

| | logische Modelle | theoretische Modelle |
|---------------------------------|--|---|
| Def. | logische Operatoren; liefern exakte Lösungen; z.B. Computer-Betriebssysteme | modellhafte, mathematische Darstellung einer Theorie |
| Val. | Validierung kann angewendet werden; Beweis auf logischer, struktureller Ebene möglich (CUTTLER 1980); es besteht eine eindeutige Beziehung zwischen Modell und zu simulierendem System | Gültigkeit müßte durch Induktion gezeigt werden; es gibt keine Methode, um eine Theorie durch Induktion zu beweisen (POPPER 1965); können nur durch die Durchführung von verschiedenen Tests erhärtet werden |
| vorhersagefähige Modelle | | |
| | gesetzentorientierte Modelle | Rechenwerkzeuge |
| Def. | basieren auf der Anwendung von Gesetzen und wohlbegründeten Theorien | müssen nicht auf Naturgesetzen beruhen; z.B. Regressionsgleichungen |
| Val. | Gültigkeit sollte mit Hilfe verschiedener Tests überprüft werden (auch Feldexperimente); die zugrundeliegenden Hypothesen müssen offenliegen; Anpassung nur für Randbedingungen zulässig | Güte der Anpassung ist ausreichendes Kriterium; Gültigkeit sollte durch verschiedene Tests für gewisse Anwendungs- und Genauigkeitsbereiche überprüft werden; Modell kann beliebig angepaßt werden ("tuning") |

Tabelle 6: Modelltypen und Besonderheiten nach LOEHLE (1983)

Eine wichtige Klasse von ökologischen Modellen sind Modelle mit Vorhersagecharakter ("predictive models"), wobei weiter zwischen "gesetzentorientierten Modellen" (solche, die auf der Anwendung von Gesetzen und wohlbegründeten Theorien beruhen) und "Rechenwerkzeugen" (Methoden, die nicht auf Naturgesetzen beruhen müssen) unterschieden werden muß. Für ein Rechenwerkzeug ist die Regulierung und Änderung fast aller Modellteile zulässig, um die Daten möglichst gut widerzuspiegeln. Die Struktur der Gleichungen und die Wahl der Parameter kann in geeigneter Weise modifiziert werden, um den Fehler zu minimieren, denn der Zweck eines Rechenhilfsmittels ist die möglichst gute Vorhersage eines Zusammenhanges. Rückschlüsse auf das reale System können dadurch nicht gezogen werden.

Ein gesetzentorientiertes Modell, das aufgestellt wurde, um das Systemverständnis zu erhöhen, würde durch solch eine Regulierung abgewertet und an Allgemeingültigkeit verlieren. Wird z.B. der saisonale Verlauf einer Reihe von Zustandsvariablen durch willkürliche Änderungen der Modellparameter an einen Datensatz angepaßt, um diesen gut zu beschreiben, dann würde die Anpassung nicht zum Verständnis der realen Prozesse beitragen und das Modell würde bei der Anwendung auf ein anderes Jahr mit veränderten Umweltbedingungen wahrscheinlich keine guten Ergebnisse liefern.

Eine Anpassung von Parametern ("tuning") sollte also vermieden werden, wenn eine gewisse Allgemeingültigkeit angestrebt wird. AKSNES ET AL. (1995) schlagen vor, biologische Parameter nur experimentell zu bestimmen, z.B. mit Experimenten in Mesokosmen, und lehnen eine Variation der Parameter ab.

Das in dieser Arbeit behandelte Modell fällt in die Klasse der gesetzorientierten Modelle, so daß eine Parameteranpassung nicht wünschenswert ist. Die Verifikation als subjektive Untersuchung des Modellverhaltens wurde nach jeder Modifikation des gekoppelten Modells durchgeführt. Die Sensitivitätsanalyse wird im Abschnitt 3.2 ausführlich behandelt. Auf die Validierung im Sinne eines objektiven Tests wurde verzichtet, da es nicht sinnvoll scheint, eine simulierte Zeitreihe nach einigen willkürlichen statistischen Kriterien mit einem Datensatz zu vergleichen und danach das Modell anzunehmen oder zu verwerfen.

Vergleiche zwischen Modellresultaten und Meßdaten werden in Abschnitt 4.2 vorgenommen. Die größere Bedeutung wird dem qualitativen Vergleich beigemessen, d.h. es wird untersucht, ob und wie gut reale Phänomene und Effekte vom Modell simuliert werden, ob räumliche und zeitliche Skalen übereinstimmen und ob die Ursachen im Modell mit denen im realen System konsistent sind. Es wurden keine Versuche unternommen, durch Regulierung der Parameter die Modellresultate an Datensätze anzupassen.

3.2 Sensitivitätsanalyse des chemisch-biologischen Modells

Durch die Untersuchung der Sensitivität der Modellergebnisse auf kleine Änderungen von Parametern ist es möglich, kritische Punkte in den Modellgleichungen zu finden. Nahezu alle Parameter weisen große Schwankungsbreiten auf, und ein großer Teil wurde empirisch bestimmt. Würden die Modellergebnisse nach einer kleinen Änderung eines solchen "unsicheren" Parameters ein stark abweichendes Verhalten zeigen, wären die aus den Ergebnissen gezogenen Schlußfolgerungen fragwürdig.

Um die Sensibilität der Ergebnisse zu testen, ist die Durchführung einer großen Zahl von Modellläufen notwendig. Dies ist wegen des hohen Rechenaufwandes mit dem gekoppelten 3D-Modell zur Zeit nicht zu realisieren. Es wurde ein entsprechendes 1D-Modell (siehe Abschnitt 2.4) implementiert, um die Sensitivität zu testen. Mit seiner Hilfe kann der Einfluß biologischer Parameter ohne Überlagerung mit horizontalen Transporteffekten untersucht werden.

Zur Untersuchung der Sensitivität auf Parameteränderungen werden, wie in JØRGENSEN (1994) beschrieben, die Parameter variiert, wobei etwa ihr Genauigkeitsbereich abgedeckt werden sollte. Praktisch wird der Parameterwert p durch eine Änderung Δ_p "gestört", d.h. durch $p + \Delta_p$ ersetzt. Die dadurch hervorgerufene Änderung der Zustandsvariablen wird beobachtet. Zur quantitativen Einschätzung der Reaktion wird der Wert einer Fehlerfunktion berechnet. Als Fehlerfunktion wird i.A. die gewichtete Summe der quadratischen Abweichun-

gen verwendet (FASHAM & EVANS 1995). Die hier verwendete Fehlerfunktion lautet:

$$F(\Delta_p) = \frac{1}{NHT} \sum_{n=1}^N \int_0^H \int_0^T (X(t, z, n; \Delta_p) - A(t, z, n))^2 dt dz, \quad (36)$$

dabei sind: $t \in (0, T)$ die Zeit,
 $z \in (0, H)$ die vertikale Komponente des Ortes,
 $n = 1, \dots, N$ eine Numerierung der Zustandsvariablen,
 T der Integrationszeitraum,
 N die Anzahl der Zustandsvariablen,
 H die Wassertiefe,
 Δ_p die Störung des Parameters,
 $A(t, z, n)$ die ungestörten Zustandsvariablen,
 $X(t, z, n; \Delta_p)$ die gestörten Zustandsvariablen.

$F(\Delta_p)$ gibt die über Integrationszeit, Tiefe und die chemisch-biologischen Zustandsvariablen gemittelte Summe der Fehlerquadrate in Abhängigkeit von der Störung Δ_p an.

Die berechneten Fehler haben eine Größenordnung von 0.001 oder kleiner (siehe Tabelle 7 und 8). Bei der Auswertung sind jedoch weniger die absoluten Werte der Fehler von Bedeutung als ihre relativen Unterschiede. Fehler der Größenordnung 10^{-2} bis 10^{-3} treten für die Parameter L_{PN} , L_{PD} , L_{ZD} , L_D , P_{Ini} , w_D , und g_{max} auf. Zur Illustration der Abweichung bei einem Fehler dieser Größenordnung ist der Phytoplanktonverlauf bei ungestörtem Parametersatz und bei Störung der Verlustrate L_{PD} um -50% in den Abbildungen 5 und 6 gezeigt. Es gibt keine auffallenden Abweichungen.

Nur die Anfangskonzentration für Nährstoff N_{Ini} und die maximale Wachstumsrate w_{max} weisen bei Störung einen Fehler größer als 10^{-2} auf.

Der Vergleich der Phytoplanktonvariable bei Störung von N_{Ini} um -25% (Abbildung 7) mit dem ungestörten Fall zeigt keinen Einfluß der Störung auf den Verlauf. Die maximale Phytoplanktonkonzentration während der Frühjahrsblüte ist mit 3.5 mg Chl/m³ gegenüber 5 mg Chl/m³ jedoch geringer.

Die Störung der maximalen Wachstumsrate w_{max} führt zu einer erheblichen Änderung im Phytoplanktonverhalten (Abbildung 8). Durch Verringerung der Rate um 50% wurde das Einsetzen der Frühjahrsblüte um etwa einen Monat verzögert. Eine Erhöhung dieser Rate um 50% führte dagegen zu einem erheblich kleineren Fehler.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß das Modell robust ist und nicht empfindlich auf kleine Änderungen der Parameter reagiert. Die größten Fehler $F(\Delta_p)$ wurden durch Störungen der Anfangskonzentration des Nährstoffes und der maximalen Wachstumsrate verursacht. Beide Parameter sind direkt mit der Primärproduktion verbunden, so daß hier die stärkste Reaktion des Modells zu erwarten war.

| Parameter | Wert des Parameters | Genauigkeitsbereich | Störung des Parameters Δp | zugehöriger Fehler $F(\Delta p)$ |
|-----------|---------------------|---------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| L_{PN} | 0.02 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00236 |
| | | | +25% | 0.00060 |
| | | | -25% | 0.00066 |
| | | | -50% | 0.00278 |
| L_{PD} | 0.02 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00081 |
| | | | +25% | 0.00022 |
| | | | -25% | 0.00025 |
| | | | -50% | 0.00108 |
| L_{ZN} | 0.01 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00037 |
| | | | +25% | 0.00009 |
| | | | -25% | 0.00008 |
| | | | -50% | 0.00029 |
| L_{ZD} | 0.02 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00276 |
| | | | +25% | 0.00069 |
| | | | -25% | 0.00068 |
| | | | -50% | 0.00271 |
| L_D | 0.02 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00243 |
| | | | +25% | 0.00078 |
| | | | -25% | 0.00139 |
| | | | -50% | 0.00778 |
| N_{Ini} | 1.0 | $\pm 10\%$ | +25% | 0.01118 |
| | | | +10% | 0.00178 |
| | | | -10% | 0.00177 |
| | | | -25% | 0.01096 |
| P_{Ini} | 0.1 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00071 |
| | | | +25% | 0.00019 |
| | | | -25% | 0.00023 |
| | | | -50% | 0.00111 |
| Z_{Ini} | 0.1 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00057 |
| | | | +25% | 0.00015 |
| | | | -25% | 0.00017 |
| | | | -50% | 0.00076 |
| D_{Ini} | 0.01 | $\pm 100\%$ | +100% | 0.00003 |
| | | | +50% | 0.00001 |
| | | | -50% | 0.00001 |
| | | | -100% | 0.00003 |

Tabelle 7: Sensitivität der Modellparameter

| Parameter | Wert des Parameters | Genauigkeitsbereich | Störung des Parameters Δp | zugehöriger Fehler $F(\Delta p)$ |
|-----------|---------------------|---------------------|-----------------------------------|----------------------------------|
| w_P | bP^2 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00003 |
| | | | +25% | 0.00001 |
| | | | -25% | 0.00001 |
| | | | -50% | 0.00003 |
| w_D | 500 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00016 |
| | | | +25% | 0.00006 |
| | | | -25% | 0.00015 |
| | | | -50% | 0.00117 |
| w_{max} | $w_{max_0} e^{aT}$ | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00574 |
| | | | +25% | 0.00210 |
| | | | -25% | 0.00401 |
| | | | -50% | 0.02215 |
| g_{max} | 0.5 | $\pm 50\%$ | +50% | 0.00077 |
| | | | +25% | 0.00026 |
| | | | -25% | 0.00055 |
| | | | -50% | 0.00312 |

Tabelle 8: Sensitivität der Modellparameter

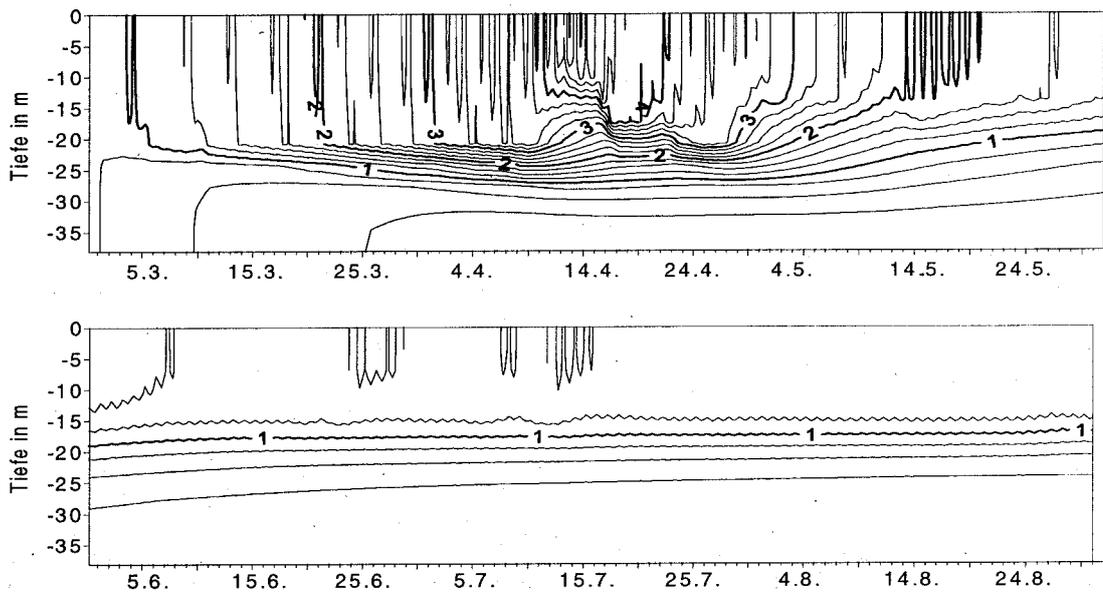


Abbildung 5: Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell (ungestörter Parametersatz)

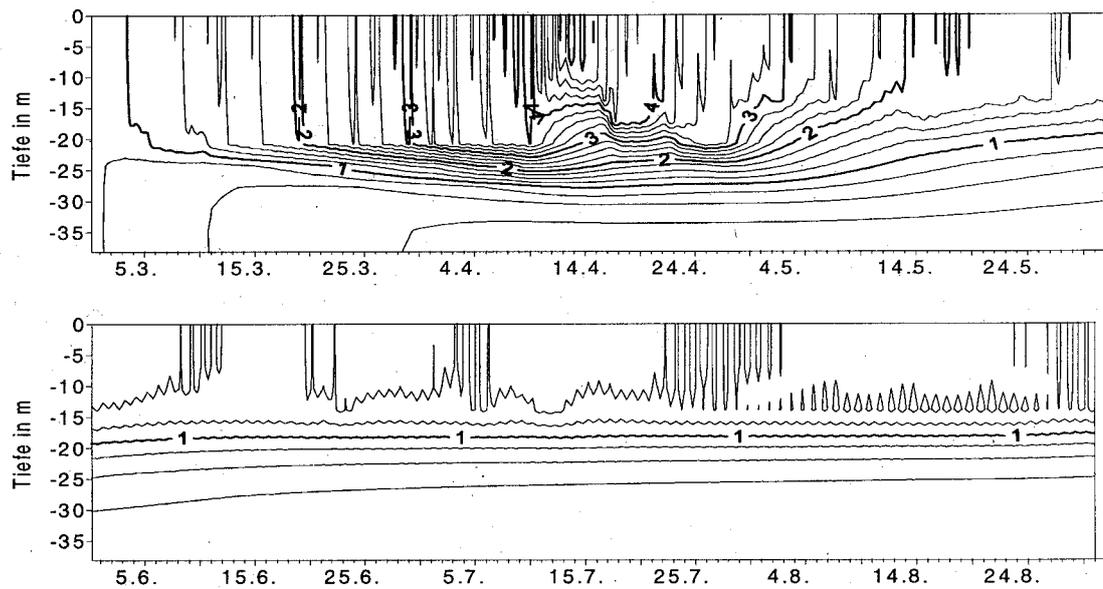


Abbildung 6: Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell, wobei die Übergangsrate von P zu D halbiert wurde (Störung von L_{PD} um -50%)

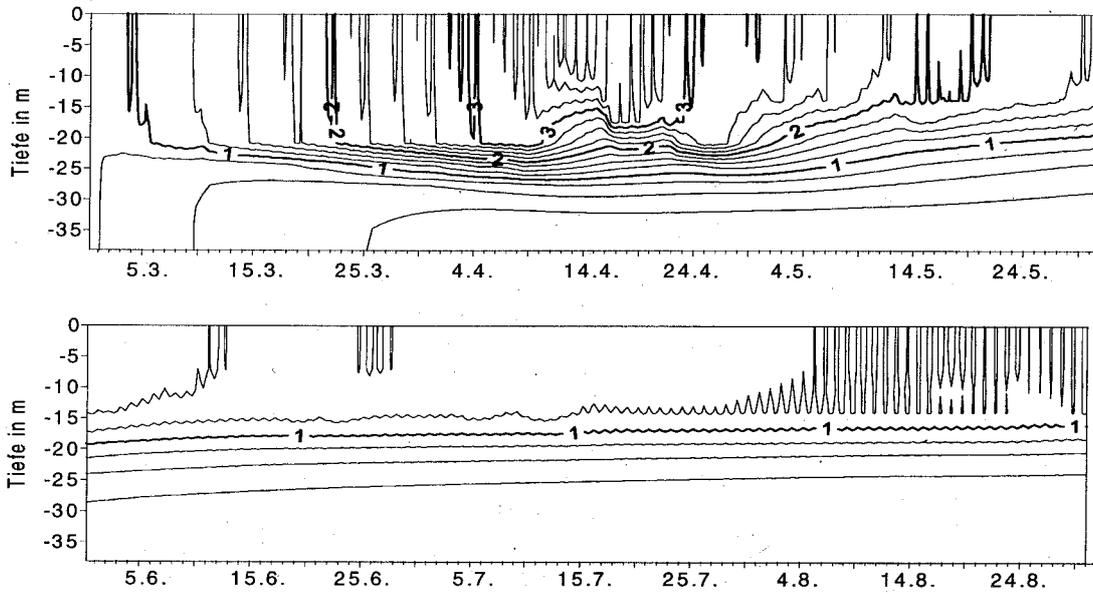


Abbildung 7: Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell, wobei die Anfangskonzentration des Nährstoffes N um ein Viertel verringert wurde (Störung von N_{Ini} um -25%)

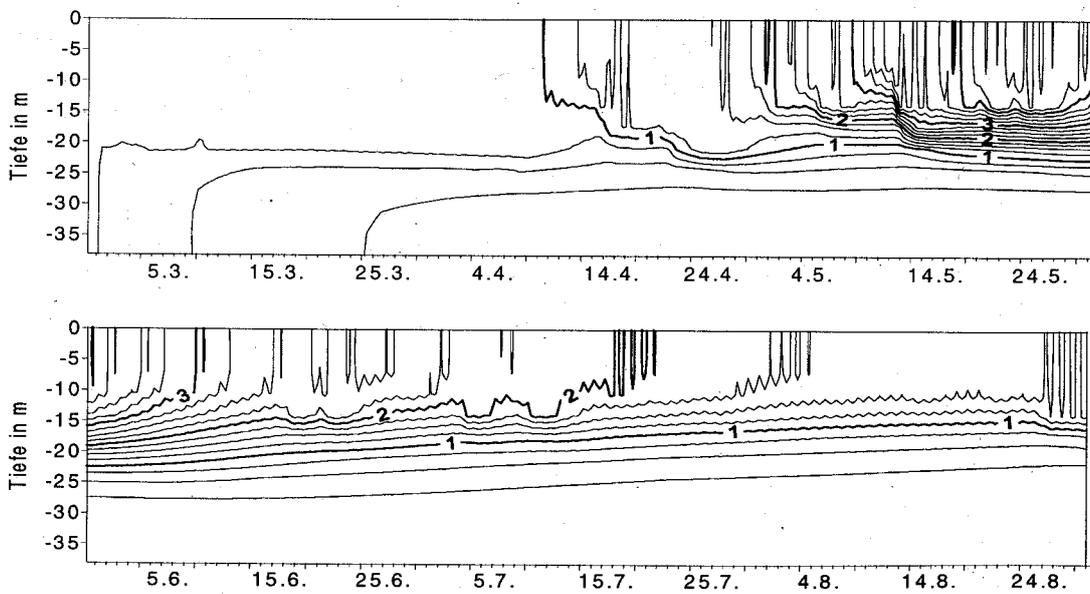


Abbildung 8: Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell, wobei die maximale Wachstumsrate halbiert wurde (Störung von w_{max} um -50%)

4 Ergebnisse der Simulationen

In diesem Kapitel werden Vergleiche zwischen den Modellergebnissen und Beobachtungen vorgenommen. Nach einer kurzen qualitativen Beschreibung des saisonalen Verlaufes der modellierten Planktodynamik in Abschnitt 4.1 folgt ein quantitativer Vergleich von Modell- und Meßdaten in Abschnitt 4.2. In Abschnitt 4.3 werden die jahreszeitlichen Veränderungen des pelagischen Systems anhand makroskopischer Systemeigenschaften diskutiert. In Abschnitt 4.4 folgt die Beschreibung und Diskussion zwischenjährlicher und regionaler Unterschiede, insbesondere im Auftreten der Frühjahrsblüte. Eine qualitative Untersuchung mesoskaliger Variabilitäten in den Phytoplanktonverteilungen wird in Abschnitt 4.5 vorgenommen und Auswirkungen von Auftriebsereignissen auf die chemisch-biologische Dynamik werden in Abschnitt 4.6 beschrieben.

4.1 Der saisonale Verlauf der Phytoplanktodynamik

In marinen Systemen der gemäßigten Klimazone wiederholt sich alljährlich folgende saisonale Planktodynamik (z.B. VALIELA 1995): Im Winter werden remineralisierte Nährstoffe aus tieferliegenden Wasserschichten ins Oberflächenwasser gemischt. Im Frühjahr, wenn sich die Schichtung stabilisiert und die Lichteinstrahlung zunimmt, ermöglichen diese eine Massenentwicklung des Phytoplanktons. Das Zooplankton wächst erst mit einer zeitlichen Verzögerung an, balanciert im Sommer aber den Phytoplanktonbestand. Im Herbst wird die Wachstumsperiode durch abnehmende Solarstrahlung und vergrößerte Mischungstiefen beendet.

Die hydrographischen, topographischen und klimatischen Besonderheiten einzelner Küstenregionen führen zu Unterschieden und zum spezifischen saisonalen Verhalten des pelagischen Systems einzelner Regionen. SMETACEK ET AL. (1984) geben eine schematische Beschreibung des jährlichen Kreislaufs für die wichtigsten pelagischen Komponenten in einer Region der Kieler Bucht (westliche Ostsee) an. Die Autoren differenzieren vier Phasen der Wachstumsperiode:

- Die Phase der Frühjahrsblüte, in der durch erhöhte Sonneneinstrahlung und sich stabilisierende Schichtung eine Massenentwicklung des Phytoplanktons einsetzt,
- die Nachblütezeit mit einem Maximum an Copepoden,
- die stationäre Sommerphase, in der die produktive Deckschicht durch eine stark ausgeprägte Thermokline nach unten isoliert ist und Flüsse durch diese Grenzschicht, verglichen mit den Umsätzen in der Deckschicht, klein sind,
- die Herbstperiode, in der durch erhöhte vertikale Durchmischung Nährstoffe in die Deckschicht transportiert werden und Herbstblüten auftreten.

Dieser typische Verlauf wird vom Modell widergespiegelt. Im Anhang A sind simulierte Zeitreihen der Chlorophyll-Konzentration an den Modellstationen 113 und 213 (vgl. Abbildung 3) für den Modellzeitraum vom 1. März bis 28. Oktober der Modelljahre 1994 (Abbildungen A.1-A.6), 1995 (A.7-A.12) und 1996 (A.13-A.18) dargestellt. Die Stationen 113 und 213

sind Monitoringstationen der HELCOM (BMP) und zentral in den Becken von Arkona und Bornholm See gelegen.

Übereinstimmend kann festgestellt werden, daß während der Monate März, April und Mai eine Massenentwicklung des Phytoplanktons einsetzt. Die Blüte klingt nach Verbrauch des limitierenden Nährstoffes ab.

Während der Sommermonate Juni, Juli und August ist die nährstoffarme Deckschicht durch die thermische Sprungschicht vom darunterliegenden Zwischenwasser abgeschirmt, wodurch ein Nährstofftransport in vertikaler Richtung unterbunden wird. In der durchmischten Schicht etabliert sich ein quasi stationärer Kreislauf. Phytoplanktonwachstum und Verluste durch Fraß sind im Gleichgewicht, die Konzentrationen von Nährstoff, Phyto- und Zooplankton sind nahezu konstant. Durch extern angeregte Mischungsereignisse verbunden mit einem vertikalen Nährstofftransport kann diese Balance gestört werden und Sommerblüten können auftreten.

Im September und Oktober wird die Thermokline durch Abkühlung und zunehmende Winde aufgebrochen und Nährstoffe werden in die euphotische Zone gemischt. Sporadisch treten Herbstblüten auf.

4.2 Vergleich der Modellergebnisse mit Daten

In Abschnitt 4.2.1 wird zunächst ein Vergleich der Modellergebnisse mit Meßdaten von IOW-Terminfahrten für die Jahre 1994 und 1995 durchgeführt. Dabei ergeben sich Vorschläge für Parametermodifikationen, deren Auswirkungen in Abschnitt 4.2.2 diskutiert werden. In Abschnitt 4.2.3 folgt ein Vergleich der Modellergebnisse mit *Algaline*-Daten für die Jahre 1995 und 1996.

4.2.1 IOW-Terminfahrt Daten

Die simulierten Konzentrationen von Nährstoff und Phytoplankton wurden an den Stationen 113 (Arkona See) und 213 (Bornholm See) über die oberen 10 m der Wassersäule gemittelt. Aus den vorliegenden Nährstoff-Meßdaten an diesen Stationen wurden für die Summe der anorganischen Stickstoffverbindungen ($N_{gesamt} = NO_3 + NO_2 + NH_4$) Monatsmittelwerte berechnet. Die Standardabweichung wird durch Fehlerbalken angegeben.

Um das Modellphytoplankton mit den vorliegenden Chlorophyll-Daten zu vergleichen, mußte eine Umrechnung von Stickstoff- in Chlorophyll-Einheiten vorgenommen werden. Neben dem als konstant vorausgesetzten Redfield-Verhältnis und der molaren Masse von Kohlenstoff muß dazu das Kohlenstoff/Chlorophyll-Verhältnis bekannt sein. Dieses Verhältnis ist jedoch für verschiedene Planktonarten sehr unterschiedlich und variiert stark saisonal. Für Diatomeen werden i.A. C/Chl-Verhältnisse zwischen 23 und 50 angegeben (MEYERHÖFER 1993, KLEPPEL 1988, BODUNGEN ET AL. 1981, SMETACEK 1975), bei Dinoflagellaten

liegt C/Chl dagegen zwischen 45 und 190 (MEYERHÖFER 1993, KLEPPEL 1988, SMETACEK 1975, STRICKLAND 1965). Von RIEMANN ET AL. (1989) wurde während der exponentiellen Wachstumsphase in Kulturen ein mittleres C/Chl-Verhältnis von 33 bestimmt. BODUNGEN ET AL. (1981) fanden in der exponentiellen Wachstumsphase einer durch Diatomeen dominierten Frühjahrsblüte in der Bornholm See C/Chl-Werte von 23 bis 38.

Wenn keine näheren Informationen über die Artenzusammensetzung und aktuelle C/Chl-Verhältnisse vorliegen, wird häufig $C/Chl=50$ als mittlerer Wert verwendet (FASHAM ET AL. 1993), der auch den Vergleichen in diesem Abschnitt (Abbildung 9 und 10) zugrunde liegt. Während des exponentiellen Wachstums im Frühjahr und in Phasen mit Dominanz von Diatomeen wird dadurch der Chlorophyllgehalt unterschätzt. Für den Chlorophyll-Verlauf an Station 113 im Jahr 1994 (Abbildung 11, S. 29) wird eine Umrechnung unter Verwendung typischer, durch die Artenzusammensetzung motivierter C/Chl-Verhältnisse angegeben.

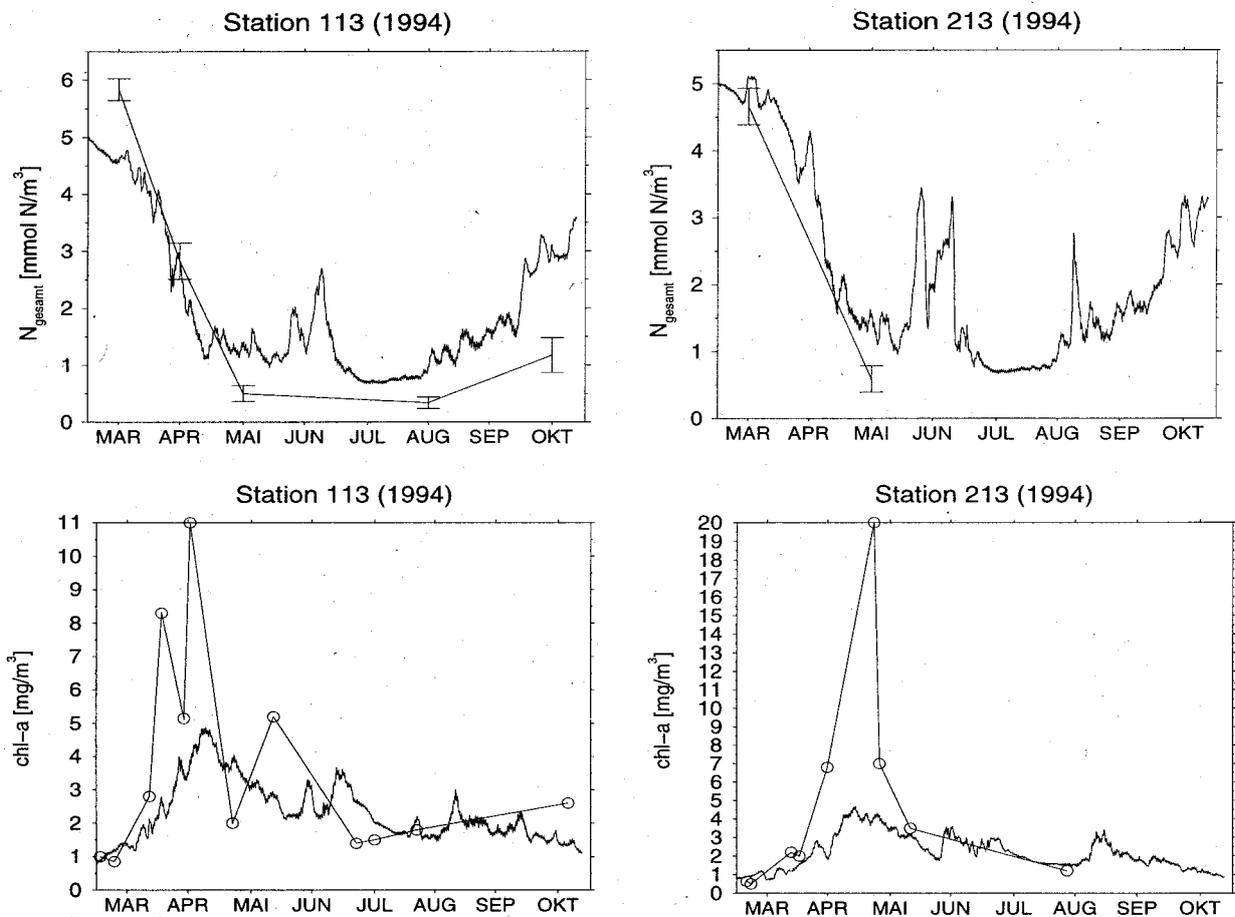


Abbildung 9: Simulierter Nährstoff- und Chlorophyll-Verlauf, gemittelt über die oberen 10 m der Wassersäule (durchgezogene Linie) an den Stationen 113 und 213 für 1994 sowie Meßdaten: oben) Monatsmittelwerte von N_{gesamt} (Summe von Nitrat, Nitrit und Ammonium) mit Standardabweichung; unten) Chlorophyll-Daten

Das zeitliche Verhalten von beobachteten und simulierten Nährstoffkonzentrationen stimmt sowohl 1994 (Abbildung 9) als auch 1995 (Abbildung 10) gut überein. Während der Som-

merphase liegen die gemessenen Konzentrationen mit ca. 0.5 mmol N/m^3 jedoch unter den berechneten Werten von etwa 1 mmol N/m^3 . Ursache ist die relativ langsame Reaktion der verwendeten Michaelis-Menten-Kinetik bei niedrigen Nährstoffkonzentrationen. Eine Modifikation der verwendeten Halbsättigungskonstante scheint sinnvoll zu sein und wird in Abschnitt 4.2.2 diskutiert.

Der Verlauf von simulierten und gemessenen Chlorophyll-Gehalten stimmt im Jahr 1994 (Abbildung 9) gut überein, während der Frühjahrsblüte sind die beobachteten Chlorophyll-Konzentrationen jedoch größer. Die größte Diskrepanz tritt am 7.5.94 an Station 213 auf, wo 20 mg Chl/m^3 gemessen wurden, die simulierte Konzentration aber nur 4.5 mg Chl/m^3 beträgt.

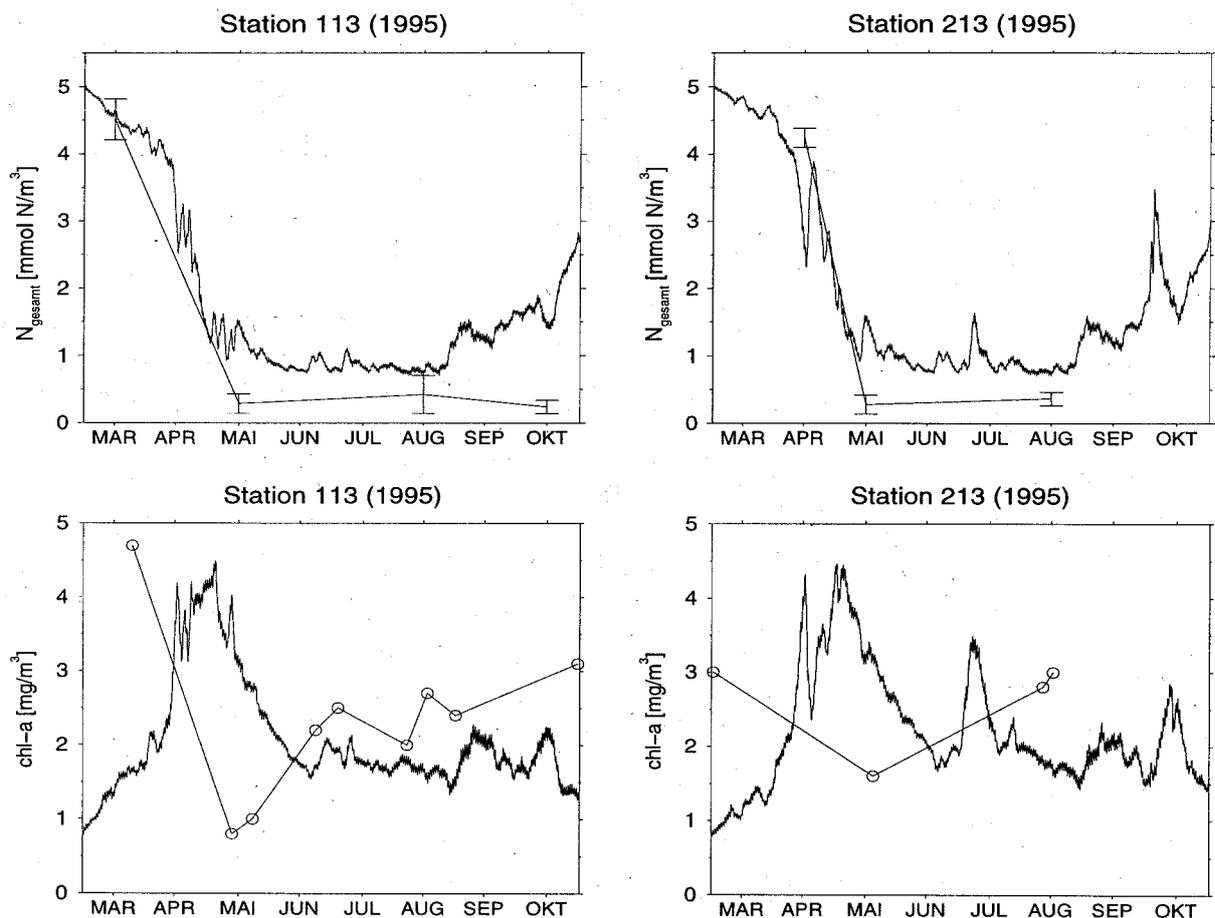


Abbildung 10: Simulierter Nährstoff- und Chlorophyll-Verlauf, gemittelt über die oberen 10 m der Wassersäule (durchgezogene Linie) an den Stationen 113 und 213 für 1995 sowie Meßdaten: oben) Monatsmittelwerte von N_{gesamt} (Summe von Nitrat, Nitrit und Ammonium) mit Standardabweichung; unten) Chlorophyll-Daten

Im Jahr 1995 ist die Interpretation der Chlorophyll-Messungen problematisch, obwohl an Station 113 vergleichsweise viele Datenpunkte vorliegen (Abbildung 10). Die Größenordnungen von errechneten Werten und Meßdaten stimmen zwar überein, im zeitlichen Verhalten zeigt sich jedoch eine gegenläufige Tendenz. Die Chlorophyll-Messungen weisen an beiden

Stationen minimale Konzentrationen im Mai und erheblich höhere Konzentrationen im März auf und deuten somit auf eine Abnahme im Monat April hin. Der simulierte Verlauf nimmt im Gegensatz dazu in den Monaten April und Mai seine maximalen Werte an. Vergleicht man das zeitliche Verhalten der gemessenen Nährstoff- und Chlorophyllgehalte wird folgender Widerspruch deutlich: Die Abnahme der Nährstoffe im Frühjahr geht nicht, wie zu erwarten, mit einer Erhöhung der Chlorophyll-Gehalte einher, sondern mit einer Verringerung.

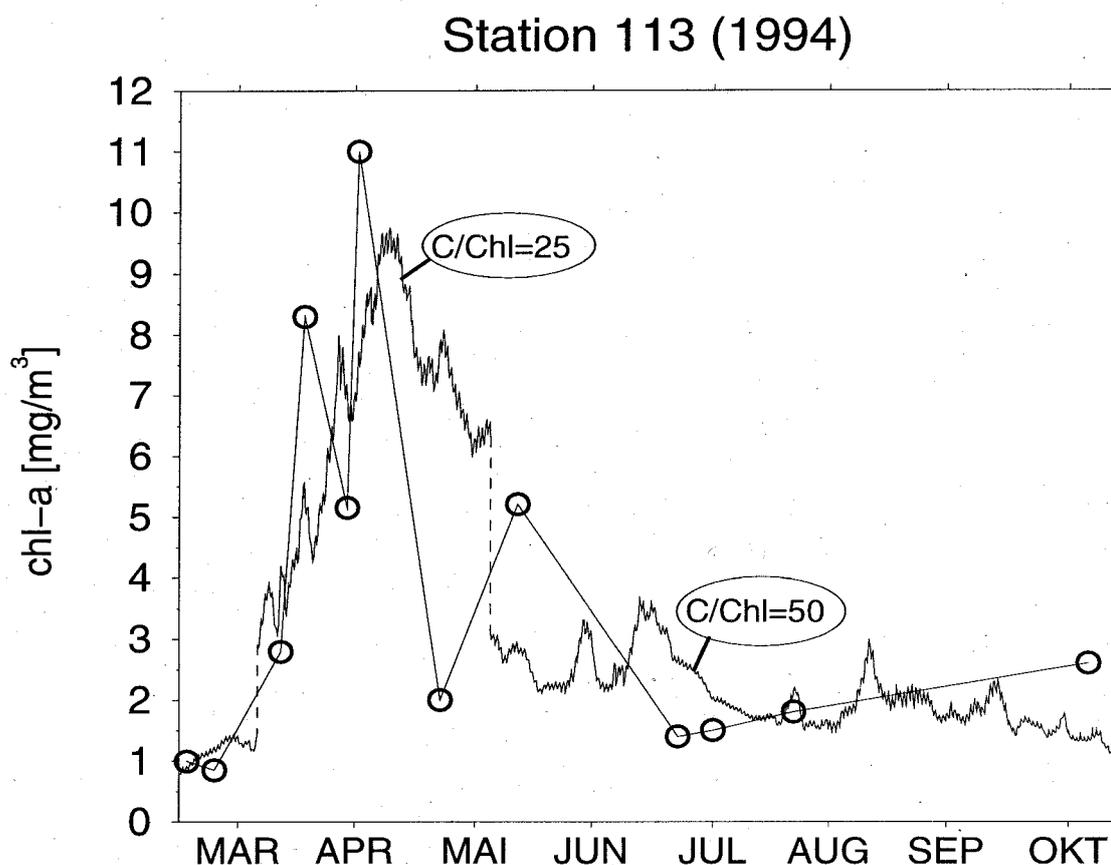


Abbildung 11: Simulierter Chlorophyll-Verlauf an Station 113 für 1994, umgerechnet unter Verwendung typischer C/Chl-Verhältnisse, im Vergleich zu gemessenen Chlorophyll-Daten

Durch die diskrete Probennahme mit einem relativ großen Zeitabstand im April 1995 (an Station 113 vom 24. März bis 12. Mai), scheint das Maximum der Frühjahrsblüte nicht erfaßt worden zu sein. Es wird eine Abnahme der Chlorophyll-Konzentrationen im Frühjahr und eine Zunahme im Sommer suggeriert. Ein Vergleich dieser Chlorophyll-Daten mit den Modellwerten ist somit nicht sinnvoll.

Da die Zugrundelegung eines konstanten C/Chl-Verhältnisses beim Vergleich von Modell- und Meßdaten insbesondere im Frühjahr zu Unterschieden führt, soll für 1994 an Station 113 die Artenzusammensetzung näher betrachtet werden. Am 1. März lag der Anteil von Diatomeen an der gesamten Biomasse noch unter 50%, war am 26. März und 1. April aber auf über 80% angestiegen. Am 12. und 15. April machten Diatomeen noch über 50% der Biomasse aus und der Anteil von Dinoflagellaten stieg auf etwa 26%. Am 6. Mai bestanden

43% der Biomasse aus Dinoflagellaten und 35% aus Diatomeen. Am 26. Mai machten diese nur noch 4% aus.

Für die Phase der Dominanz von Diatomeen (Ende März bis Anfang Mai) wurde in Abbildung 11 ein C/Chl-Verhältnis von 25 zugrunde gelegt. Die simulierten Chlorophyll-Gehalte im Frühjahr stimmen nach dieser Umrechnung sehr gut mit den beobachteten Konzentrationen überein.

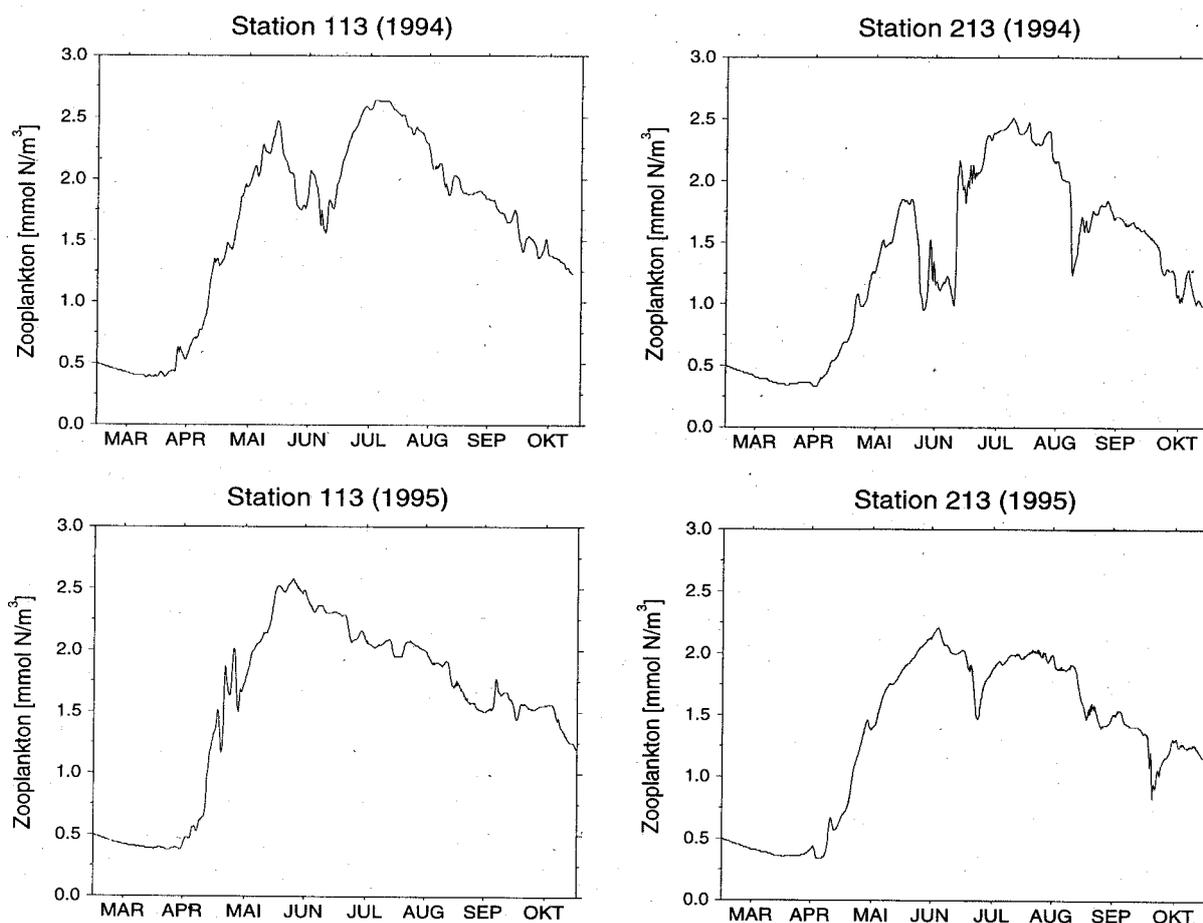


Abbildung 12: Simulierter Zooplanktonverlauf, gemittelt über die oberen 10 m der Wassersäule, an den Stationen 113 und 213 für 1994 (oben) und 1995 (unten)

Die simulierte Zooplankton-Dynamik (Abbildung 12) zeigt das erwartete saisonale Verhalten mit höchsten Biomassen im Sommer. BODUNGEN ET AL. (1996) geben für August 1995 in der Arkona und Bornholm See mittlere Zooplankton-Biomassen von 700 mg/m^3 (Feuchtwicht) an. Unter Verwendung des Umrechnungsfaktors⁵ 0.02 ($1 \text{ mg/m}^3 = 0.02 \text{ mg N/m}^3$) und der molaren Masse von Stickstoff ergibt sich eine mittlere Konzentration von 1 mmol N/m^3 . Die berechneten Zooplankton-Konzentrationen für August liegen zwischen 1.7 und 2.0 mmol N/m^3 und werden vom Modell leicht überschätzt. Für die Monate Januar, Februar und April werden von BODUNGEN ET AL. (1996) in der Arkona und Bornholm See mittlere

⁵Da die Faktoren zur Berechnung des Stickstoffanteils mariner Copepoden zwischen 0.005 und 0.044 schwanken (PARSONS ET AL. 1984, S.50), wurde hier ein mittlerer Wert von 0.02 verwendet.

Werte von 100 mg/m^3 (Feuchtgewicht) angegeben, die nach obiger Umrechnung etwa 0.14 mmol N/m^3 entsprechen. Die Zooplanktonanfangswerte sind also mit 0.5 mmol N/m^3 etwas zu hoch gewählt und erklären die leichte Überschätzung der beobachteten Werte. Die simulierten Zooplankton-Konzentrationen sind somit auch im Frühjahr etwas zu hoch und könnten einen zu starken Fraßdruck auf das Phytoplankton ausüben. Die Konsequenzen einer Verringerung dieser Anfangswerte werden im Abschnitt 4.2.2 diskutiert.

4.2.2 Diskussion der vorgeschlagenen Parameteränderungen

Im vorigen Abschnitt ergaben sich folgende Vorschläge zur Änderung der Halbsättigungskonstante α und der Anfangskonzentration von Zooplankton Z_{Ini} :

- Da die sommerlichen Nährstoff-Konzentrationen in der Deckschicht mit ca. 1 mmol N/m^3 deutlich größer sind, als die gemessenen Werte von 0.5 mmol N/m^3 , scheint eine Verringerung der verwendeten Halbsättigungskonstante α sinnvoll zu sein. Sie führt zu einer schnelleren Reaktion der Michaelis-Menten-Kinetik bei geringen Nährstoffkonzentrationen.
- Die simulierten Zooplankton-Biomassen liegen im August mit 1.7 bis 2.0 mmol N/m^3 über den beobachteten Werten von 1 mmol N/m^3 . Ferner sind die gemessenen Biomassen für Januar, Februar und März mit 0.15 mmol N/m^3 kleiner als der Zooplankton-Anfangswert mit 0.5 mmol N/m^3 , so daß dieser zu verringern ist.

Die Auswirkungen der Änderungen auf den Verlauf der chemisch-biologischen Dynamik wurden mit Hilfe des 1D-Modells (siehe Abschnitt 2.4) untersucht. In Abbildung 13 ist der Verlauf von Nährstoff, Chlorophyll und Zooplankton-Biomasse, gemittelt über die oberen 10 m der Wassersäule, mit originalem Parametersatz, einer Verringerung der Halbsättigungskonstante α auf 0.025 und des Anfangswertes Z_{Ini} auf 0.01 , dargestellt.

Die Modifikation von α bewirkt eine Verringerung der sommerlichen Nährstoffkonzentrationen auf 0.5 mmol N/m^3 , was in guter Übereinstimmung zu den gemessenen Werten steht. Außerdem erhöhen sich die maximalen Chlorophyll-Konzentrationen während der Frühjahrsblüte um etwa 0.5 mg/m^3 und die maximalen Zooplankton-Biomassen im Sommer um etwa 0.2 mmol N/m^3 .

Nach Anpassung der Zooplankton-Anfangskonzentrationen verringert sich die maximale Zooplankton-Biomasse im Sommer auf 1.1 mmol N/m^3 und entspricht damit den beobachteten Werten.

Somit kann festgestellt werden, daß die Parametermodifikationen eine Verbesserung der Übereinstimmung zwischen Modellergebnissen und Beobachtungen ergeben, ohne zu unerwünschten Änderungen im Verlauf der Zustandsvariablen zu führen.

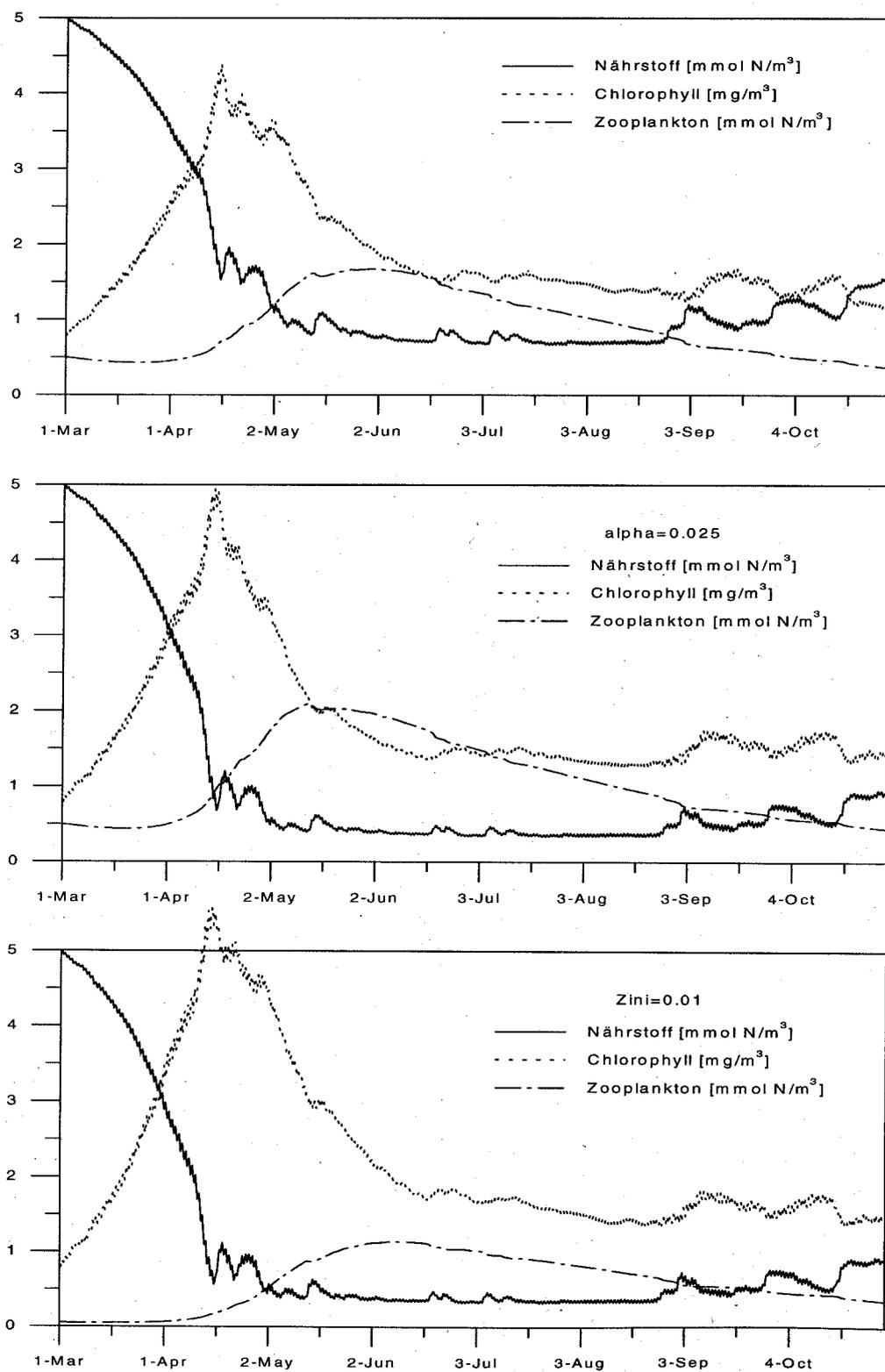


Abbildung 13: Simulierter Verlauf von Nährstoff, Chlorophyll und Zooplankton-Biomasse; oben) mit originalem Parametersatz; mitte) mit $\alpha = 0.025$; unten) mit $Z_{ini} = 0.01$ sowie $\alpha = 0.025$

4.2.3 Algaline-Daten

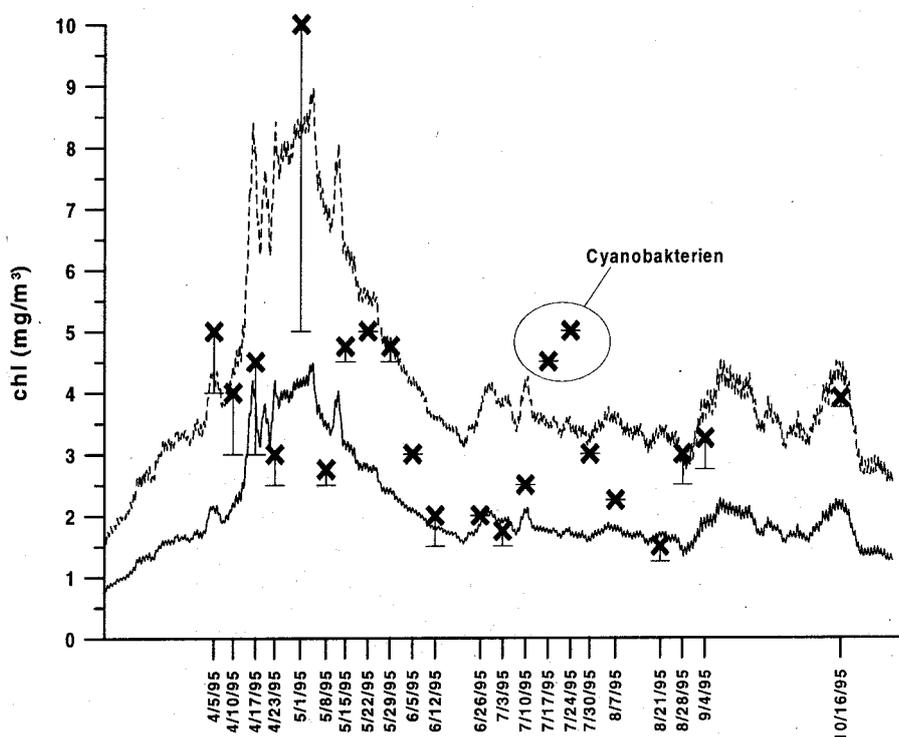


Abbildung 14: Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Arkona See (Kreuze) für 1995, abgelesen aus *Algaline*-Schnitten sowie simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 113, umgerechnet unter Verwendung von $C/Chl=50$ (durchgezogene Linie) und $C/Chl=25$ (gestrichelte Linie)

Für das Jahr 1995 konnte in Abschnitt 4.2.1 noch keine befriedigende Bestätigung des simulierten Phytoplanktonverlaufes gegeben werden, für das Jahr 1996 wurde noch kein Datenvergleich angestellt. Deshalb wird hier ein weiterer Vergleich mit einem anderen Chlorophyll-Datensatz vorgenommen.

Am Finnischen Institut für Meeresforschung werden im Rahmen des Monitoring Projektes *Algaline* wöchentlich Phytoplankton-Messungen auf einem Transsekt durch die Ostsee durchgeführt und über das Internet allgemein verfügbar gemacht (LEPPÄNEN ET AL. 1994). Neben der räumlich hochaufgelösten Messung von Chlorophyll, Temperatur und Salzgehalt wird anhand von Einzelproben die Artenzusammensetzung des Phytoplanktons und die Nährstoffkonzentration untersucht. Für die Jahre 1995 und 1996 wurde aus jedem dieser Chlorophyll-Schnitte die Konzentration in Arkona und Bornholm See sowie ihre Schwankungsbreite abgelesen und in den Abbildungen 14 bis 17 dargestellt.

Die im Rahmen von *Algaline* bestimmte Phytoplanktonzusammensetzung weist in Arkona und Bornholm See folgende Sukzession auf: Die Frühjahrsblüte wurde 1995 und 1996 von Diatomeen, ab Mai von Dinoflagellaten dominiert. Mitte bis Ende Juli 1995 und Mitte August 1996 wurden Blüten stickstofffixierender Cyanobakterien festgestellt. Ab Oktober 1995

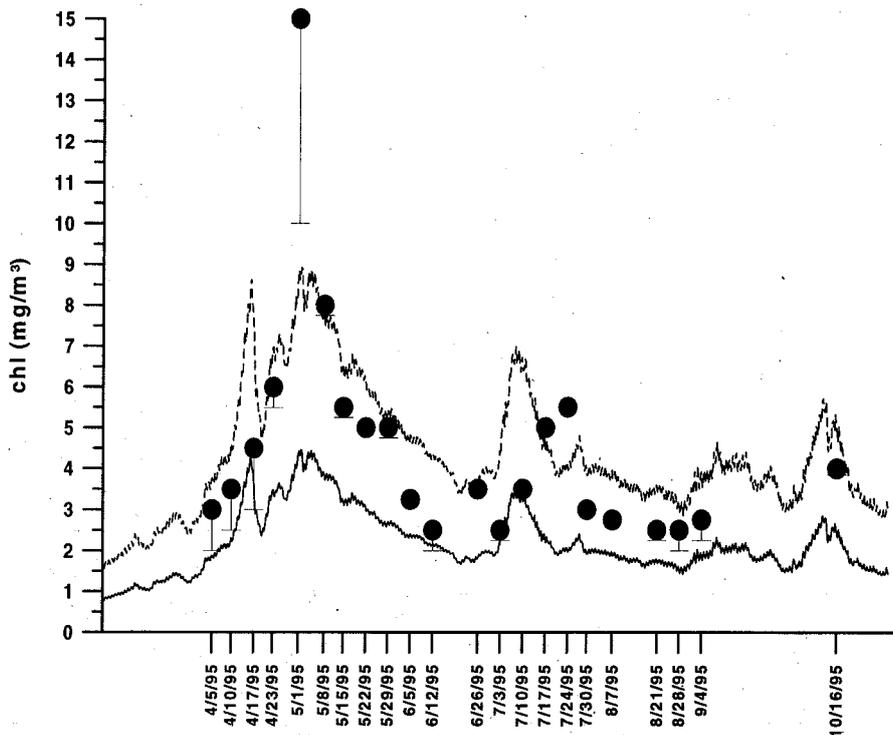


Abbildung 15: Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Bornholm See (gefüllte Kreise) für 1995, abgelesen aus *Algaline*-Schnitten, sowie simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 213, umgerechnet unter Verwendung von $C/Chl=50$ (durchgezogene Linie) und $C/Chl=25$ (gestrichelte Linie)

bzw. ab Mitte September 1996 wurde die Dominanz von Dinoflagellaten und Cyanobakterien durch zunehmendes Wachstum von Diatomeen beendet. Somit müßte bei Verwendung des mittleren C/Chl -Verhältnisses von 50 die Konzentration während der Frühjahrsblüte und ab Oktober 1995 und ab September 1996 unterschätzt werden. Das Modellphytoplankton wurde deshalb in den Abbildungen 14 bis 17 unter Verwendung des im Frühjahr typischen C/Chl -Verhältnisses von 25 und des mittleren Wertes von 50 dargestellt.

Im Jahr 1995 ergibt sich ein übereinstimmender zeitlicher Chlorophyll-Verlauf (Abbildung 14 und 15). Beobachtete wie modellierte Maxima treten zeitgleich Anfang Mai auf. Legt man im Frühjahr das für Diatomeen typische C/Chl -Verhältnis von 25 zugrunde (gestrichelte Linie), stimmen die absoluten Werte ebenfalls gut überein, lediglich das am 1.5.95 in der Bornholm See gemessene Maximum von 15 mg Chl/m^3 wird unterschätzt. Im Sommer streuen die gemessenen Konzentrationen zwischen beiden Kurven der simulierten Chlorophyll-Konzentration. Nur zwei Messungen im Juli (am 17. und 24.7.95) an Station 113 weichen deutlich ab. In diesem Zeitraum wurden erhöhte Konzentrationen von stickstofffixierenden Arten in der südwestlichen Ostsee beobachtet. Im Modell ist der Prozeß der Stickstofffixierung nicht enthalten, was eine Unterschätzung der Meßdaten während der Cyanobakterienblüten im Sommer erklärt. Im Herbst muß wegen der erneuten Dominanz von Diatomeen die gestrichelte Chlorophyll-Kurve zum Vergleich verwendet werden, die nur geringfügig von den Messungen abweicht.

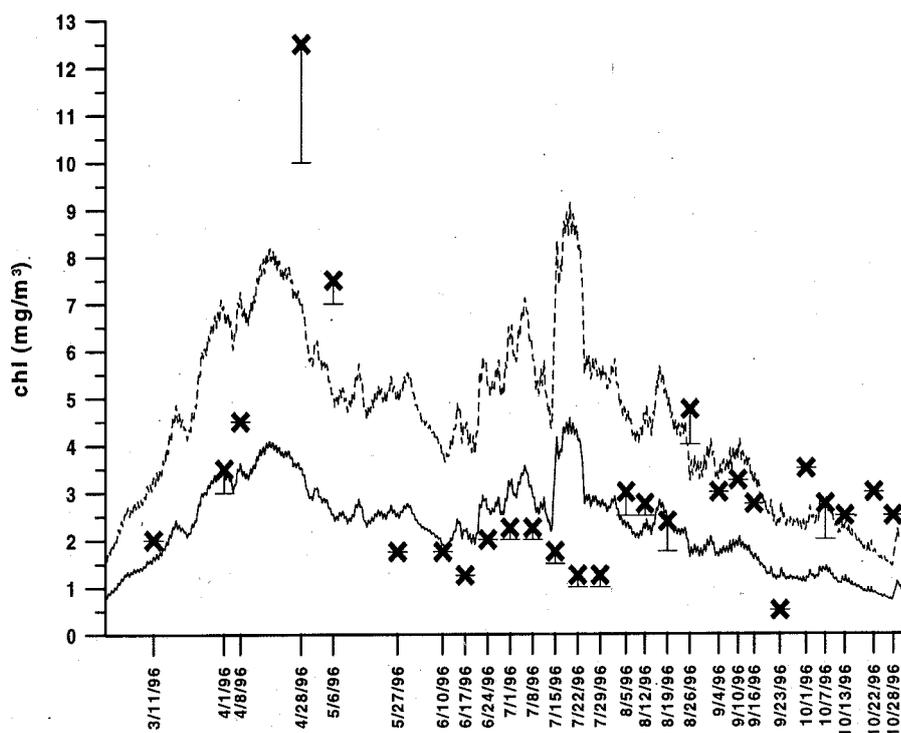


Abbildung 16: Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Arkona See (Kreuze) für 1996, abgelesen aus *Algaline*-Schnitten sowie simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 113, umgerechnet unter Verwendung von $C/Chl=50$ (durchgezogene Linie) und $C/Chl=25$ (gestrichelte Linie)

Im Jahr 1996 weist das Auftreten der gemessenen gegenüber den berechneten Chlorophyll-Maxima eine Verzögerung von ca. einer Woche auf, ansonsten wird der zeitliche Verlauf gut simuliert (Abbildung 16 und 17). Die absoluten Werte werden mit Ausnahme des Chlorophyll-Maximums von 13 mg Chl/m^3 in der Arkona See gut widerspiegelt.

Insgesamt kann eine gute Übereinstimmung zwischen Modellsimulationen und Beobachtungen festgestellt werden. Sowohl die Größenordnungen der Zustandsvariablen als auch ihr zeitliches Verhalten stimmt mit den vorliegenden Messungen überein. Werden für die Umrechnung der simulierten Phytoplanktonkonzentrationen in Chlorophyll typische, durch die Artenzusammensetzung motivierte C/Chl -Verhältnisse zugrunde gelegt, ergeben sich nur geringfügige Abweichungen.

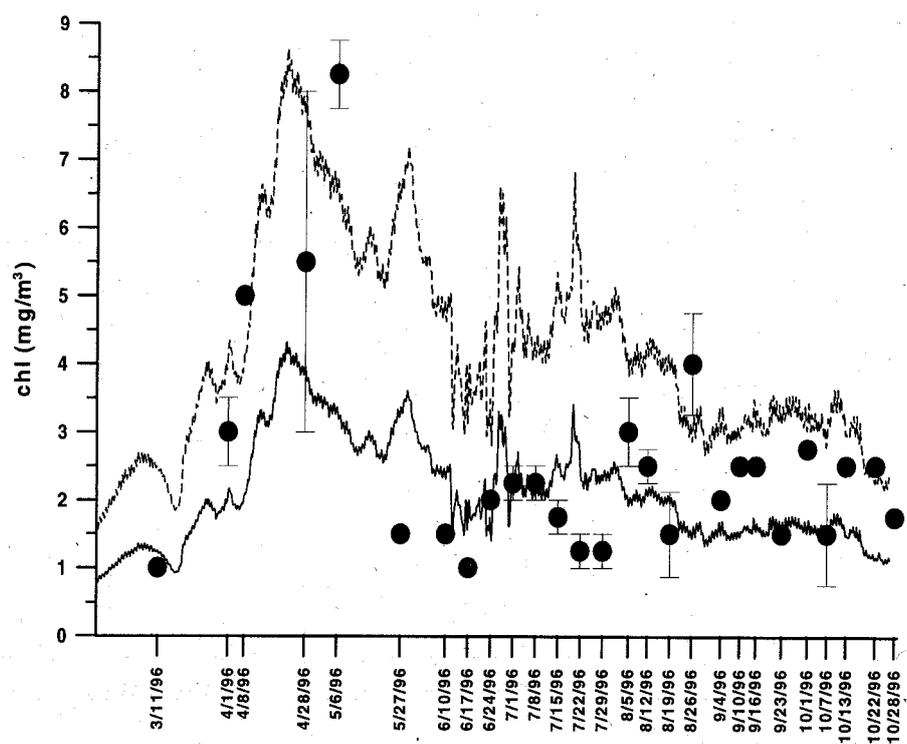


Abbildung 17: Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Bornholm See (gefüllte Kreise) für 1996, abgelesen aus *Algaline*-Schnitten sowie simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 213, umgerechnet unter Verwendung von $C/Chl=50$ (durchgezogene Linie) und $C/Chl=25$ (gestrichelte Linie)

4.3 Die saisonale Variation der Stoffflüsse

Die Funktionsweise des pelagischen Systems wird durch die absolute Angabe der Zustandsvariablen nicht vollständig charakterisiert. Sie hängt insbesondere vom Verhältnis der Stoffflüsse zwischen den pelagischen Komponenten ab. Es wurde vorgeschlagen die Verhältnisse von "neuer" und "regenerierter" Produktion, von Primärproduktion und Sedimentation und von Primär- und Sekundärproduktion als makroskopische Systemeigenschaften zu verstehen, die eine Klassifikation pelagischer Systeme sowie den Vergleich von Systemen verschiedener Regionen und Jahreszeiten in einem systematischen Zusammenhang ermöglichen (SMETACEK ET AL. 1984).

In diesem Abschnitt sollen die Verhältnisse der simulierten Stoffflüsse im Vergleich zu entsprechenden Werten aus der Literatur angegeben und diskutiert werden.

In temperierten Regionen weist das Verhältnis von "neuer" und "regenerierter" Produktion einen deutlichen saisonalen Verlauf auf. Neue Produktion P_{neu} ist der Anteil der Primärproduktion, der allochthone Nährstoffe verbraucht (DUGDALE & GOERING 1967). Der übrige Anteil der Produktion ist regenerierte Produktion $P_{reg.}$ und basiert auf Nährstoffen, die in der euphotischen Zone durch das Nahrungsnetz recycelt wurden (EPPLEY & PETERSON 1979). Maß für ihr Verhältnis ist das sogenannte f-Verhältnis ($f = P_{neu}/(P_{neu} + P_{reg.})$).

Das pelagische System der Ostsee wird im Frühjahr durch neue Produktion dominiert und weist hohe f-Verhältnisse auf. Durch die winterliche Konvektion sind ausreichend neue Nährstoffe im Oberflächenwasser vorhanden und die Zooplanktonbiomassen sind niedrig, so daß die Remineralisierung von Nährstoffen gering ist. Im Sommer dominiert dagegen die regenerierte Produktion, denn durch Diffusion über die Thermokline können kaum Nährstoffe ins System gelangen. Die starke Schichtung verhindert auch die Diffusion von gelösten organischen und remineralisierten Verbindungen aus der Deckschicht, so daß regenerierte Nährstoffe für die Primärproduktion zur Verfügung stehen. Im Herbst wird mit zunehmender Konvektion die Phase der stabilen Schichtung beendet und die neue Produktion nimmt wieder an Bedeutung zu.

Es wurden Simulationen mit dem 1D-Modell (siehe Abschnitt 2.4) durchgeführt und die täglichen Mittelwerte der Stoffflüsse zwischen den Modellkomponenten berechnet. Diese täglichen Flüsse wurden zur Bestimmung von mittleren Stoffflüssen für die Jahreszeiten Frühjahr (März, April und Mai), Sommer (Juni, Juli und August) und Herbst (September und Oktober) zugrunde gelegt.

Im Frühjahr sind die entscheidenden Flüsse: Transport neuer Nährstoffe in die euphotische Zone, Primärproduktion, Mortalität und Aussinken von Phytoplankton und Detritus (Abbildung 18). Im System dominiert die neue Produktion. Das f-Verhältnis liegt bei 0.47 und ist etwas kleiner als die in der Literatur für die westliche Ostsee angegebenen Werte von >0.6 (BODUNGEN & ZEITZSCHEL 1996) und >0.75 (SMETACEK ET AL. 1984). Die Sekundärproduktion liegt bei 9% der Primärproduktion. Die Zooplanktonbiomasse ist noch klein. Die

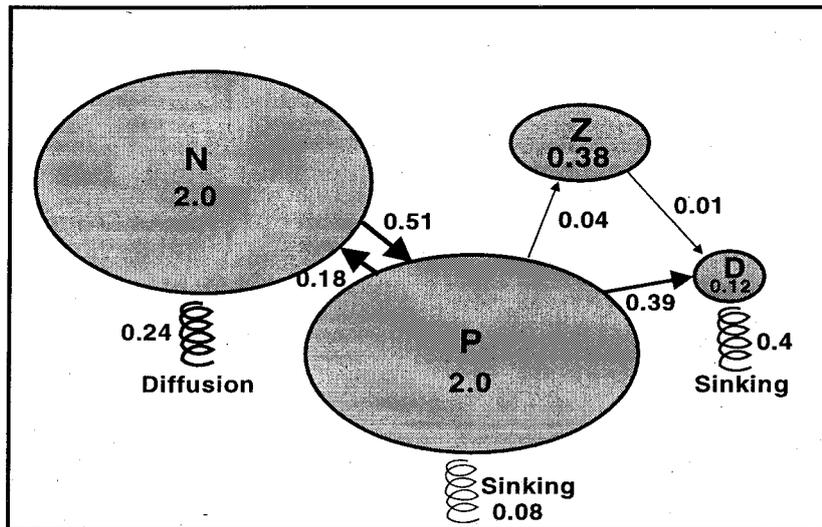


Abbildung 18: Mittlere Flüsse zwischen den Modellkomponenten und mittlere Konzentrationen im Frühjahr in den oberen 10 m der Wassersäule; Pfeile $\hat{=}$ Fluß in $\text{mmol N/m}^3/\text{Tag}$, Konzentrationen in mmol N/m^3

Bilanzgleichungen der Stickstoffflüsse lauten:

$$\Delta N = \underbrace{0.24}_{\text{Diffusion}} - \underbrace{0.51}_{\text{PP}} + \underbrace{0.18}_{\text{LPN}} = 0.01 \quad (37)$$

$$\Delta P = \underbrace{0.51}_{\text{PP}} - \underbrace{0.18}_{\text{LPN}} - \underbrace{0.39}_{\text{LPD}} - \underbrace{0.04}_{\text{Fraß}} - \underbrace{0.08}_{\text{Sinking}} = -0.18 \quad (38)$$

$$\Delta Z = \underbrace{0.04}_{\text{Fraß}} - \underbrace{0.01}_{\text{LZD}} = 0.03 \quad (39)$$

$$\Delta D = \underbrace{0.39}_{\text{LPD}} + \underbrace{0.01}_{\text{LZD}} - \underbrace{0.4}_{\text{Sinking}} = 0 \quad (40)$$

Die Gesamtstickstoffbilanz ist negativ, d.h. dem pelagischen System geht Material durch Aussinken verloren. Es sinken ca. 90% des durch Primärproduktion aufgebauten organischen Materials in Form von Phytoplankton und Detritus aus. Die Stickstoffbilanz des Zooplanktons ist positiv und spiegelt den Aufbau von Biomasse wider.

Im Sommer sind die wichtigsten Flüsse die Primärproduktion und die Remineralisierung von Nährstoffen (Abbildung 19). Die allochthone Nährstoffzufuhr über die Thermokline ist gering, d.h. die Primärproduktion basiert hauptsächlich auf regenerierten Nährstoffen. Das f-Verhältnis hat einen Wert von 0.21, der gut mit den Literaturwerten übereinstimmt. BODUNGEN & ZEITZSCHEL (1996) geben als typischen Wert im sommerlichen System <0.3 an, von SMETACEK ET AL. (1984) wird <0.25 angegeben. Die simulierte Sekundärproduktion im Sommer beträgt 12.5% der Primärproduktion. Das sommerliche System befindet sich in einem quasi-stationären Zustand, d.h. die Zustandsvariablen sind konstant bzw. ihre Quellen und Senken kompensieren sich. Die Bilanzen der einzelnen Zustandsvariablen verschwinden somit:

$$\Delta N = \underbrace{0.05}_{\text{Diffusion}} - \underbrace{0.24}_{\text{PP}} + \underbrace{0.18}_{\text{LPN}} + \underbrace{0.01}_{\text{LZN}} = 0 \quad (41)$$

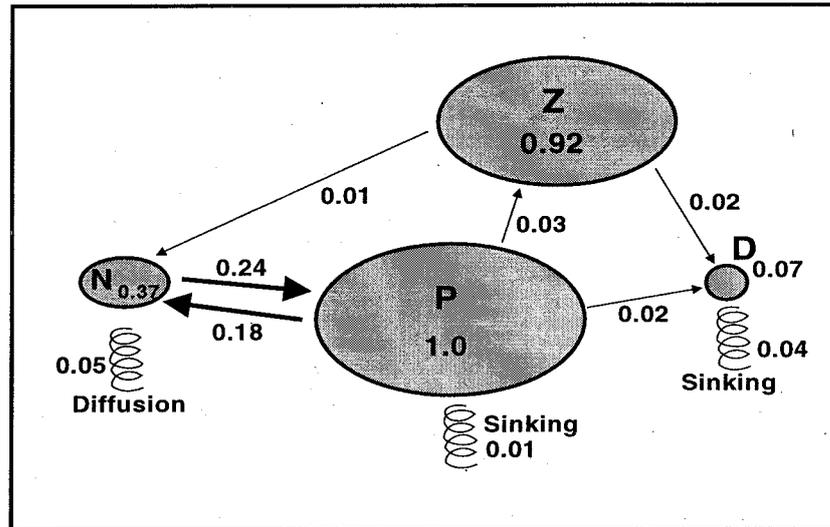


Abbildung 19: Mittlere Flüsse zwischen den Modellkomponenten und mittlere Konzentrationen im Sommer in den oberen 10 m der Wassersäule; Pfeile $\hat{=}$ Fluß in $\text{mmol N/m}^3/\text{Tag}$, Konzentrationen in mmol N/m^3

$$\Delta P = \underbrace{0.24}_{PP} - \underbrace{0.18}_{LPN} - \underbrace{0.02}_{LPD} - \underbrace{0.03}_{\text{Fraß}} - \underbrace{0.01}_{\text{Sinking}} = 0 \quad (42)$$

$$\Delta Z = \underbrace{0.03}_{\text{Fraß}} - \underbrace{0.02}_{LZD} - \underbrace{0.01}_{LZN} = 0 \quad (43)$$

$$\Delta D = \underbrace{0.02}_{LPD} + \underbrace{0.02}_{LZD} - \underbrace{0.04}_{\text{Sinking}} = 0 \quad (44)$$

Die Gesamtbilanz des Systems ist ebenfalls gleich Null, d.h. Exporte und Importe über die Systemgrenzen gleichen sich aus.

Im Herbst, wenn durch beginnende Konvektion und den Aufbruch der Thermokline neue Nährstoffe in die euphotische Zone gelangen, weist das pelagische System (Abbildung 20) Ähnlichkeit zur Frühjahrsphase auf. Durch die Verfügbarkeit der allochthonen Nährstoffe gewinnt die neue Produktion an Bedeutung. Das f -Verhältnis liegt bei 0.47 und ist damit etwas kleiner als die in der Literatur angegebenen Werte von >0.75 (SMETACEK ET AL. 1984) und >0.6 (BODUNGEN & ZEITZSCHEL 1996). Die verstärkte Primärproduktion führt zu erhöhter Sedimentation (ca. 70% der Primärproduktion) und einer negativen Gesamtbilanz. 10% der Primärproduktion werden vom Zooplankton konsumiert.

Die Bilanzgleichungen lauten:

$$\Delta N = \underbrace{0.14}_{\text{Diffusion}} - \underbrace{0.3}_{PP} + \underbrace{0.16}_{LPN} = 0 \quad (45)$$

$$\Delta P = \underbrace{0.3}_{PP} - \underbrace{0.16}_{LPN} - \underbrace{0.2}_{LPD} - \underbrace{0.01}_{\text{Fraß}} - \underbrace{0.01}_{\text{Sinking}} = -0.08 \quad (46)$$

$$\Delta Z = \underbrace{0.01}_{\text{Fraß}} - \underbrace{0.01}_{LZD} = 0 \quad (47)$$

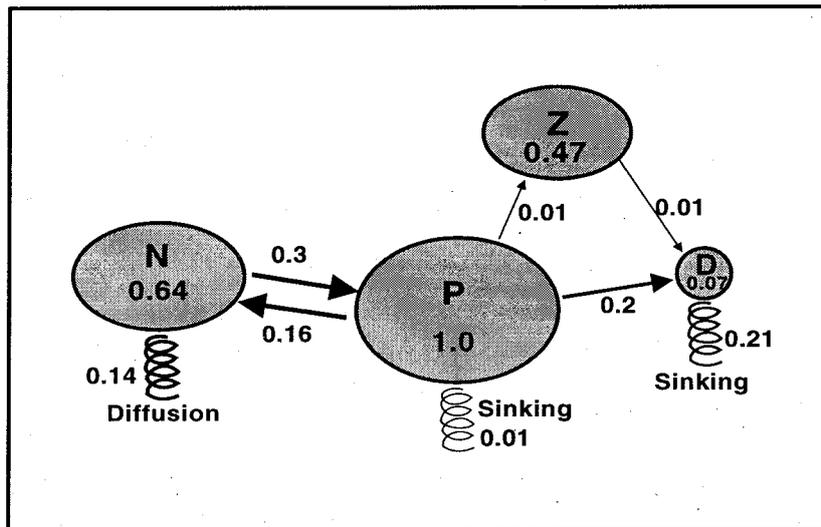


Abbildung 20: Mittlere Flüsse zwischen den Modellkomponenten und mittlere Konzentrationen im Herbst in den oberen 10m der Wassersäule; Pfeile $\hat{=}$ Fluß in $\text{mmol N/m}^3/\text{Tag}$, Konzentrationen in mmol N/m^3

$$\Delta D = \underbrace{0.2}_{L_{PD}} + \underbrace{0.01}_{L_{ZD}} - \underbrace{0.21}_{\text{Sinking}} = 0 \quad (48)$$

Das Verhältnis von Primär- und Sekundärproduktion im Modell liegt in allen Jahreszeiten etwa bei 10%. Dies entspricht der ökologischen Effizienz zwischen trophischen Stufen, wobei i.A. angenommen wird, daß 10-20% der Produktion einer trophischen Stufe in der jeweils folgenden trophischen Verbindung konsumiert werden (VALIELA 1995). Untersuchungen in einem schottischen Ästuar (BAIRD & MILNE 1981) ergaben, daß 11% der Primärproduktion für die Sekundärproduktion genutzt wurden, KELLER & RIEBESELL (1989) berichten Werte zwischen 11 und 34%.

Eine zusammenfassende Gegenüberstellung der simulierten und beobachteten Werte für Primärproduktion, f-Verhältnis und Verhältnis von Sedimentation und Primärproduktion ist in Tabelle 9 gegeben.

Das im Modell vorliegende Verhältnis von Sedimentation und Primärproduktion stimmt gut mit den beobachteten Werten überein. Die beobachteten jahreszeitlichen Unterschiede im f-Verhältnis werden vom Modell gut wiedergespiegelt, die simulierten Werte für Frühjahr und Sommer sind jedoch etwas kleiner.

Die beobachtete Zunahme der Primärproduktion vom Frühling zum Sommer findet man in der simulierten Rate nicht. Das Modell ist somit zwar in der Lage den zeitlichen Verlauf des f-Verhältnisses zu beschreiben, spiegelt aber nicht die hohe Umsatzgeschwindigkeit im sommerlichen System wider. BODUNGEN (1986) gibt im Sommer in der Kieler Bucht (westliche Ostsee) für die mittlere tägliche Nährstoffaufnahme in den oberen 10 m der Wassersäule eine Rate von $130 \text{ mg N/m}^2/\text{d}$ (entspr. $13 \text{ mg N/m}^3/\text{d}$) an. Die mittlere Nährstoffaufnahme im Modell ist mit $0.24 \text{ mmol N/m}^3/\text{d} = 3.4 \text{ mg N/m}^3/\text{d}$ deutlich kleiner.

| Jahreszeit | Literatur [PP in mg C/m ² /d] | | | Modell [PP in mmol N/m ³ /d] | | |
|--------------------------|--|---|---|---|--------|--------|
| | Frühl. | Sommer | Herbst | Frühl. | Sommer | Herbst |
| mittlere PP | 0.4 [†] | 0.8 [†] | 0.6 [†] | 0.51 | 0.24 | 0.3 |
| f-Verhältnis | >0.75 [†] >0.6 [‡] | <0.25 [†] <0.3 [‡] | >0.75 [†] >0.6 [‡] | 0.47 | 0.21 | 0.47 |
| Sedimentation (% der PP) | >50 [†] | <25 [†] | >75 [†] | 92 | 21 | 73 |

Tabelle 9: Makroskopische Eigenschaften des pelagischen Systems in verschiedenen Jahreszeiten; Literaturwerte für die westliche Ostsee [†] SMETACEK ET AL. (1984) und [‡] BODUNGEN & ZEITZSCHEL (1996) im Vergleich mit Modellwerten;

Mögliche Ursachen für den kleinen Nährstoffumsatz im simulierten sommerlichen System sind einerseits das Fehlen von atmosphärischen Nährstoffeinträgen und der Stickstofffixierung. Andererseits werden die hohen Umsatzgeschwindigkeiten im realen System einer qualitativ veränderten Struktur der trophischen Vernetzung zugeschrieben (LEGENDRE & RAS-SOULZADEGAN 1995).

Im "neuen" System im Frühjahr ist die herbivore Nahrungskette ausgeprägt, die durch einen linearen Fluß von biogenem Material von zumeist großen autotrophen zu großen heterotrophen Organismen gekennzeichnet ist. Im Sommersystem findet ein effektives Recycling von Nährstoffen statt. Biogenes Material wird über das mikrobielle Nahrungsnetz bestehend aus heterotrophen Bakterien und kleinen heterotrophen und autotrophen Planktern mit hohen Geschwindigkeiten umgesetzt.

Da das Modell zur Beschreibung der neuen Produktion konzipiert ist, entspricht es im Aufbau der herbivoren Nahrungskette. Die trophischen Glieder des mikrobiellen Nahrungsnetzes werden nicht explizit aufgelöst. Sie werden durch Stickstoffflüsse von Phyto- und Zooplankton in den Nährstoffpool vereinfachend als Fluß der Stoffwechselverluste zusammengefaßt.

4.4 Zwischenjährliche und regionale Variabilitäten

Die saisonale Nährstoff- und Phytoplanktodynamik ist durch zwischenjährliche und regionale Variabilitäten gekennzeichnet. Insbesondere das Einsetzen der Frühjahrsblüte weist zeitliche Unterschiede auf, die aus der Anpassung des pelagischen Systems an die unterschiedliche physikalische Umgebung resultieren.

Die notwendigen Bedingungen für den Beginn der Frühjahrsblüte werden in dem grundlegenden Kriterium von SVERDRUP (1953) zusammengefaßt. Der Grundgedanke des SVERDRUP-Kriteriums könnte folgendermaßen formuliert werden:

Phytoplankter benötigen ein gewisses Maß an Nährstoffen und Licht, um zu wachsen. Nähr-

stoffe sind im Frühjahr nach der winterlichen Durchmischung ausreichend vorhanden. Also müßte das Lichtangebot Auslöser für den Beginn der Blüte sein. Die Lichtmenge, die ein Phytoplanktonpartikel empfängt, wird durch das Lichtprofil im Wasser und die Bahn des Partikels in der durchmischten Schicht bestimmt, d.h. durch das Integral des Lichtes über die durchmischte Schicht. Eine Verringerung der Mischungstiefe durch einsetzende thermische Schichtung erhöht den Wert dieses Integrals erheblich und kann zu günstigen Wachstumsbedingungen führen.

Der enge Zusammenhang zwischen Massenentwicklung des Phytoplanktons und Schichtung wird vom Modell deutlich widergespiegelt. Das Auftreten von zwischenjährlichen und regionalen Unterschieden im Beginn der Frühjahrsblüte wird in den folgenden Abschnitten im Zusammenhang mit der Durchmischungstiefe betrachtet.

4.4.1 Zwischenjährliche Unterschiede im Beginn der Frühjahrsblüte

In Abschnitt 4.2 wurden bereits Vergleiche des simulierten Chlorophyll-Verlaufes mit Meßdaten vorgenommen und eine gute Übereinstimmung im zeitlichen Verlauf festgestellt. Anhand der simulierten Phytoplanktondynamik an Station 113 (Arkona See) für die Jahre 1994, 1995 und 1996 (siehe Abbildung 21 und Anhang A, A.1-A.18) sollen zwischenjährliche Unterschiede im Beginn der Frühjahrsblüte beschrieben und erklärt werden. Unter dem Beginn der Frühjahrsblüte wird hier der Zeitpunkt verstanden, zu dem ein exponentielles Phytoplanktonwachstum einsetzt und sich die Chlorophyll-Konzentrationen deutlich erhöhen (über 2 mg Chl/m^3).

Zunächst soll die Chlorophyll-Zeitreihe aus dem Jahr 1994 betrachtet werden. Ende März, während einer viertägigen Phase mit flacher durchmischter Schicht von ca. 15 m Tiefe, beginnt ein langsames aber kontinuierliches Wachstum des Phytoplanktons. Am 3. April wird die temporär ausgebildete Schichtung durch ein Sturmereignis mit Windstärken von bis zu 12 m/s (vgl. Abbildung 22) aufgebrochen, sie etabliert sich ab 9. April aber endgültig in etwa 20 m Tiefe. Mit Herausbildung der thermischen Schichtung beginnt eine exponentielle Wachstumsphase des Phytoplanktons. Maximale Konzentrationen von 4.75 mg Chl/m^3 werden am 21. April erreicht. Ende April wird die Massenentwicklung des Phytoplanktons durch die Erschöpfung des limitierenden Nährstoffes gestoppt. Die Nährstoff-Konzentrationen liegen bei 1 mmol N/m^3 . Die Chlorophyll-Konzentrationen klingen durch das Absinken des Phytoplanktons auf sommerliche Werte von ca. 2 mg Chl/m^3 ab.

Im Jahr 1995 beginnt die Blüte an Station 113 am 14. April während einer Phase mit flacher durchmischter Schicht von ca. 15 m Tiefe. Innerhalb von 3 Tagen verdoppeln sich die Chlorophyll-Konzentrationen nahezu von 2.25 mg Chl/m^3 auf 4 mg Chl/m^3 . Am 17. April wird die noch schwach ausgeprägte Schichtung durch auffrischenden Wind bis zu 8 m/s (Abbildung 22) zerstört, die Chlorophyllgehalte werden über ein größeres Volumen verteilt und auf 3 mg Chl/m^3 verdünnt. Das Fortschreiten der Blüte wird dadurch kurz unterbrochen. Ab 21. April bildet sich die Thermokline erneut in einer Tiefe zwischen 20 und 30 m aus und die Blüte schreitet fort. Am 4. Mai werden maximale Konzentrationen von 4.5 mg Chl/m^3

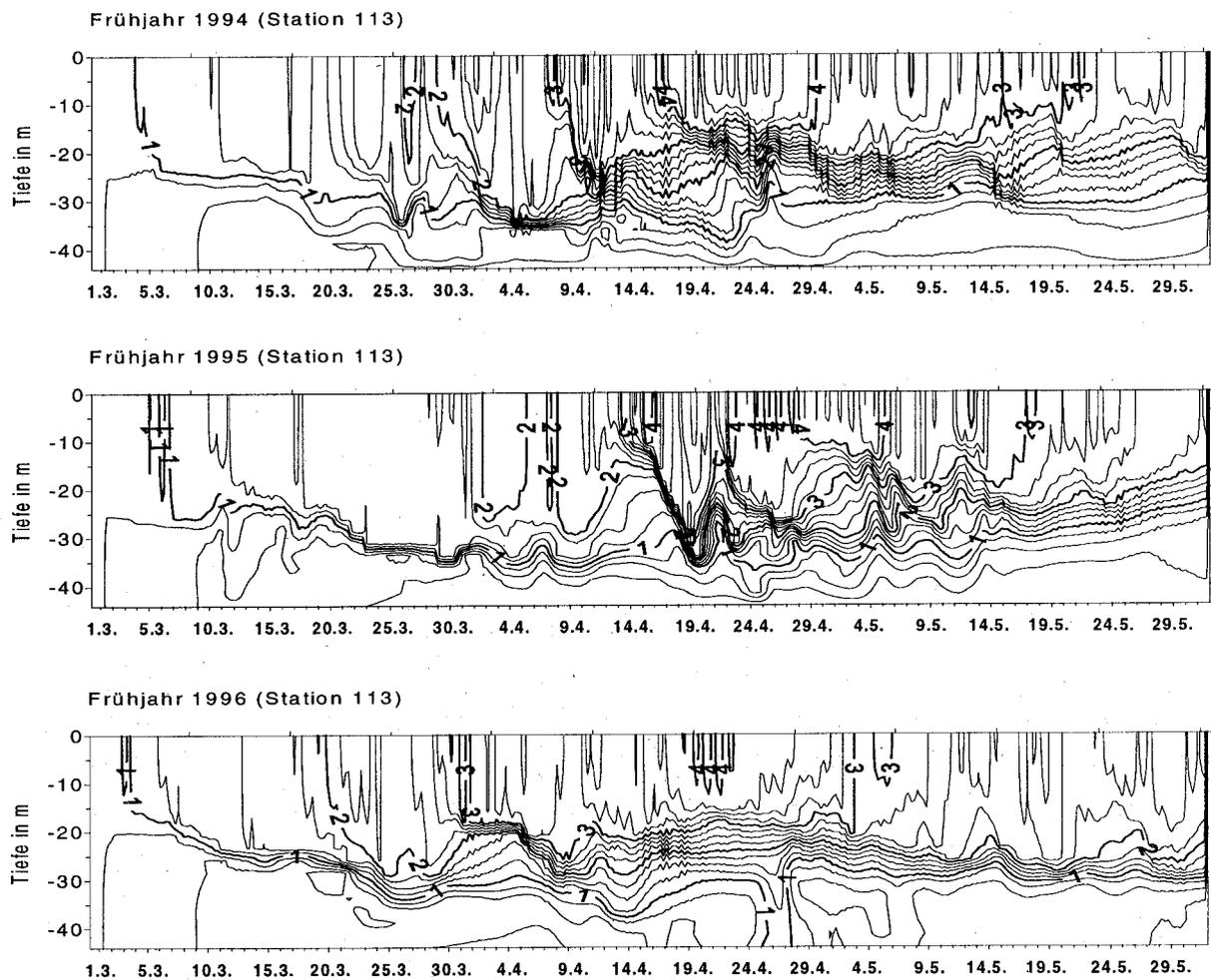


Abbildung 21: Zeitreihen des Chlorophyllgehaltes im Frühjahr 1994, 1995 und 1996 an Station 113

erreicht. Ab 9. Mai liegen die Nährstoff-Konzentrationen um 1 mmol N/m^3 und die Blüte klingt ab.

Im Jahr 1996 beginnt das Wachstum des Phytoplanktons bereits am 29. März bei einer Durchmischungstiefe von ca. 20 m. Abgesehen von einer kurzen Vertiefung auf 30 m am 9. April wird die Etablierung der thermischen Schichtung nicht gestört. Innerhalb der nächsten 3 Wochen wachsen die Chlorophyll-Konzentrationen stetig an, Phasen mit einer schnellen Konzentrationserhöhung, wie z.B. vom 14. bis 17. April 1995, treten dabei nicht auf. Am 20. April sind maximale Konzentrationen von 4 mg Chl/m^3 erreicht. Die Chlorophyll-Konzentrationen klingen daraufhin ab, bis am 17. Mai, durch eine windinduzierte Vertiefung der durchmischten Schicht, Nährstoffe aus dem Zwischenwasser in die euphotische Zone gemischt werden und erneut zu einem kurzzeitigen Anstieg der Chlorophyll-Konzentrationen auf ca. 3 mg Chl/m^3 führen.

Vergleicht man das zeitliche Auftreten der Blüte 1994, 1995 und 1996 so beginnt die Massenentwicklung 1994 und 1996 etwa zeitgleich Ende März/Anfang April und maximale Konzentrationen werden ebenfalls gleichzeitig am 20./21. April erreicht. Im Jahr 1995 beginnt die Blüte im Gegensatz dazu etwa 12 Tage später und erreicht maximale Konzentrationen mit 2 Wochen Verzögerung. Der entscheidende Auslöser für den Beginn der Blüten ist nach SVERDRUP (1953) die Tiefe der durchmischten Schicht, die bei einer Wassertiefe von 47 m und einer Tiefe der Haloklinen zwischen 30 und 40 m durch die meteorologischen Bedingungen bestimmt wird. Setzt man voraus, daß die Wassertemperatur über der Temperatur maximaler Dichte liegt (in der westlichen Ostsee zwischen 1 und 2°C), führt jede Erwärmung der Wasseroberfläche durch einfallende Solarstrahlung in Verbindung mit schwachen oder moderaten Winden zur Herausbildung einer schwachen thermischen Schichtung, die durch starke Windeinwirkung wieder zerstört werden kann.

Die oben genannten zeitlichen Unterschiede und Abweichungen im Verlauf der Blüten können mit Hilfe des meteorologischen Antriebs, insbesondere der vorherrschenden Windstärken und der resultierenden Schichtungsverhältnisse erklärt werden (vgl. Abbildung 22). Im Jahre 1995 herrschten bis zum 8. April stärkere Winde mit Geschwindigkeiten bis zu 12 m/s und verhinderten die Etablierung einer thermischen Schichtung und das Anwachsen des Phytoplanktons bis zu diesem Zeitpunkt. In den Jahren 1994 und 1996 herrschten Ende März/Anfang April moderate bis schwache Winde (≤ 8 m/s) vor und erlaubten die Herausbildung von teilweise temporären Thermoklinen verbunden mit einer Zunahme der Phytoplankton-Konzentrationen bereits Ende März.

Vom 16. bis 19. April 1995 behinderten stärkere Winde von 6-8 m/s erneut das Anwachsen der Phytoplanktongehalte durch eine Vertiefung der durchmischten Schicht und eine Verdünnung der Phytoplankton-Konzentrationen.

Nach der Frühjahrsblüte kann der zunächst hemmende Einfluß einer windinduzierten Vertiefung der durchmischten Schicht wachstumsfördernde Bedingungen schaffen. So werden am 17. Mai 1996 durch ein Windereignis Nährstoffe aus dem Zwischenwasser in die bereits nährstoffarme euphotische Zone gemischt.

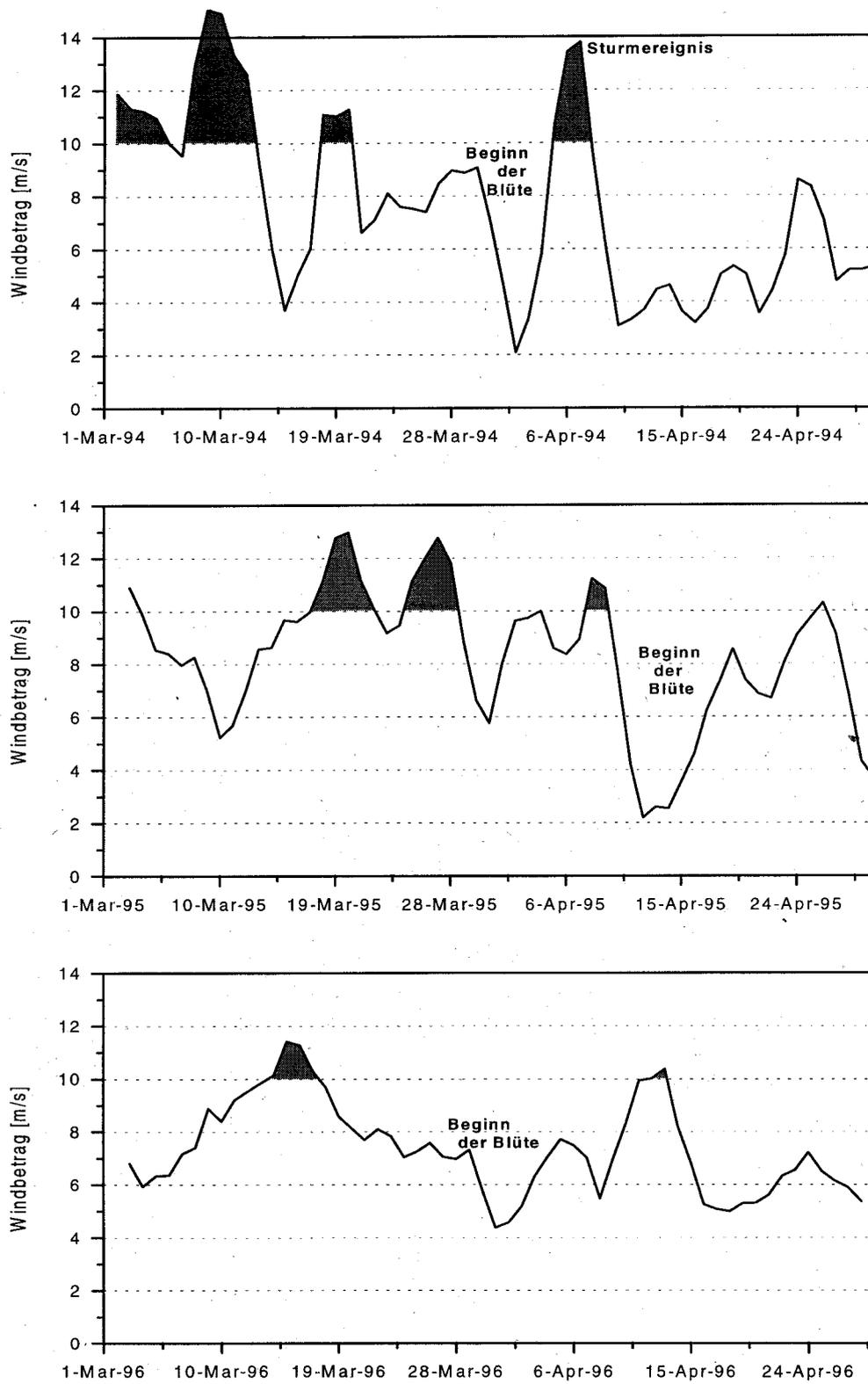


Abbildung 22: Verlauf der Windstärke im Frühjahr 1994, 1995 und 1996; Windbeträge über 10 m/s sind grau hervorgehoben

4.4.2 Regionale Unterschiede im Frühjahr 1994

Ein bekanntes Phänomen in der westlichen Ostsee ist die zeitliche Verzögerung der Frühjahrsblüte in östlicher und nördlicher Richtung (WASMUND ET AL. 1998, SCHULZ ET AL. 1992, KAISER & SCHULZ 1978, BANSE 1957). Nach KAISER & SCHULZ (1978) beginnt die Blüte Anfang bis Mitte März in der Mecklenburger Bucht, Ende März bis Anfang April in der Arkona See, Mitte April in der Bornholm See und Mitte Mai in der Gotland See. Langjährige Mittelwerte biologischer Parameter über den Zeitraum 1976-91 aus den Regionen Mecklenburger Bucht, Arkona, Bornholm und Gotland See weisen ebenfalls eine zeitliche Verschiebung der maximalen Werte in östlicher Richtung auf (SCHULZ ET AL. 1992). Die Wachstumsbedingungen des Phytoplanktons sind in diesen Regionen also zu verschiedenen Zeitpunkten gegeben. KAISER & SCHULZ (1978) geben als entscheidendes Kriterium für den Beginn der Blüte die Herausbildung der vertikalen Schichtung an, die in Richtung Osten mit einer zeitlichen Verzögerung auftritt.

In den Modellsimulationen treten ebenfalls zeitliche Unterschiede im Beginn der Frühjahrsblüte auf, die anhand einer Serie von horizontalen Phytoplanktonverteilungen des Jahres 1994 (Abbildung 23) verdeutlicht werden sollen.

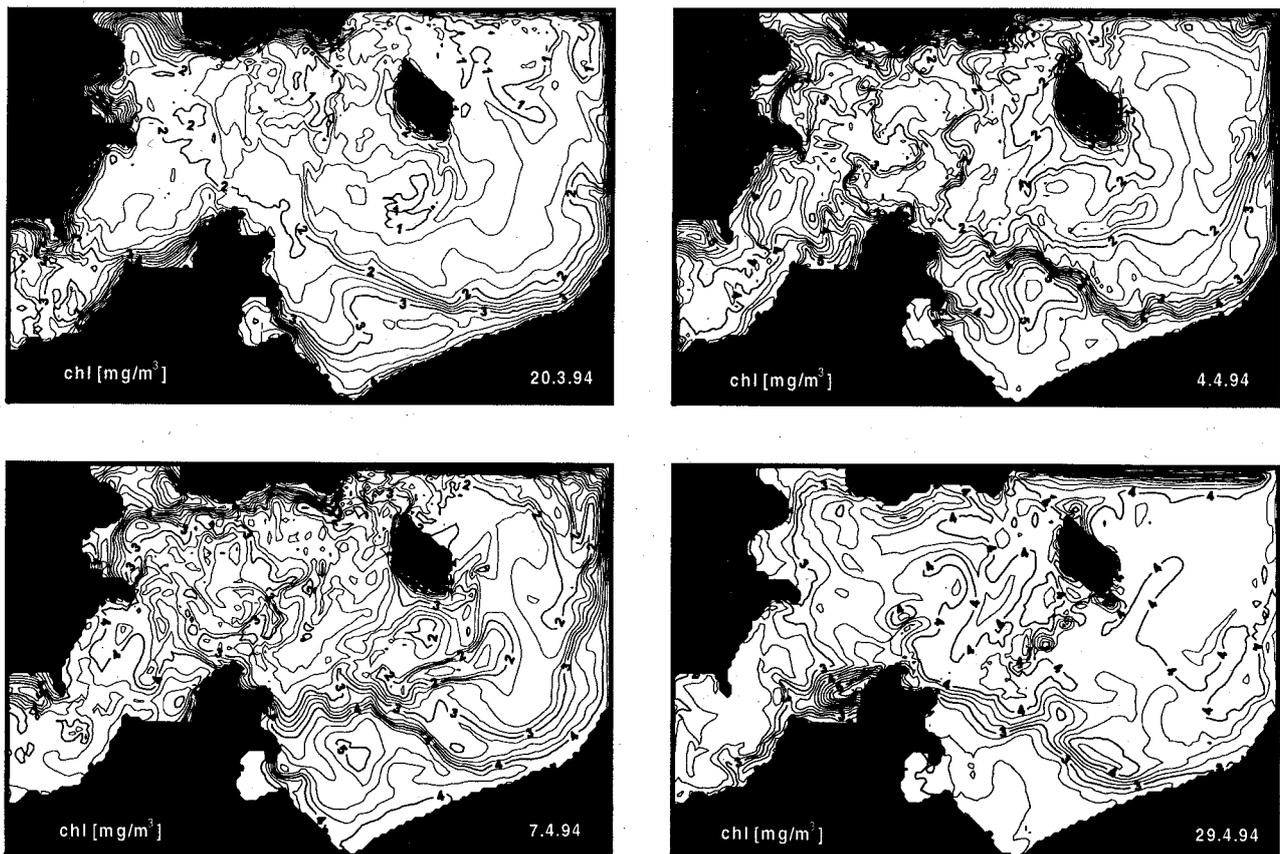


Abbildung 23: Horizontale Chlorophyll-Verteilungen im Frühjahr 1994

Hohe Chlorophyll-Konzentrationen treten zunächst in den flachen, küstennahen Gebieten, dem Greifswalder Bodden und der Pommerschen Bucht auf, wo die Durchmischungstiefe durch die Wassertiefe beschränkt ist (siehe Abbildung 23 am 20. März und 4. April). In der Mecklenburger Bucht setzt die Massenentwicklung Ende März/Anfang April ein. Anfang April nehmen die Chlorophyll-Gehalte auch im westlichen Teil der Arkona See zu, während der östliche Teil und die Bornholm See noch keine deutliche Zunahme aufweisen (Abbildung 23 am 4. April). Ab 7. April erhöhen sich die Chlorophyll-Konzentrationen auch dort. In der Mecklenburger Bucht, der westlichen Arkona See und der Pommerschen Bucht ist die Blüte jedoch schon weiter fortgeschritten. Ende April sind die Chlorophyll-Gehalte in der Mecklenburger und Pommerschen Bucht auf sommerliche Werte von 2 mg Chl/m^3 gesunken, im östlichen Teil der Arkona See und der Bornholm See liegen dagegen noch Konzentrationen über 4 mg Chl/m^3 vor.

Ein Vergleich des simulierten Verlaufes an den Stationen 46 (Mecklenburger Bucht), 113 (Arkona See) und 213 (Bornholm See) mit Meßwerten liefert eine Absicherung der simulierten Unterschiede (Abbildung 24). An Modellstation 46 beginnt die exponentielle Wachstumsphase am 16. März, maximale Konzentrationen sind am 7. April erreicht. Die gemessenen Chlorophyll-Daten an Station 46 deuten auf einen Beginn der Blüte zwischen 10. und 23. März hin. An Modellstation 113 beginnt das Phytoplanktonwachstum Anfang April und erreicht sein Maximum um den 22. April. Die entsprechenden Chlorophylldaten zeigen Ende März/Anfang April zunehmende Konzentrationen mit maximalen Werten Mitte April. An Modellstation 213 steigt die Phytoplankton-Konzentration ab Anfang April an, erreicht maximale Werte am 28. April und bleibt bis Anfang Mai nahezu auf maximalem Niveau. Die Meßdaten von Station 213 deuten auf einen Beginn der Blüte Anfang April mit höchsten Konzentrationen Anfang Mai. Die simulierten zeitlichen Verläufe sind somit konsistent mit den gemessenen Chlorophyll-Verläufen.

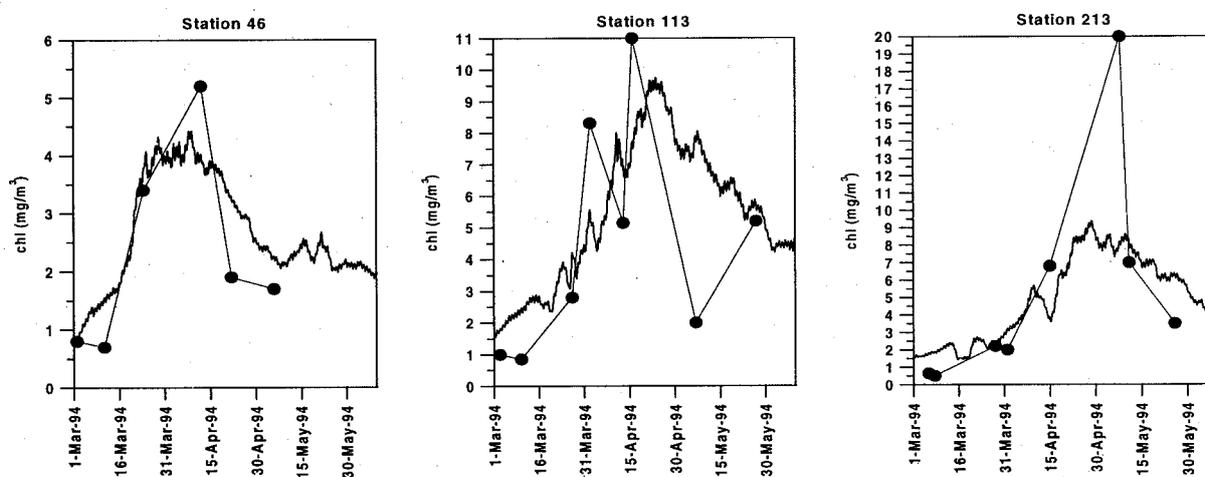


Abbildung 24: Simulierte und gemessene Chlorophyll-Verläufe an den Stationen 46, 113 und 213; an Station 113 und 213 wurde ein C/Chl-Verhältnis von 25 zur Umrechnung zugrundegelegt

Als mögliche Ursache für die zeitliche Verzögerung wurden oben bereits Unterschiede in den

Schichtungsverhältnissen angegeben. Andere notwendige Voraussetzungen für das Wachstum des Phytoplanktons sind die Verfügbarkeit von Nährstoffen und ausreichend einfallende Solarstrahlung. Die Anfangsbedingungen für Nährstoff wurden im Modellgebiet horizontal homogen auf eine typische Winterkonzentration von 5 mmol N/m^3 gesetzt, da nach der winterlichen Konvektion Nährstoffe in ausreichender Menge und ohne große räumliche Gradienten im Oberflächenwasser vorliegen (MATTHÄUS ET AL. 1997, NEHRING ET AL. 1995, 1996). Die auf der Meeresoberfläche auftreffende Globalstrahlung erhöht sich insbesondere im März erheblich, variiert aber nicht regional, denn die geographische Breite bleibt in östlicher Richtung konstant und die Bewölkungsintensität wurde homogen angenommen. Es trifft somit überall die gleiche Lichtmenge auf der Wasseroberfläche auf. Die Wachstumsbedingungen für Phytoplanktonteilchen unterscheiden sich in den verschiedenen Modellregionen also nur durch die Schichtungsverhältnisse.

In flachen Regionen, wo die Durchmischungstiefe durch die Wassertiefe beschränkt wird, erhalten die Phytoplanktonpartikel schon im März genügende Lichtmengen um zu wachsen. In Gebieten mit größerer Wassertiefe ist die Existenz einer flachen durchmischten Schicht für den Beginn der Wachstumsphase notwendig, die durch temporäre Thermoklinen mit nur wenigen 10tel Grad Temperaturdifferenz gegeben sein können. Dieser enge Zusammenhang zwischen Phytoplanktonwachstum und Schichtung wird in Abbildung 25 offensichtlich, in der die Isolinien der Temperatur an Station 113 (Arkona See) mit den Konturen der entsprechenden Chlorophyll-Konzentration unterlegt wurden. Eine Erhöhung der Chlorophyll-Konzentration tritt genau dann auf, wenn die Wassersäule Temperaturgradienten oberhalb einer Wassertiefe von 30 m aufweist. Diese Gradienten können klein sein. So reicht z.B. am 1. April 1994 ein halbes Grad Temperaturdifferenz aus.

In der Bornholm See an Station 213 (Abbildung 26) bilden sich ähnliche Temperaturgradienten erst einige Tage später (ab 8. April) in ca. 30 m Wassertiefe heraus, was zu einer Verzögerung in der Anfangsphase der Blüte führt. Ursachen für die zeitliche Verzögerung der Herausbildung einer thermischen Schichtung werden im folgenden Abschnitt 4.4.3 diskutiert.

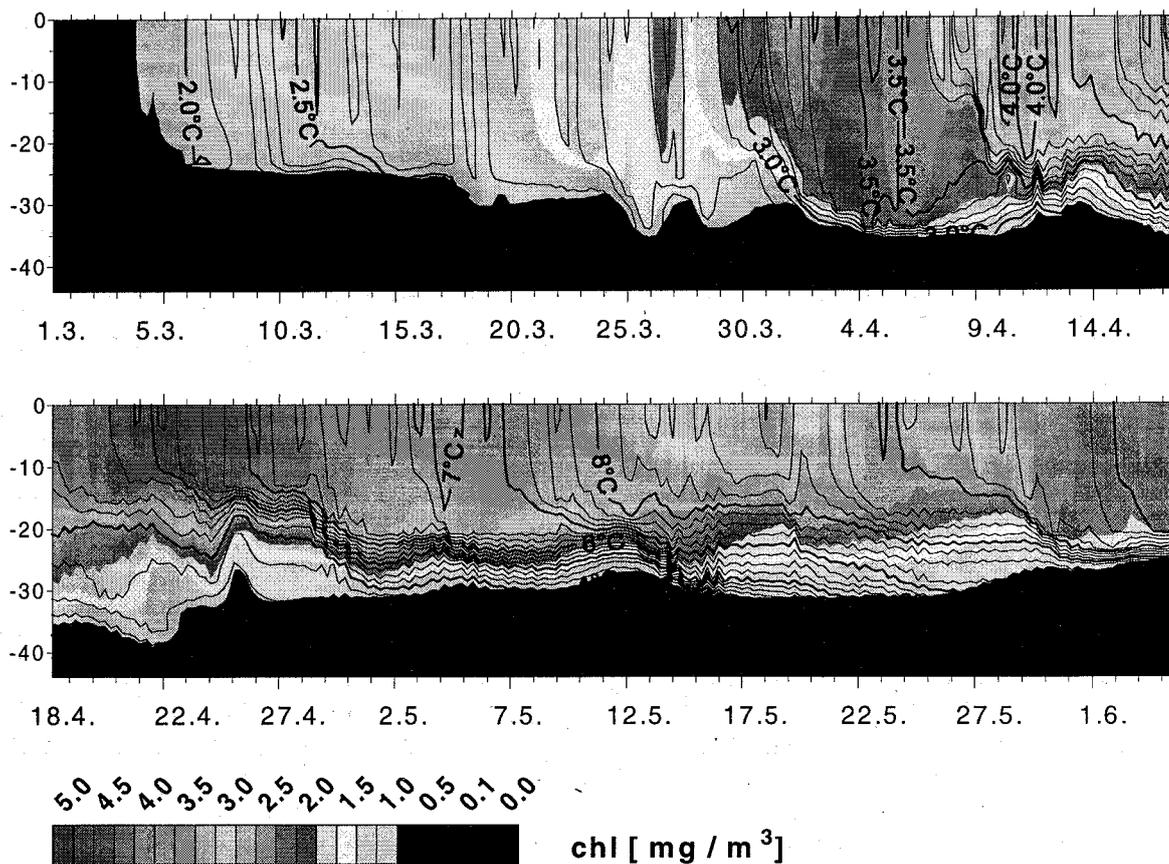


Abbildung 25: Zeitreihe von Temperatur (Isolinien) und Chlorophyll-Konzentration (Isoflächchen) an Modellstation 113 (Arkona See) im Frühjahr 1994; ein Isolinienintervall entspricht einer Temperaturdifferenz von 0.25°C)

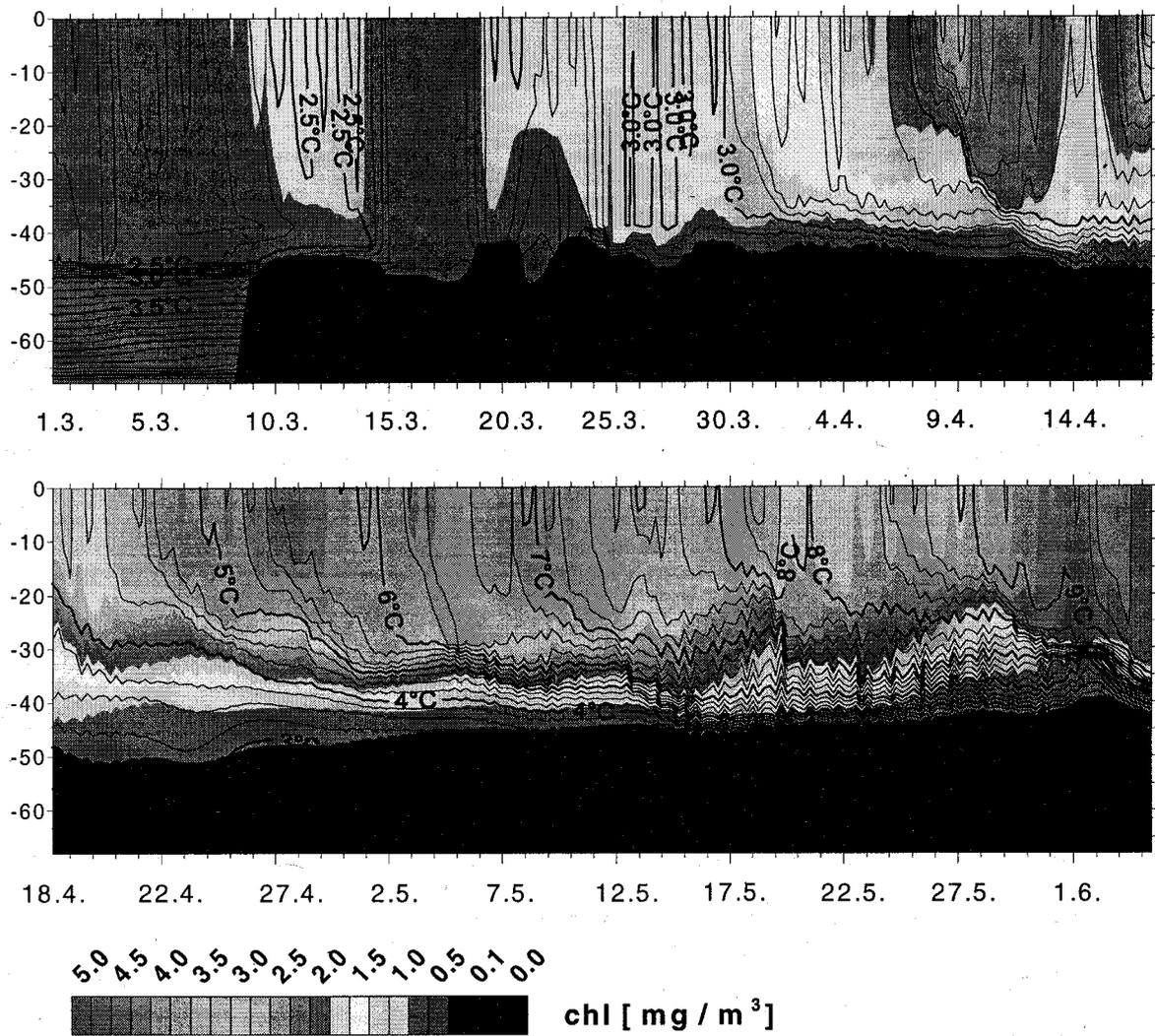


Abbildung 26: Zeitreihe von Temperatur (Isolinien) und Chlorophyll-Konzentration (Isoflächen) an Modellstation 213 (Bornholm See) im Frühjahr 1994; ein Isolinienintervall entspricht einer Temperaturdifferenz von 0.25°C

4.4.3 Bedingungen für die Herausbildung einer thermischen Schichtung

Die physikalischen Vorgänge, die zur Zerstörung und Herausbildung der saisonalen Temperatursprungschicht führen, sollen hier kurz beschrieben werden.

Im Herbst und Winter wird die Thermokline durch auffrischenden Wind und Abkühlung zerstört. Die Wassersäule wird bis zur permanenten Halokline durchmischt, denn das Oberflächenwasser wird durch Abkühlung schwerer, d.h. seine Dichte erhöht sich, und sinkt ab (Herbstkonvektion). Dieser Prozeß dauert an bis im Laufe der Abkühlung die Temperatur maximaler Dichte unterschritten wird, die bei Salzgehalten von 8 bis 10 PSU zwischen 2.00 und 1.25°C liegt. Unter diesem Dichtemaximum führt eine Abkühlung des Wassers wieder zur Verringerung seiner Dichte und eine winterliche Schichtung mit kälterem, leichterem Oberflächenwasser und wärmerem, schwererem Zwischenwasser kann sich stabilisieren. Wenn im Frühjahr durch erhöhte Sonneneinstrahlung die Erwärmung des Oberflächenwassers beginnt, wird seine Dichte zunächst erhöht und eine erneute Durchmischung der Wassersäule findet statt (Frühjahrskonvektion), bis die Temperatur maximaler Dichte überschritten ist. Es muß also erst der gesamte Wasserkörper oberhalb der permanenten Halokline auf die Temperatur des Dichtemaximums erwärmt werden, ehe eine weitere Erwärmung des Oberflächenwassers zur Verringerung der Dichte führt und sich eine sommerliche Schichtung stabilisieren kann. Die Temperatur der maximalen Dichte nimmt mit abnehmenden Salzgehalten zu (siehe Abbildung 27). Je tiefer also die Halokline und je geringer die Salinität, desto später wird die Temperatur des Dichtemaximums überschritten und eine Stabilisierung der thermischen Schichtung möglich.

Das Modell erfaßt diese Dichteanomalie und die resultierende Konvektion. Die Halokline im Modell befindet sich in der Arkona See etwa in 25 m Tiefe und in der Bornholm See zwischen 50 bis 60 m Tiefe (vgl. Initialisierungsfeld des Salzgehaltes S.16, Abbildung 4). Die Salzgehalte des Oberflächenwassers liegen in der Arkona See zwischen 8 und 9 PSU und in der Bornholm See unterhalb von 7.5 PSU. Die Temperatur maximaler Dichte ist in der Arkona mit ca. 1.25°C niedriger als in der Bornholm See bei 1.50 bis 1.75°C.

4.4.4 Der Beginn der Frühjahrsblüte nach milden Wintern

In den Abschnitten 4.4.2 und 4.4.3 wurde die typische zeitliche Verschiebung des Beginns der Frühjahrsblüte in der westlichen Ostsee und die Dichteanomalie des Wassers zwischen 1 und 2° C erklärt. Die Unterschreitung der Temperatur maximaler Dichte im Winter führt zur konvektiven Durchmischung der Wassersäule im Frühjahr.

Im Zeitraum 1988 bis 1995 traten mit Ausnahme von 1993/94 sehr milde Winter auf, in denen das Wasser in der Arkona und der Bornholm See nicht unter die Temperatur des Dichtemaximums abgekühlt wurde (WASMUND ET AL. 1998). Nach solchen milden Wintern findet keine Frühjahrskonvektion statt und jede Erwärmung des Wassers durch einfallende Solarstrahlung führt zu einer stabilen thermischen Schichtung. Nimmt man an, daß in Arkona

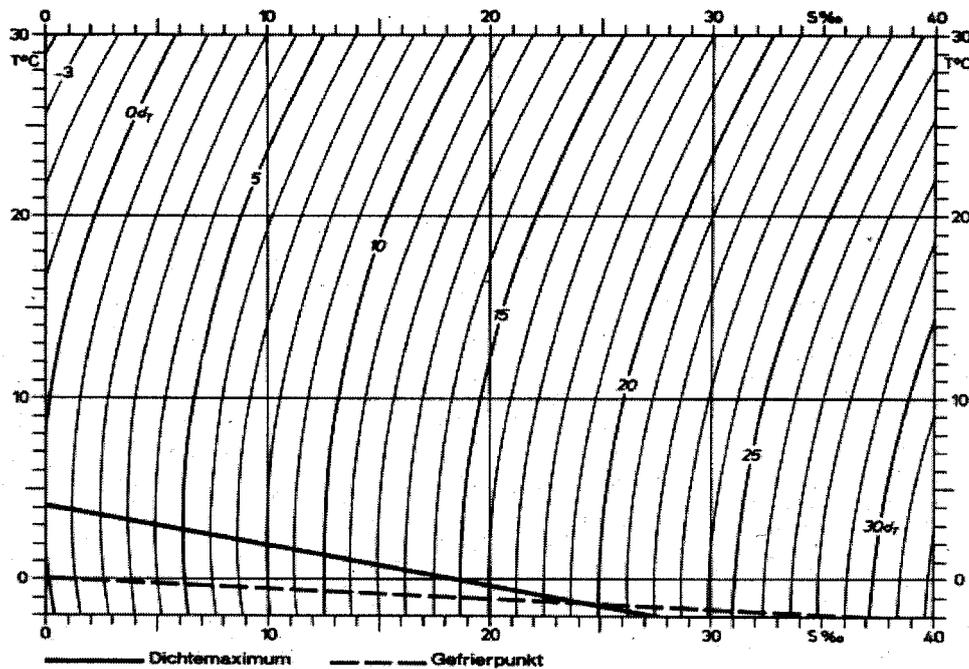


Abbildung 27: Dichte des Meerwassers in Abhängigkeit von Temperatur und Salzgehalt; aus DIETRICH ET AL. (1975)

und Bornholm See die gleiche Menge an Solarstrahlung auf die Wasseroberfläche auftrifft, müßte sich nach milden Wintern die thermische Schichtung in beiden Regionen gleichzeitig ausbilden und die zeitliche Verschiebung der Blüten verschwinden. SCHULZ ET AL. (1992) geben Hinweise, daß nach dem milden Winter 1990/91 die Blüte in Arkona und Bornholm See ohne erhebliche Zeitdifferenz begann. Die Autoren hatten aber nur einen zeitlich schlecht aufgelösten Datensatz zur Verfügung und konnten die Startzeit und den Verlauf der Blüten nicht genauer feststellen. WASMUND ET AL. (1998) berichten ein gleichzeitiges Einsetzen der Massentwicklung in der Mecklenburger Bucht und der Arkona See im Frühjahr 1995 nach dem milden Winter 1994/95.

Ein Vergleich der zeitlich und räumlich hochaufgelösten Modellsimulationen nach dem milden Winter von 1994/95 mit den Ergebnissen nach dem strengen Winter 1995/96 bestätigt diese Beobachtung. Der zeitliche Verlauf der simulierten Chlorophyll-Konzentrationen an den Stationen 113 und 213 sowie der entsprechenden *Algaline*-Daten ist in Abbildung 28 für die Jahre 1995 und 1996 dargestellt. Im Frühjahr 1995 nehmen die simulierten Chlorophyll-Konzentrationen an beiden Stationen gleichzeitig zu und erreichen gleichzeitig maximale Werte. Die *Algaline*-Daten weisen ebenfalls gleichzeitig maximale Konzentrationen auf.

Im Jahr 1996 tritt dagegen eine zeitliche Verschiebung in simulierten und beobachteten Daten von etwa zwei Wochen auf. Zonale Temperaturschnitte durch Arkona und Bornholm See für diesen Zeitraum sind in Abbildung 29 dargestellt. Am 26. März 1996 ist auf dem gesamten Schnitt noch Konvektion bis zur Haloklinen zu erkennen. Am 31. März beginnt in

der Arkona See die Herausbildung einer thermischen Schichtung bei 1.25°C , während in der Bornholm See bei 1.5 bis 1.75°C noch Konvektion auftritt. Ab 5. April kann auch dort, bei etwa 2°C , die Etablierung der thermischen Schichtung beginnen.

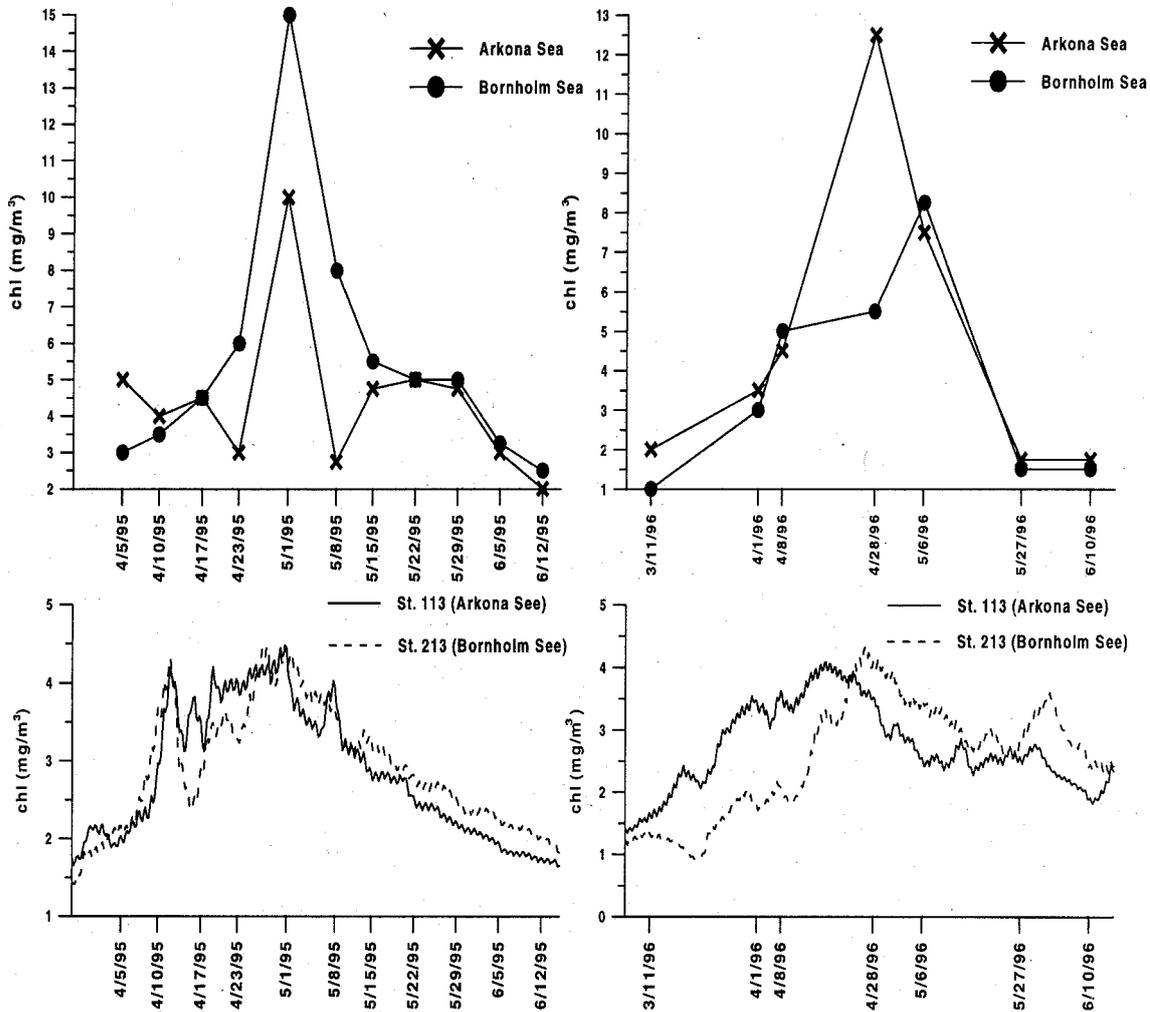


Abbildung 28: Algaline-Daten (oben) und simulierte Chlorophyll-Verläufe (unten) nach dem milden Winter 1994/95 und dem strengen Winter 1995/96

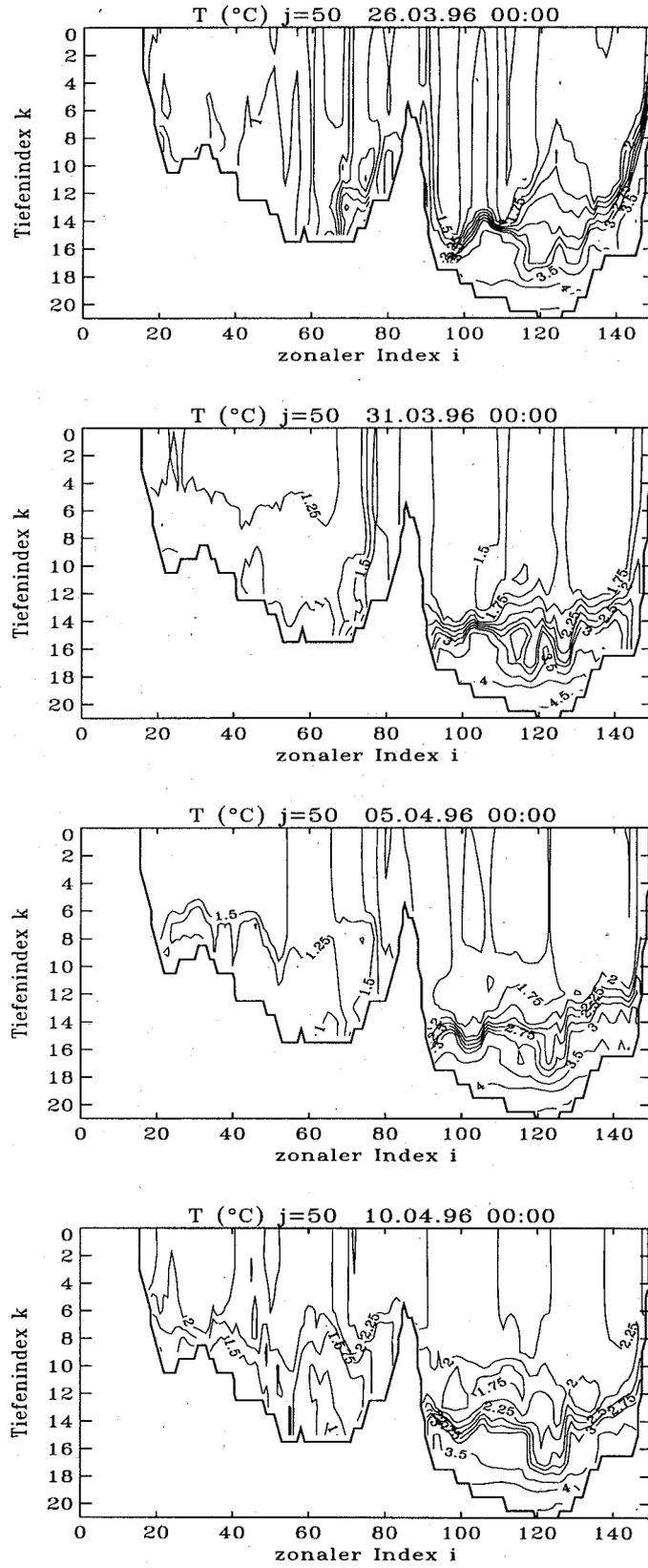


Abbildung 29: Temperaturverteilungen im Frühjahr 1996; zonale Schnitte durch das Arkona und Bornholm Becken (j=50)

4.5 Mesoskalige räumliche und zeitliche Variabilität in Beobachtung und Simulation

Die Ostsee ist durch ein hohes Maß an Variabilität der physikalischen, chemischen und biologischen Größen, insbesondere auf mittleren räumlichen und zeitlichen Skalen, geprägt. Die Zeitskalen mesoskaliger Strömungsmuster liegen im Bereich von Stunden bis zu einigen Tagen und ihre räumlichen Skalen reichen etwa von 2 bis 10 km.

Die Verteilungen biologischer Größen, z.B. Chlorophyll, spiegeln diese physikalische Variabilität wider. Algenblüten sind durch eine inhomogene räumliche Struktur gekennzeichnet (SIEGEL ET AL. 1996, HORSTMANN 1983), die als Patchiness bezeichnet wird.

Patchiness entsteht im Meer obwohl physikalische Prozesse wie turbulente Diffusion und konvektive Durchmischung zu einer Homogenisierung von Verteilungen führen. Es existieren also Mechanismen, die gegen die homogenisierenden Mischungsprozesse wirken und räumliche Konzentrationsgradienten erzeugen.

Im gekoppelten Modell wird durch die hohe räumliche und zeitliche Auflösung mesoskalige Variabilität simuliert, die qualitativ mit den Beobachtungen übereinstimmt. In den folgenden Abschnitten wird das Auftreten und mögliche Ursachen der simulierten Patchiness im Vergleich zu Beobachtungen untersucht.

4.5.1 Das Auftreten von Patchiness

Vor Beginn der Frühjahrsblüte liegen Nährstoffe im Oberflächenwasser durch die vorangegangene Durchmischung im Winter ohne horizontale Gradienten in ausreichendem Maß vor (MATTHÄUS ET AL. 1997, NEHRING ET AL. 1995, 1996). Die Konzentrationen biologischer Größen sind niedrig und weisen ebenfalls keine erheblichen horizontalen Inhomogenitäten auf. Im Verlauf der Frühjahrsblüte können große Variationen beobachtet werden (siehe Abbildung 30). Vergleiche von Mittelwerten und Standardabweichungen gemessener Chlorophyll-Daten für einzelne Monate und Regionen der Ostsee ergaben die höchsten Variationen im Frühjahr und Herbst, im nahezu stationären Sommerzustand dagegen geringere Variabilität in allen Untersuchungsgebieten (SCHULZ 1994).

Analog zu den realen Anfangsbedingungen vor Beginn der Frühjahrsblüte wurden die Anfangsverteilungen von Nährstoff und Plankton zum Startzeitpunkt der Modellsimulationen (jeweils 1. März) homogen gewählt. Die simulierten Verteilungen zeigen nach kurzer Zeit erhebliche räumliche Variabilitäten (vgl. Abschnitt 4.4.2 Abbildung 23).

Eine qualitative Überprüfung der räumlichen Skale und Amplitude der simulierten Variationen ist durch einen Vergleich mit den *Algaline*-Schnitten des Chlorophyll-Gehaltes möglich. Die *Algaline*-Schnitte wurden mit hoher räumlicher Auflösung (100 bis 200 m) gemessen und erfassen mesoskalige Muster in der Chlorophyll-Verteilung. Zwei Phytoplankton-Verteilungen

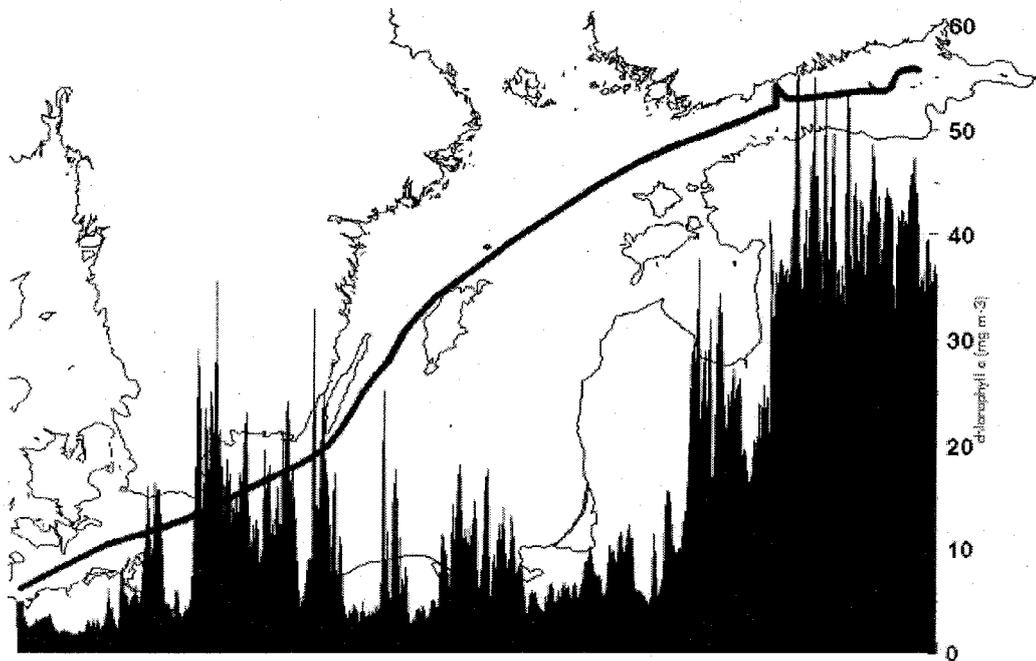


Abbildung 30: *Algaline*-Schnitt der Chlorophyll-Verteilung (mg/m^3) 30. April - 2. Mai 1995

auf einem Modellschnitt, der mit dem *Algaline*-Transsekt zwischen 13°E und 14°E korrespondiert, sind in Abbildung 31 im Vergleich zu den gemessenen Verteilungen dargestellt.

Der Modellschnitt vom 17. April 1995 zeigt Variationen des Chlorophyll-Gehaltes zwischen 3 und $5 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$ und einen mittleren Wert von $4 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$. Die Chlorophyll-Gehalte des korrespondierenden *Algaline*-Schnittes, aufgenommen vom 16. bis 18. April 1995, variieren zwischen 3 und $7 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$ mit einem Mittelwert von $5 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$. Die Amplitude und die räumliche Skala der Variation stimmt gut überein. Die typische Längenskala zwischen minimalem und maximalem Wert der Fluktuation entlang des Schnittes ist 0.5° , das sind etwa 25 km, sowohl in der gemessenen als auch in der simulierten Verteilung.

Der eine Woche später aufgenommene *Algaline*-Schnitt vom 22. bis 24. April weist nur kleine Variationen um einen mittleren Wert von $3.5 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$ auf. Der entsprechende Modellschnitt zeigt ebenso kleine Fluktuationen um einen Mittelwert von $4 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$. Die Variabilitäten der Chlorophyll-Verteilungen stimmen in ihrer räumlichen Skala überein, sind im Modell jedoch etwas glatter. Die Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Werten überschreiten hier $1 \text{ mg Chl}/\text{m}^3$ nicht. In Beobachtung und Simulation klingen die räumlichen Fluktuationen innerhalb einer Woche ab. Die Ursachen werden in Abschnitt 4.5.3 näher beschrieben.

Für die Regionen Arkona See und Pommersche Bucht wurde das zeitliche Verhalten der ho-

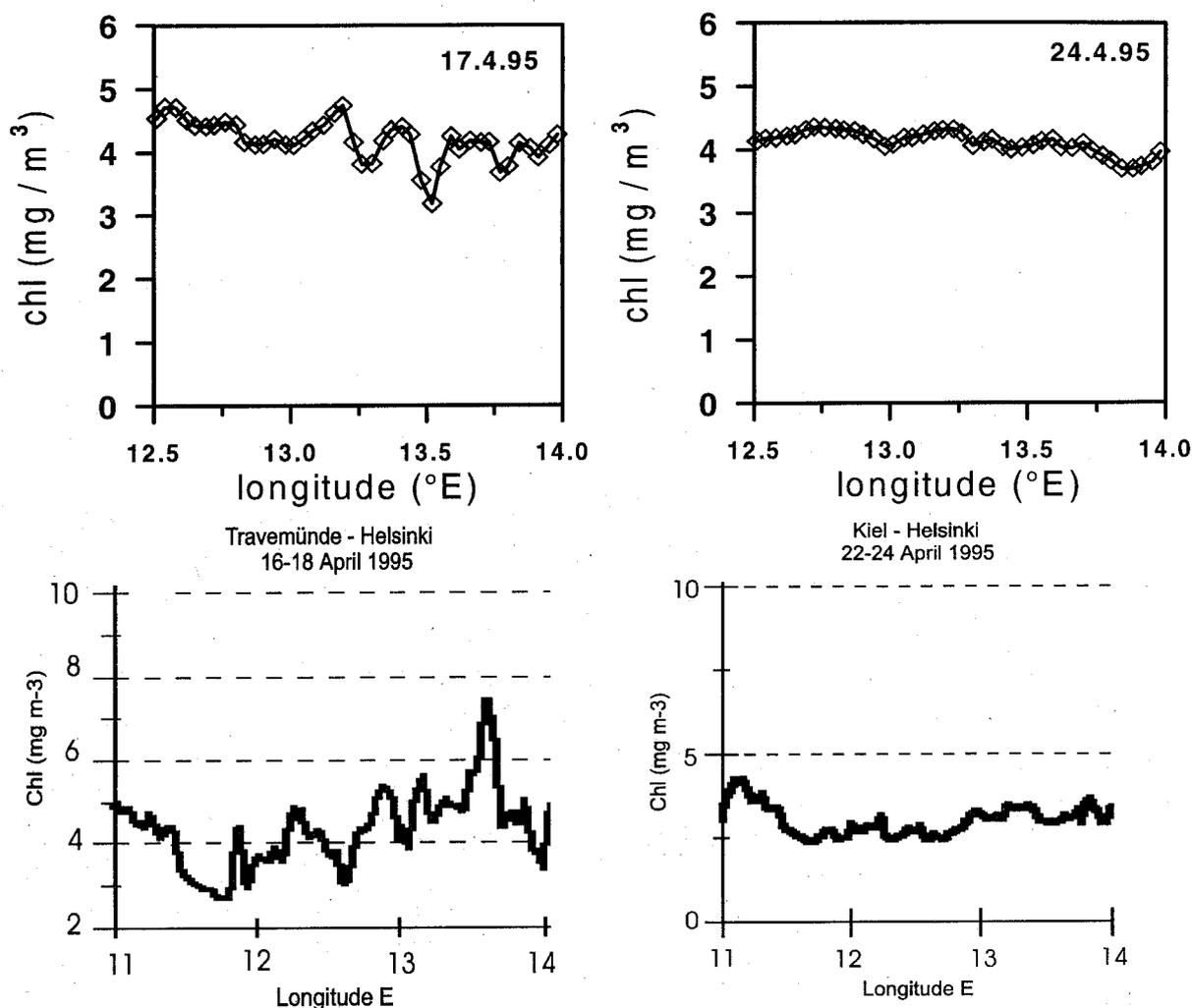


Abbildung 31: Verteilung des modellierten Phytoplanktons auf einem Schnitt durch die Arkona See am 17. und 24. April 1995 (oben) im Vergleich zu den entsprechenden *Algaline*-Messungen (unten)

horizontalen Variabilitäten untersucht. Dazu wurden Mittelwerte und Standardabweichungen des Chlorophyll-Gehaltes auf einem 20 Gitterpunkte umfassenden Schnitt (entspr. ca. 36 km Länge) berechnet (Abbildung 32). Die zugehörigen Koeffizienten der Variation werden als prozentuales Verhältnis von Schwankungsbreite und Mittelwert angegeben (Abbildung 33).

Während der exponentiellen Wachstumsphase im Frühjahr weisen die Chlorophyll-Verteilungen in beiden Gebieten die höchste räumliche Variabilität mit Variationskoeffizienten über 50% auf. Nach Abklingen der Frühjahrsblüte wird in der Pommerschen Bucht⁶ ein quasi-stationärer Zustand erreicht, d.h. die Chlorophyll-Konzentrationen ändern sich kaum, und die Wassersäule ist fast ständig bis zum Boden durchmischt. Die räumlichen Variabilitäten sind klein mit Schwankungskoeffizienten unter 20%.

⁶Bei der hier betrachteten Simulation handelt es sich um ein geschlossenes System ohne Flußwasserzufuhr, d.h. Variabilitäten durch eingetragenes Material werden nicht berücksichtigt.

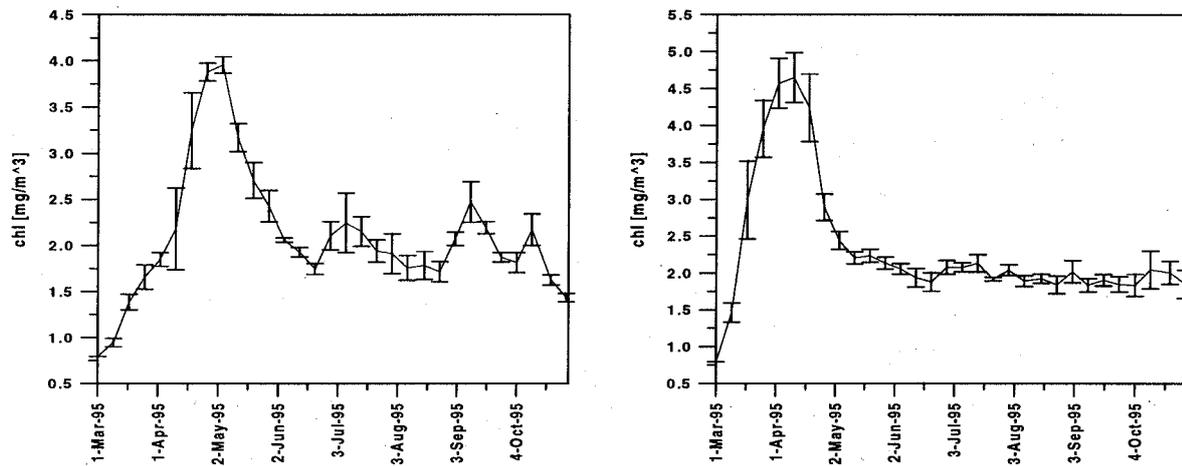


Abbildung 32: Mittelwerte und Standardabweichung der simulierten Chlorophyllgehalte an 20 Modellpunkten in der Arkona See (links) und Pommerschen Bucht (rechts)

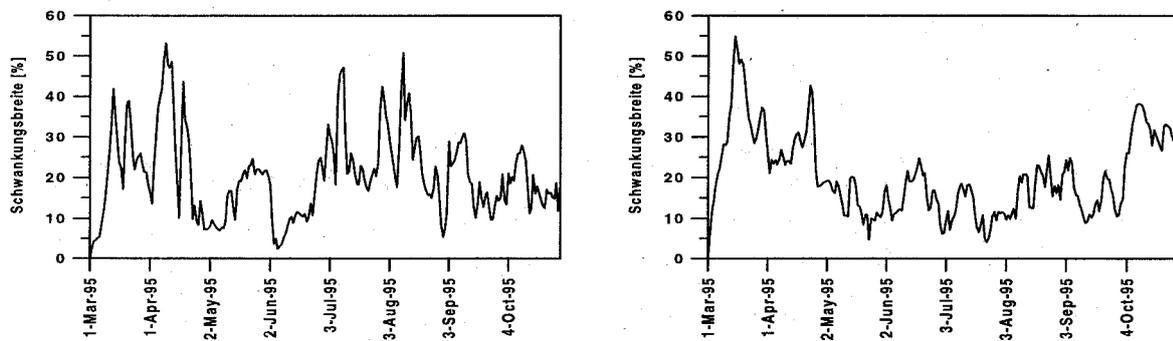


Abbildung 33: Zeitlicher Verlauf der Schwankungskoeffizienten; links) Arkona See; rechts) Pommersche Bucht

Die Arkona See ist dagegen hydrographisch sehr variabel. Im Sommer treten windinduzierte Auftriebs- und Mischungsereignisse auf (vgl. Abschnitt 4.6), die mit hohen Variabilitäten bis 50% einhergehen.

In beiden Seegebieten zeigt der zeitliche Verlauf der Schwankungskoeffizienten, daß hohe räumliche Variabilität (große Schwankungskoeffizienten) mit relativ geringer zeitlicher Verzögerung von schwacher Variabilität (kleine Schwankungskoeffizienten) gefolgt wird. Das relativ schnelle Abklingen der hohen räumlichen Variabilität wurde bereits in Abbildung 31 deutlich.

Die Generierung von Patchiness wird offensichtlich in Wachstumsphasen des Phytoplanktons begünstigt, läuft auf mittleren zeitlichen Skalen von einigen Tagen ab und ist im balancierten System wie z.B. in der stationären Sommerphase von geringerer Bedeutung.

4.5.2 Diskussion möglicher Ursachen

Zur Beobachtung von Patchiness und zur Erforschung ihrer Ursachen wurden in den letzten Jahrzehnten internationale Meßkampagnen durchgeführt, z.B. FLEX'76 in der Nordsee und PEX'86 in der Ostsee. Bei FLEX'76 stand die Untersuchung biologischer Prozesse als mögliche Ursache für die Variabilitäten im Mittelpunkt und es wurde die Beobachtung der räumlichen und zeitlichen Variabilität von Plankton ohne physikalische Störungen angestrebt. In einer Reihe von Erklärungsversuchen wurden physiologische Reaktionen der Organismen auf ihre physikalische Umgebung, z.B. Turbulenz und nicht-lineare Räuber-Beute Beziehungen, als mögliche Ursachen angeboten (SOLOW & STEELE 1995), die jedoch keine ausreichende Erklärung für die großen Amplituden der Variabilitäten sein dürften (FRANKS 1992).

Bei PEX'86 trat die Untersuchung der Wechselwirkungen physikalischer und biologischer Vorgänge stärker in den Vordergrund. Es gab Vorschläge, die beobachtete Patchiness ohne Einbeziehung biologischer Prozesse als rein physikalisch verursachten Effekt zu erklären. Als Ursachen wurden z.B. die Wirkung mesoskaliger Strömungen auf die Verteilung von Inhaltsstoffen und ein variierender vertikaler Nährstofftransport genannt (AITSAM 1994).

Im Frühjahr, vor Beginn der ersten Blüte, sind Nährstoffe jedoch homogen und in ausreichendem Maß vorhanden. Bereits vor Erschöpfung der Nährstoffe im Oberflächenwasser wird eine starke räumliche Variabilität beobachtet und simuliert. In dieser Phase kommt also ein unterschiedlich starker, vertikaler Transport von Nährstoffen aus tieferliegenden Wasserkörpern als Ursache nicht in Frage. Mesoskalige Strömungsmuster können ebenfalls keine Konzentrationsgradienten in homogenen Verteilungen erzeugen, denn Meerwasser gilt als inkompressibel, so daß nach dem Gesetz von der Erhaltung der Masse Import und Export eines gleichverteilten Wasserinhaltsstoffes in einen beliebigen Volumenbereich gleich sein müssen.

Es besteht jedoch ein enger Zusammenhang zwischen der Patchiness von Planktonblüten und mesoskaligen Strömungsmustern wie Wirbeln, Strahlströmen u.ä. (ICES 1994), der durch die Ergebnisse von PEX'86 demonstriert wird. Prinzipielle Ursachen für die Erzeugung von Patchiness liegen in nicht-linearen Wechselwirkungen der chemisch-biologischen Dynamik mit der physikalischen Umgebung. So können z.B.

- Partikel durch eine Bewegung relativ zur Strömung, sogenannte differentielle Bewegung, an Strömungskonvergenzen, z.B. Fronten, konzentriert werden (ROVINSKY ET AL. 1997, FRANKS 1992),
- höhere Konzentrationen durch einen chemisch-biologischen Umsatzprozeß erzeugt werden, der an verschiedenen Orten mit unterschiedlicher Effektivität arbeitet.

Differentielle Bewegung ist z.B. Sinken von Phytoplankton und individuelle Bewegung von Zooplankton. Differentielle Raten, z.B. räumliche Unterschiede in Wachstumsraten u.ä., werden durch physikalische oder chemische Gradienten in der Umwelt, wie z.B. Licht- oder Dichtegradienten, hervorgerufen. Der nicht-lineare Zusammenhang dieser physikalischen und chemisch-biologischen Prozesse führt zu Rückkoppelungsmechanismen, welche die Unterscheidung von Ursache und Wirkung schwierig gestalten können.

4.5.3 Die Bedeutung mesoskaliger Wirbel für die Erzeugung von Patchiness

Bei der Erzeugung von differentiellen Raten in homogenen Verteilungen chemisch-biologischer Größen kommt den mesoskaligen Wirbeln eine besondere Bedeutung zu. Im Rahmen von PEX'86 wurde festgestellt, daß die Frühjahrsblüte in der Gotland See in den Kernen solcher Wirbel beginnen kann (ICES 1989). Sie können als stabile dynamische Gebilde distinkte Wasserkörper über längere Zeit von ihrer Umgebung isolieren und transportieren. Es ist z.B. bekannt, daß sogenannte Meddies, das sind Wirbel mit Mittelmeerwasser im Kern, tausende von Kilometern über den Atlantik transportiert werden können (BEARMAN 1993).

In der Ostsee wird eine Vielzahl mesoskaliger Wirbelmuster beobachtet, die wegen der hohen Variabilität im physikalischen Antrieb und in der Zirkulation relativ kurze Lebensdauern von einigen Tagen haben. Von ELKEN ET AL. (1994) wird ein zyklonaler Wirbel mit etwa 10 - 15 km Durchmesser und einem homogenen Kern von ca. 35-40 m Tiefe beschrieben, der im Frühjahr 1986 in der Gotland See beobachtet wurde. Wirbel mit zyklonalem Drehsinn weisen im Zentrum eine radial nach innen gerichteten Strömung und Konvergenz auf, unterhalb des Kerns werden die Isohalinen angehoben. Im äußeren Ring des Wirbels tritt Auftrieb und erhöhte vertikale Durchmischung auf, wodurch der Salzgehalt dort erhöht und ein Salzgradient um den Kern aufgebaut wird. Die spezielle Zirkulation isoliert den Kern und reduziert einen Austausch mit der Umgebung (siehe Schema in Abbildung 34).

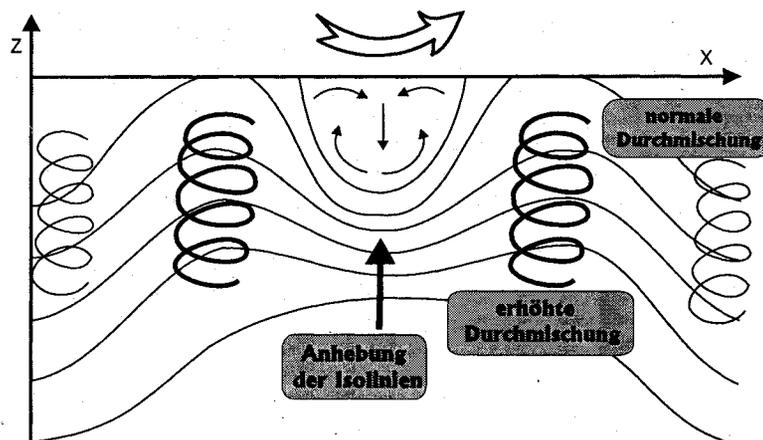


Abbildung 34: Schema eines zyklonalen Wirbels; nach ELKEN ET AL. (1994)

Im konvergenten Kern solcher Wirbel werden Phytoplankter gesammelt und vor tiefer Durchmischung bewahrt. Sie genießen ein größeres Lichtangebot als Teilchen im tiefer durchmischten Wirbelring und in der normal durchmischten Umgebung.

KAHRU & NÖMMANN (1990) vernachlässigen bei einer Einschätzung der Wachstumsbedingungen im Frühjahr 1986 die mesoskaligen Strömungsphänomene und schlagen vor, daß die

Blüte nicht, wie allgemein angenommen, durch die Herausbildung der Temperaturschichtung, sondern schon eher durch schwache Salzschichtungen ausgelöst wurde. Diese Salzgradienten werden jedoch durch die Dynamik des Wirbels hervorgerufen, die auch die Erhöhung der Wachstumsrate im Kern bedingt (ELKEN ET AL. 1994), so daß die Hypothese von KAHRU & NÖMMANN (1990) nicht aufrecht erhalten werden konnte.

Im gekoppelten Modell werden ebenfalls mesoskalige Wirbel erzeugt. Ihre Bedeutung für die Erzeugung von Patchiness im Frühjahr soll am Beispiel eines zyklonalen Wirbels in der Arkona See untersucht werden. Am 14. März 1995 sind Nährstoffe und Chlorophyll in der Arkona See noch homogen verteilt, mit Konzentrationen von 1.4 mg Chl/m^3 und 4.75 mmol N/m^3 . Vom 16. bis 19. März kann ein Wirbel beobachtet werden, der sich von der Wasseroberfläche bis in eine Tiefe von 25 m erstreckt (Abbildung 36). Sein Durchmesser beträgt etwa 20 km und maximale Strömungsgeschwindigkeiten von 13 cm/s werden erreicht.

Die Richardson-Zahl-abhängige Parametrisierung der vertikalen Diffusivität führt zu herabgesetzter Durchmischung im Wirbelzentrum und tiefer Durchmischung im Wirbelring. Dies wird anhand eines vertikalen Schnittes der Mischungskoeffizienten durch den Wirbel (Abbildung 35) deutlich. Das Wirbelzentrum befindet sich etwa zwischen den Modellindizes 70 bis 75. Die Diffusivität liegt bei einer Wassertiefe von 4 bis 10 m in diesem Bereich zwischen 5 bis $30 \text{ cm}^2/\text{s}$. Im Ring des Wirbels, der innerhalb der Indizes 65 bis 70 erfaßt wird, findet man maximale Mischungskoeffizienten von $50 \text{ cm}^2/\text{s}$ von der Wasseroberfläche bis in 10 m Wassertiefe.

Im schwach durchmischten Kern erhöhen sich die Phytoplankton-Konzentrationen innerhalb von 2 Tagen auf 1.6 mg/m^3 und sind ca. $0.2\text{-}0.4 \text{ mg/m}^3$ höher als in der Umgebung (Abbildung 37). Es werden also Konzentrationsgradienten in der zunächst homogenen Verteilung von Nährstoff und Plankton durch die Wechselwirkung von Wachstum und physikalischen Gradienten aufgebaut.

In Abbildung 31 auf S.57 (Abschnitt 4.5.1) wurden bereits mesoskalige Variationen des Chlorophyll-Gehaltes auf einem Modellschnitt am 17. April 1995 gezeigt, die nach einer Woche, am 24. April, weitgehend abgeklungen waren. Diese Variabilität kann ebenfalls auf das Zusammenwirken von Wachstum und mesoskaligen Wirbelmustern zurückgeführt werden. In Abbildung 38 sind Chlorophyll-Gehalt und u-Komponente der Geschwindigkeit auf einem zonalen Schnitt durch die Arkona See am 17. April dargestellt. Es sind Wirbelstrukturen im Strömungsfeld zu erkennen, die mit den Bereichen mit erhöhter Chlorophyll-Konzentration korrespondieren. Eine Woche später am 24. April (Abbildung 38) ist das Strömungsfeld homogenisiert und weist keine Wirbelmuster mehr auf. Horizontale Gradienten in der Chlorophyll-Verteilung sind ebenfalls deutlich abgebaut.

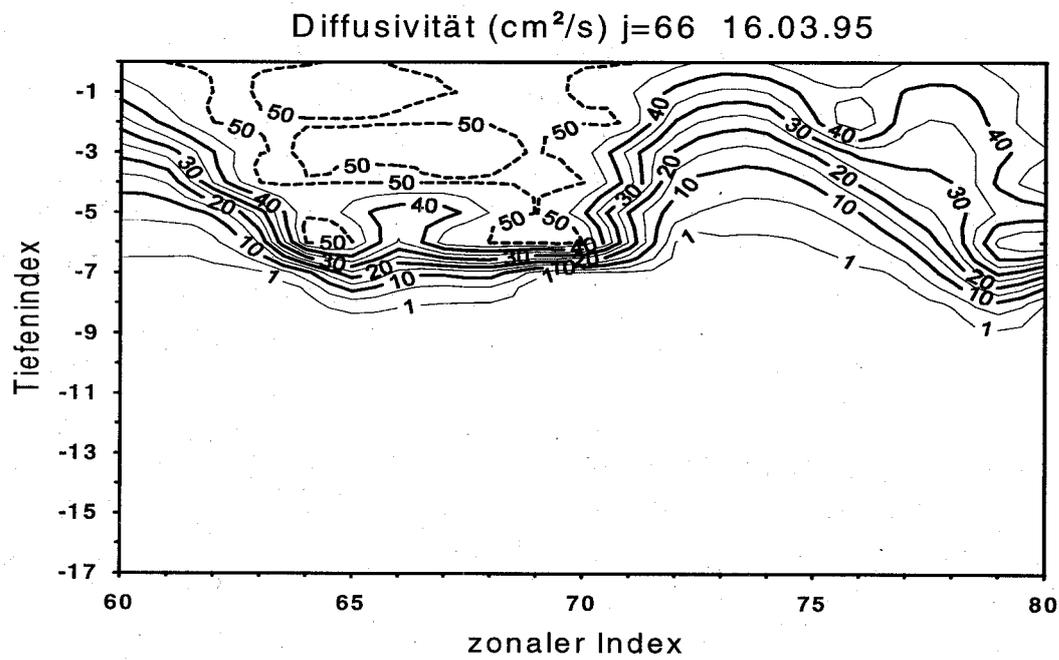


Abbildung 35: Zonaler Schnitt der vertikalen Mischungskoeffizienten durch das Wirbelzentrum

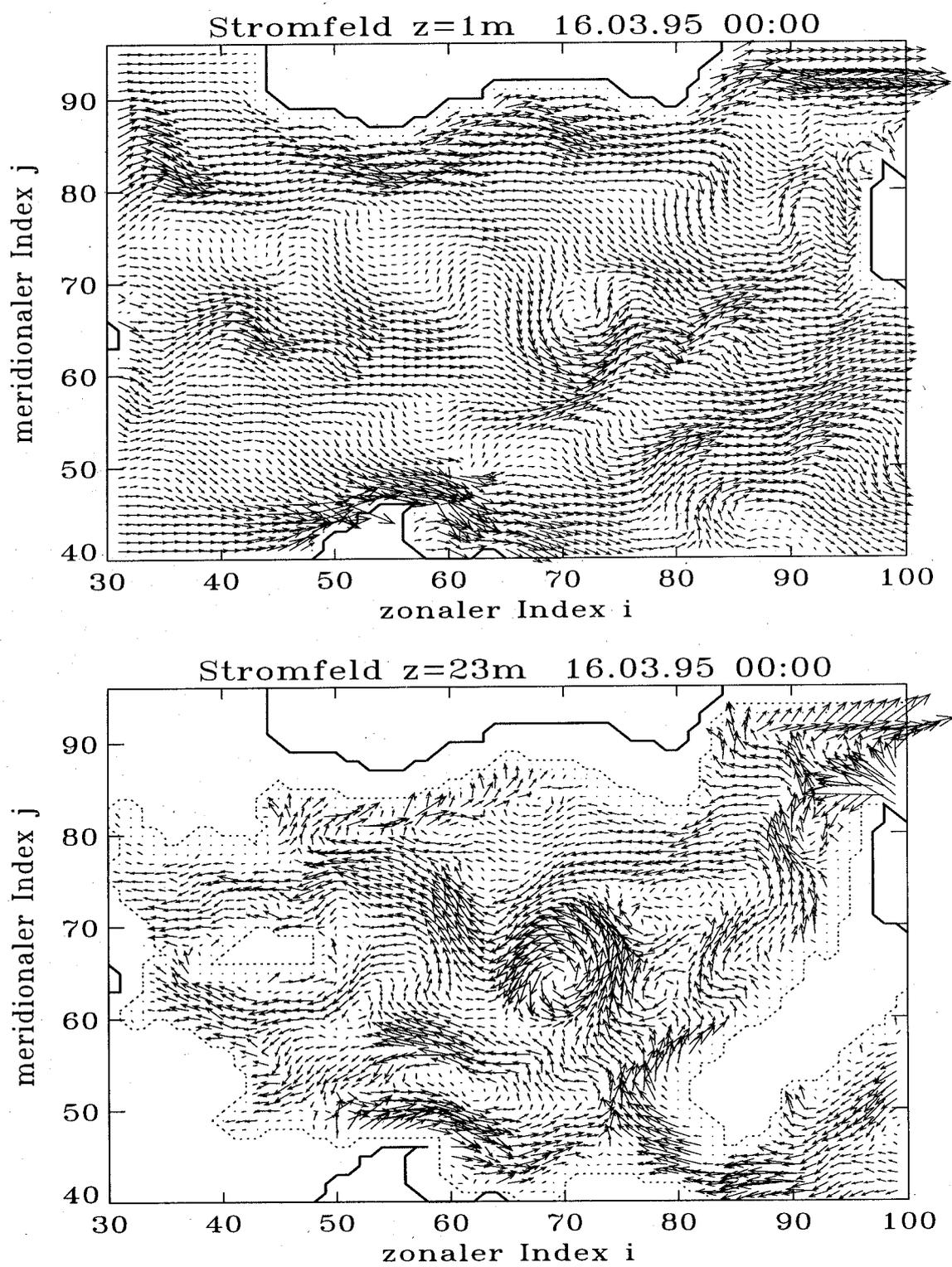


Abbildung 36: Stromfeld in der Arkona See; im östlichen Teil ist ein zyklonaler Wirbel an der Oberfläche (oben) und in 23 m Tiefe (unten) sichtbar

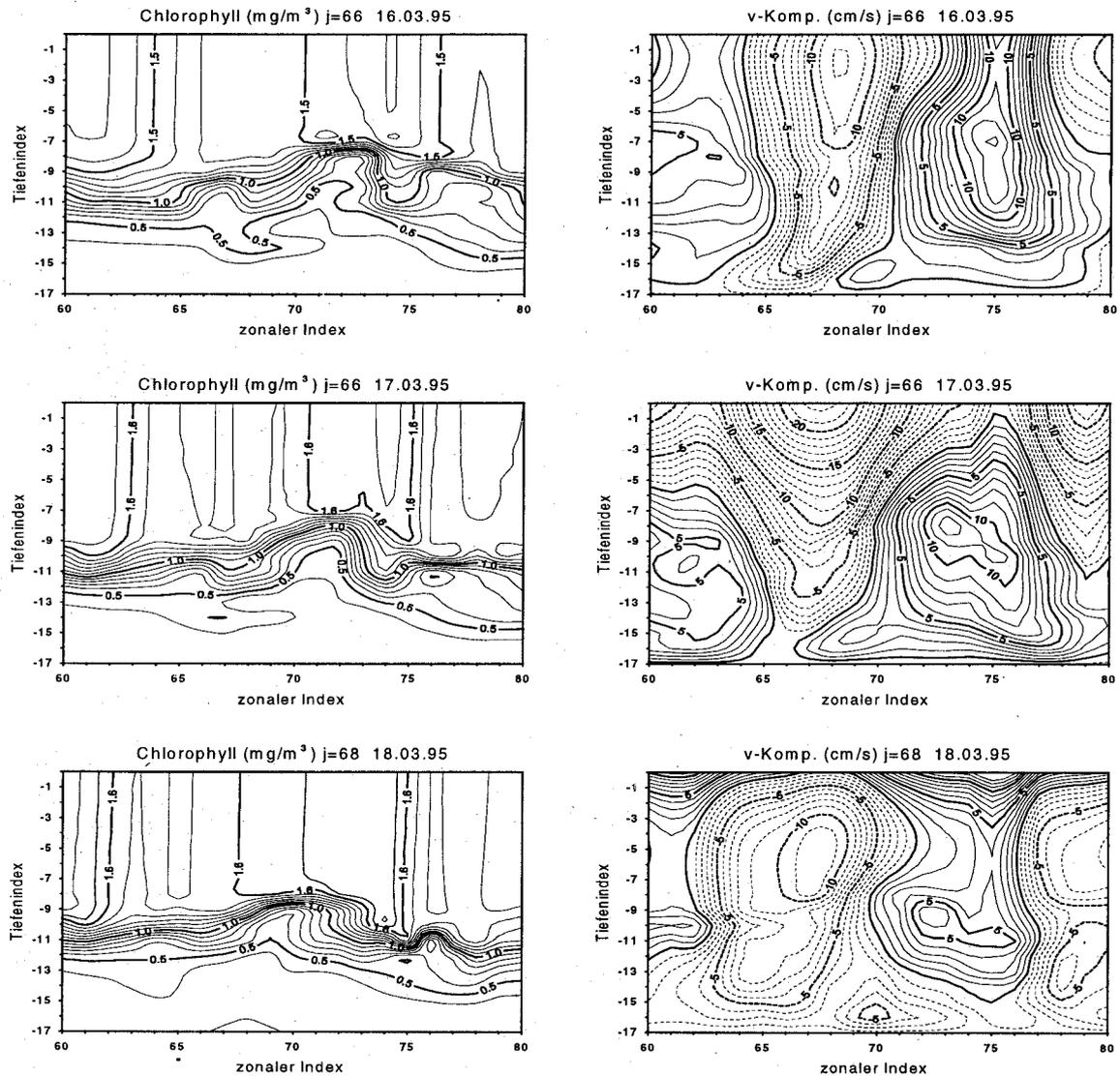


Abbildung 37: Zonale Schnitte durch das Zentrum des Wirbels; links) Chlorophyll-Gehalt; rechts) v-Komponente der Geschwindigkeit, wobei die gestrichelten Isolinien negativen Geschwindigkeiten und die durchgezogenen Linien positiven Geschwindigkeiten entsprechen. Der Wirbelring befindet sich im Bereich der maximalen Strömungsgeschwindigkeiten von 10 cm/s . Das Wirbelzentrum liegt innerhalb der Modellindizes 70 bis 75. Im Kern hat sich der Chlorophyll-Gehalt mit maximal 1.7 mg Chl/m^3 am 16.3. gegenüber der Umgebung erhöht.

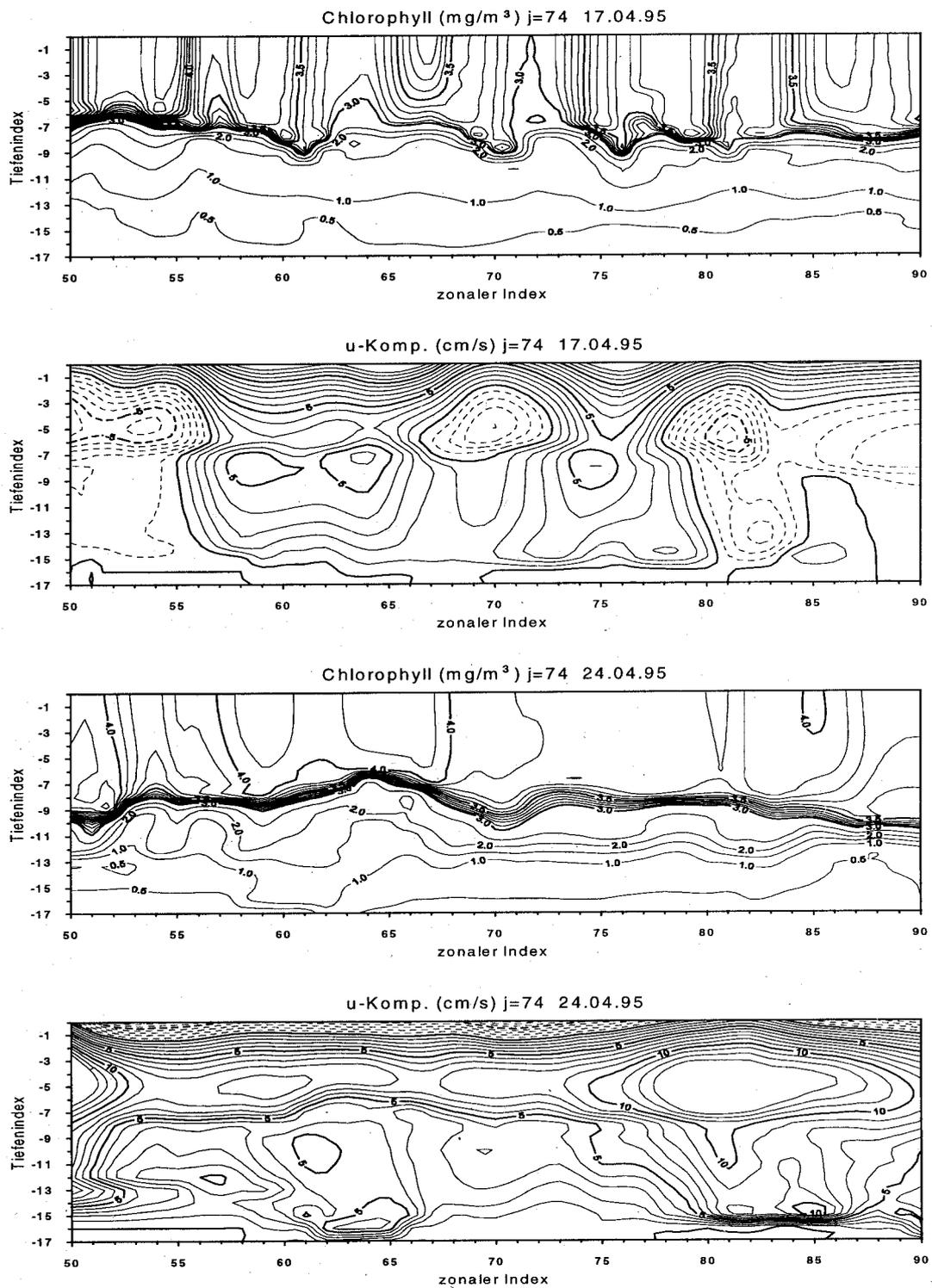


Abbildung 38: Zonale Schnitte durch die Arkona See am 17. und 24. April 1995; Am 17. April zeigen sich Wirbelstrukturen im Strömungsfeld und entsprechende Chlorophyll-Gradienten (oben). Am 24. April sind die Wirbelmuster und die horizontalen Chlorophyll-Variationen weitgehend abgebaut (unten).

4.6 Auftriebsereignisse

In den Sommermonaten Juni, Juli und August ist die Wassersäule durch eine starke thermische Schichtung gekennzeichnet. Die saisonale Thermokline verhindert eine vertikale Diffusion von Nährstoffen in die Deckschicht und die chemisch-biologische Dynamik erreicht einen nahezu stationären Zustand, d.h. die Konzentrationen von Nährstoffen und Plankton ändern sich kaum.

Durch allochthone Nährstoffzufuhr können Störungen dieses Gleichgewichtes auftreten. Solch eine Zufuhr kann durch vertikalen Transport von Nährstoffen bei extern angeregten Auftriebsereignissen auftreten, die das Aufquellen tiefer liegender, nährstoffreicher Wassermassen verursachen. Sie können eine erhebliche Nährstoffquelle für das pelagische System darstellen und zu lokalen Sommerblüten führen.

Auftriebsgebiete werden durch die Modifikation von wind- und dichtegetriebenen Strömungen an topographischen Hindernissen oder Küstenlinien hervorgerufen. Ebenso wie andere dynamische Muster, z.B. Fronten und Wirbel, haben Auftriebsphänomene in der westlichen Ostsee eine kurze Lebensdauer von einigen Tagen, denn die Zirkulation ist durch die hohe Variabilität des Windes in ständiger Anpassung begriffen und weist keine permanenten Strömungen auf. Topographisch induzierte Auftriebsereignisse können mit Hilfe des Ekmantransports und des Kontinuitätsprinzips auf folgende Weise erklärt werden:

Eine durch Windschub angeregte Strömung bedingt einen Ekmantransport, der auf der Nordhalbkugel nach rechts von der Windrichtung abgelenkt wird. Der Winkel der Ablenkung liegt in Abhängigkeit von Schichtung und Wassertiefe zwischen 45° und 90° . Ein maximaler Winkel von 90° entspricht einer ungeschichteten, tiefen Wassersäule. Das Kontinuitätsprinzip besagt, daß ein beliebiger Volumenbereich des Wasserkörpers keine Quellen und Senken enthält.

Ein küstenparalleler Wind mit der Küste zur Linken erzeugt folglich einen seewärtsgerichteten Ekmantransport, d.h. eine ablandige Oberflächenströmung. Da das Stromfeld die Kontinuitätsgleichung erfüllt, muß der ablandige Volumentransport durch einen tieferliegenden Ausgleichsstrom kompensiert werden, der das Aufquellen tieferliegender Wasserkörper verursacht.

Als statistisch vorherrschende Hauptwindrichtungen in der westlichen Ostsee werden von SCHMIDT (1995) östliche Winde im Frühjahr und nordwestliche bis südwestliche Winde im Sommer, Herbst und Winter angegeben. Östliche Winde erzeugen einen ablandigen Ekmantransport mit Auftrieb an der polnischen Küste der Pommerschen Bucht. Westliche Winde verursachen Auftrieb in der Arkona See vor der südschwedischen Küste. Diese Phänomene wurden anhand von Satellitenmessungen der Meeresoberflächentemperatur von SIEGEL ET AL. (1994, 1996) beobachtet und beschrieben.

Die experimentelle Untersuchung und Quantifizierung des Effektes von Auftriebsereignissen auf die chemisch-biologische Dynamik gestaltet sich schwierig. Die Sommerblüten sind durch eine räumlich heterogene Struktur gekennzeichnet, treten sporadisch auf und können

somit durch Schiffsmessungen kaum erfaßt werden. Das Auftreten und die Auswirkungen der Auftriebsphänomene soll anhand der dreidimensionalen, räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Modelldaten untersucht werden.

Im Modellzeitraum des Jahres 1995 gab es während der Sommermonate Juni, Juli und August drei Westwindphasen und eine Ostwindphase mit Windstärken über 8 m/s und einer Dauer von mindestens zwei Tagen. Die erste dieser Westwindphasen dauerte vom 18. bis 19. Juni und führte zu einem Auftriebsereignis in der nördlichen Arkona See, dessen Verlauf in den horizontalen Nährstoff- und Chlorophyll-Verteilungen in Abbildung 40 auf S.69 dargestellt ist.

Vor dem Ereignis am 18. Juni ist die Oberflächenschicht mit Konzentrationen um 0.5 mmol N/m³ an Nährsalzen verarmt. Die Chlorophyll-Konzentrationen liegen zwischen 1.5 und 1.75 mg Chl/m³. Ab 19. Juni quillt nährstoffreiches Wasser mit Konzentrationen von bis zu 3.5 mmol N/m³ an die Oberfläche, das durch niedrige Chlorophyll-Gehalte (<1 mg/m³) gekennzeichnet ist. Die Nährstoffe werden innerhalb weniger Tage verbraucht. Schon am 25. Juni liegen die Konzentrationen bei 2 mmol N/m³ und die Phytoplankton-Konzentrationen steigen an. Am 25. Juni werden in der nördlichen Arkona See Konzentrationen von 3 mg Chl/m³ erreicht.

Vertikale Schnitte der Nährstoff- und Phytoplanktonverteilungen während des Auftriebsereignisses sind in Abbildung 41 auf S.70 dargestellt. Die Schnitte vom 22. Juni zeigen, daß die Isolinien um etwa 6 Tiefenlevel, das entspricht 12 m, angehoben werden und ein Wasserkörper aus 20 m Tiefe in die euphotische Zone gemischt wird. Es gelangen Nährstoff-Konzentrationen von bis zu 5 mmol N/m³ in die euphotische Zone, wo sich die Chlorophyll-Konzentrationen innerhalb einer Woche nahezu verdoppeln.

Eine vergleichbar starke Ostwindphase dauerte vom 9. bis 11. Juli und führte zu Auftrieb vor der polnischen Küste. Am 8. Juli ist das Oberflächenwasser noch nährstoffarm mit Konzentrationen von 0.75 mmol N/m³ und 2 mg Chl/m³ (Abbildung 42, S.71). Zum Ende der Ostwindphase erreicht nährstoffreiches Tiefenwasser mit Konzentrationen von 5 mmol N/m³ die euphotische Zone. Die Vertikalschnitte in Abbildung 43 (S.72) verdeutlichen, daß Wasser aus 24 m Tiefe an die Oberfläche gemischt wird. Der Chlorophyll-Gehalt wächst bis zum 16. Juli lokal begrenzt auf 3 mg/m³ an.

Um die Bedeutung des Auftriebs für den vertikalen Nährstofftransport zu quantifizieren, wurden die relativen Änderungen der Modellvariablen Nährstoff und Phytoplankton während der Ereignisse berechnet. Dazu wurden die Stickstoffanteile der chemisch-biologischen Zustandsvariablen über die oberen 10 m der Wassersäule in den Auftriebsgebieten Arkona See und östliche Pommersche Bucht integriert und relativ zum Beginn des Auftriebsereignisses normiert (Abbildung 39).

In der Arkona See wächst die Nährstoffmenge innerhalb von 3 Tagen um 250 t N an. Dieser Zuwachs geht nach einer kurzen Verzögerung ins Phytoplankton über. Die Phytoplankton-

biomasse nimmt während des Auftriebsereignisses um 350 t N zu.

In der östlichen Pommerschen Bucht steigen die Nährstoff-Konzentrationen im Verlauf des Auftriebsereignisses um 500 t N an. Ab 18. Juli nehmen die Konzentrationen mit vergleichbarer Geschwindigkeit wieder ab, ohne daß eine entsprechende Zunahme in der Phytoplanktonbiomasse zu verzeichnen ist. Die aufgemischten Nährstoffe gehen somit nicht in den pelagischen Kreislauf der Pommerschen Bucht ein. Die Nährstoffmenge wird advektiv aus dem betrachteten Gebiet transportiert.

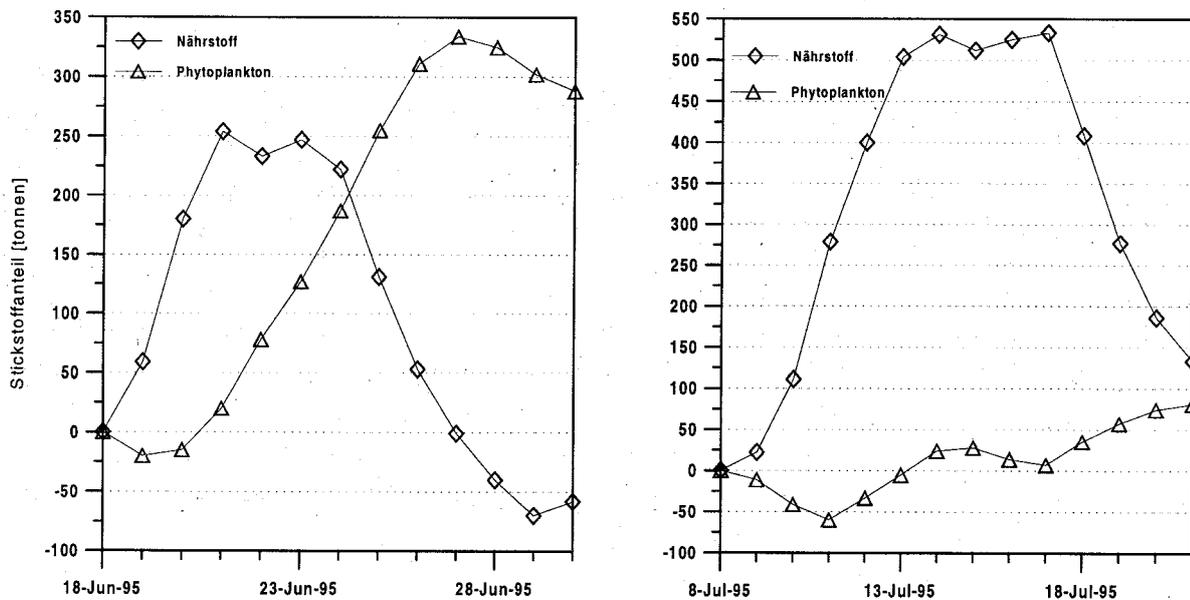


Abbildung 39: Relative Änderungen der Nährstoff- und Phytoplanktonmengen in den oberen 10 m der Wassersäule während eines Auftriebsereignisses; links) Arkona See; rechts) Pommersche Bucht

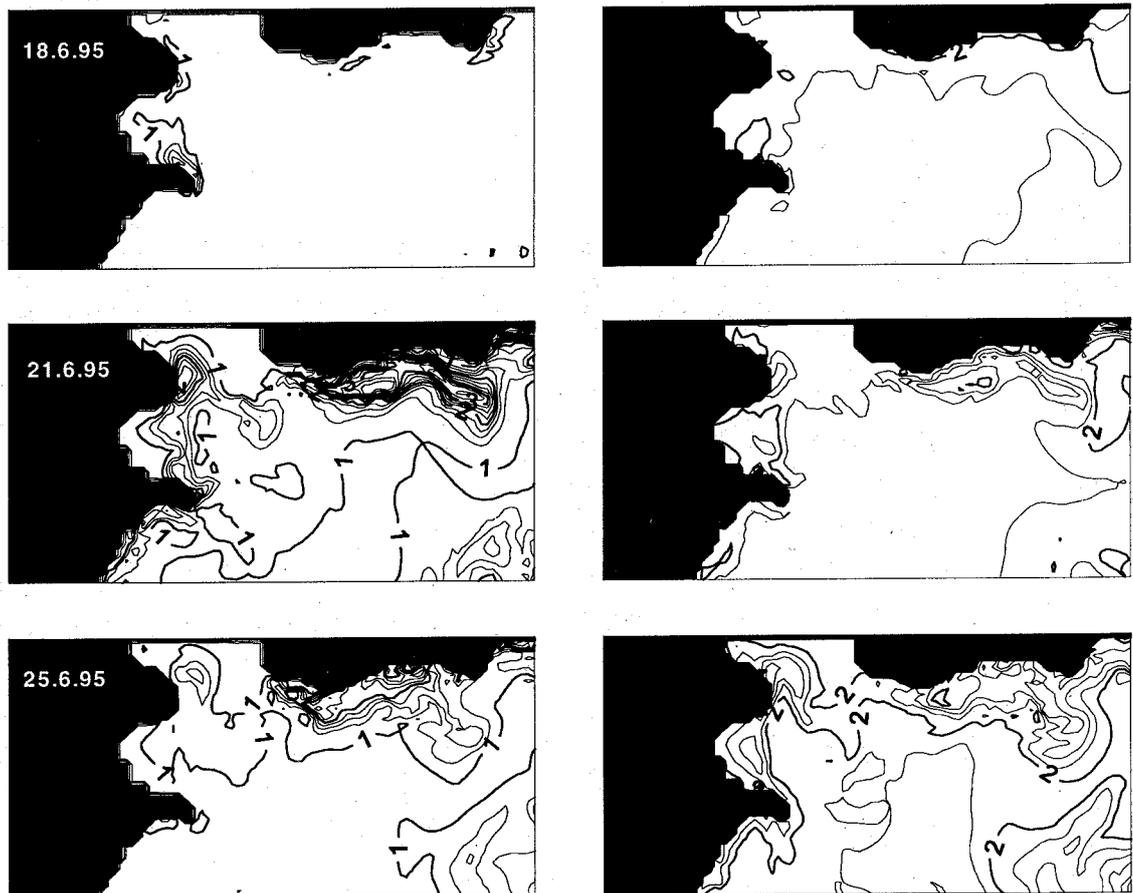


Abbildung 40: Horizontale Verteilungen von Nährstoff (linke Spalte) und Chlorophyll (rechte Spalte) in der nördlichen Arkona See während eines Auftriebsereignisses; dargestellt ist die oberste Modellschicht am 18.6.95, 21.6.95 und 25.6.95 (von oben nach unten)

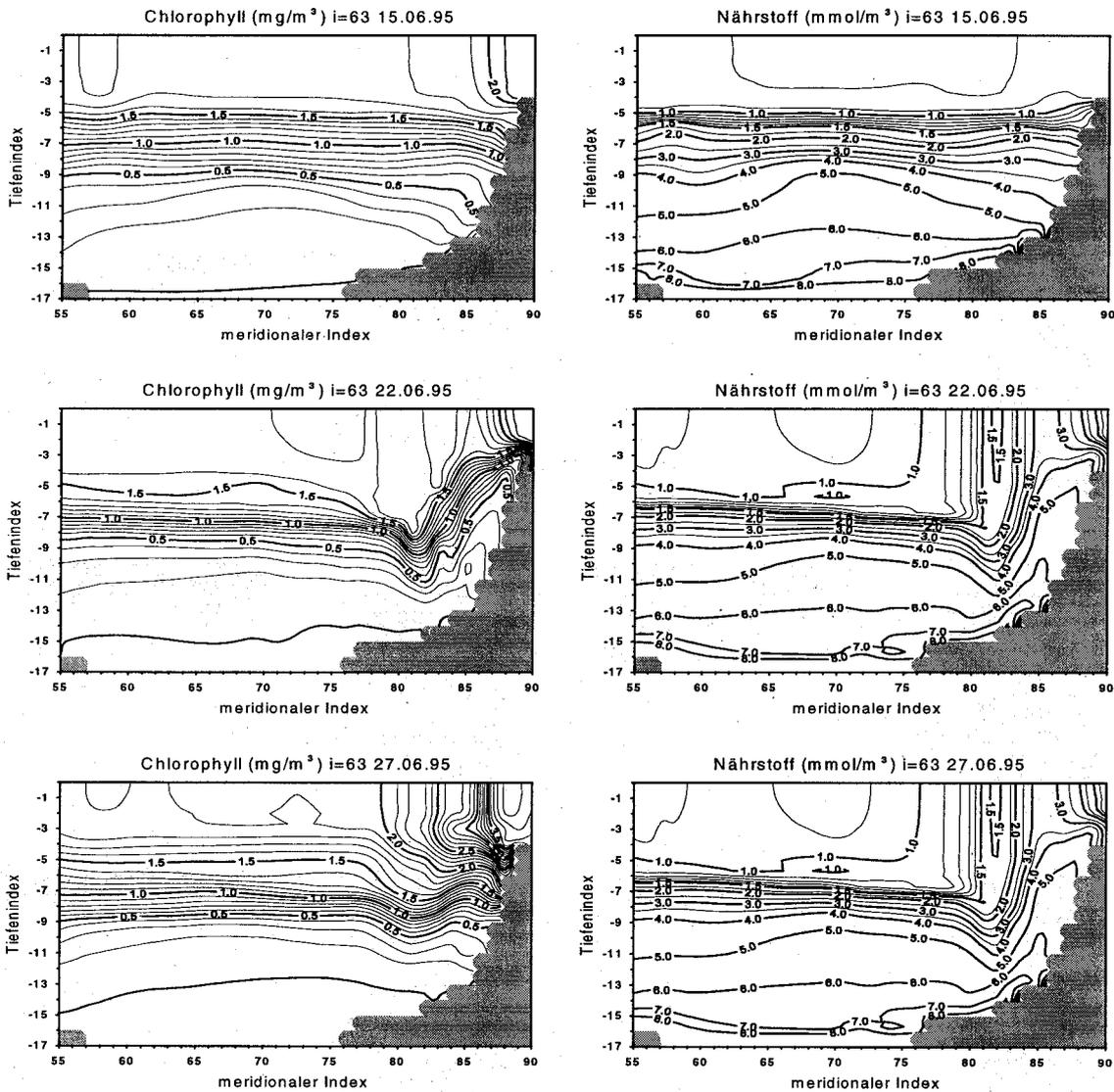


Abbildung 41: Vertikale Schnitte durch die Arkona See bei $i=63$ während eines Auftriebseignisses; links) Chlorophyll, rechts) Nährstoff

Die Nährstoff-Isolinien sind am 22.6. um bis zu 6 Tiefenschichten (12 m) angehoben. Die Chlorophyll-Konzentrationen erhöhen sich durch die Nährstoffzufuhr von 2 mg Chl/m^3 am 15.6. auf bis zu 3.9 mg Chl/m^3 am 27.6.

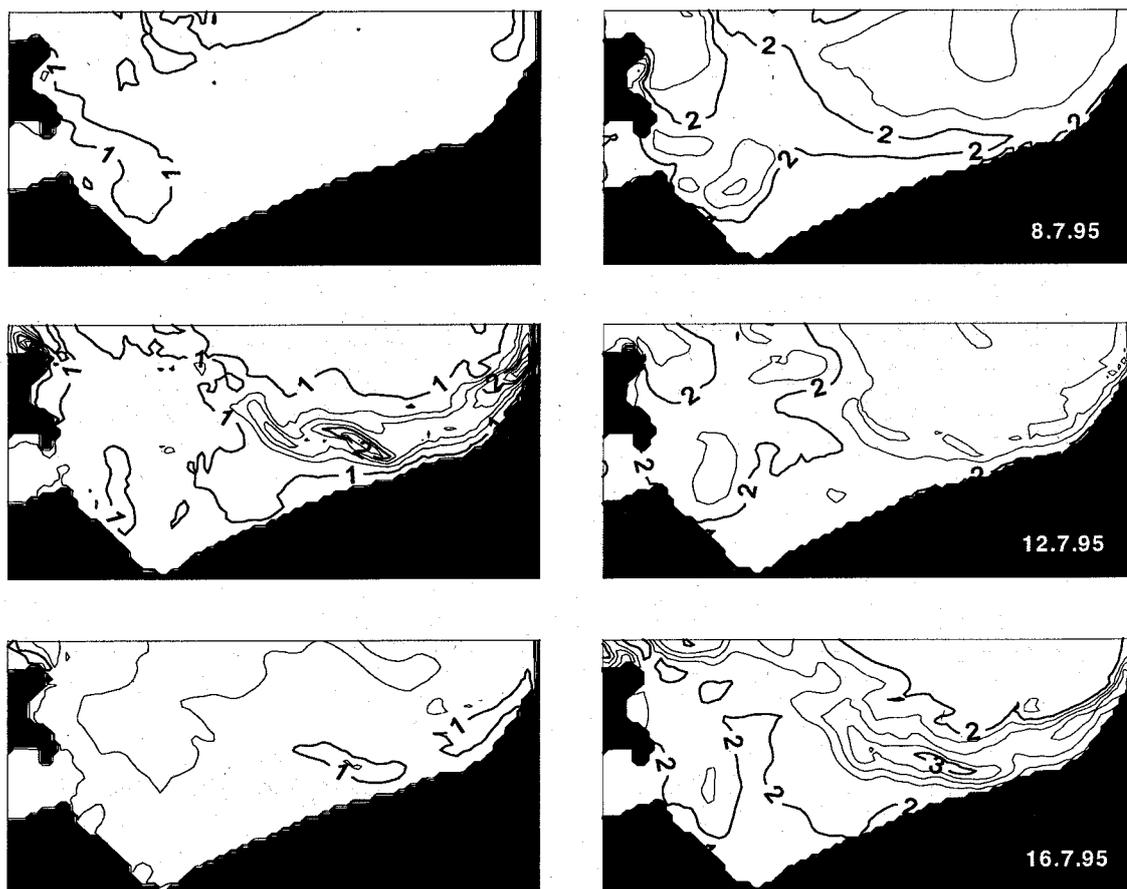


Abbildung 42: Horizontale Verteilungen von Nährstoff (linke Spalte) und Chlorophyll (rechte Spalte) in der Pommerschen Bucht während eines Auftriebsereignisses; dargestellt ist die oberste Modellschicht am 8.7.95, 12.7.95 und 16.7.95 (von oben nach unten)

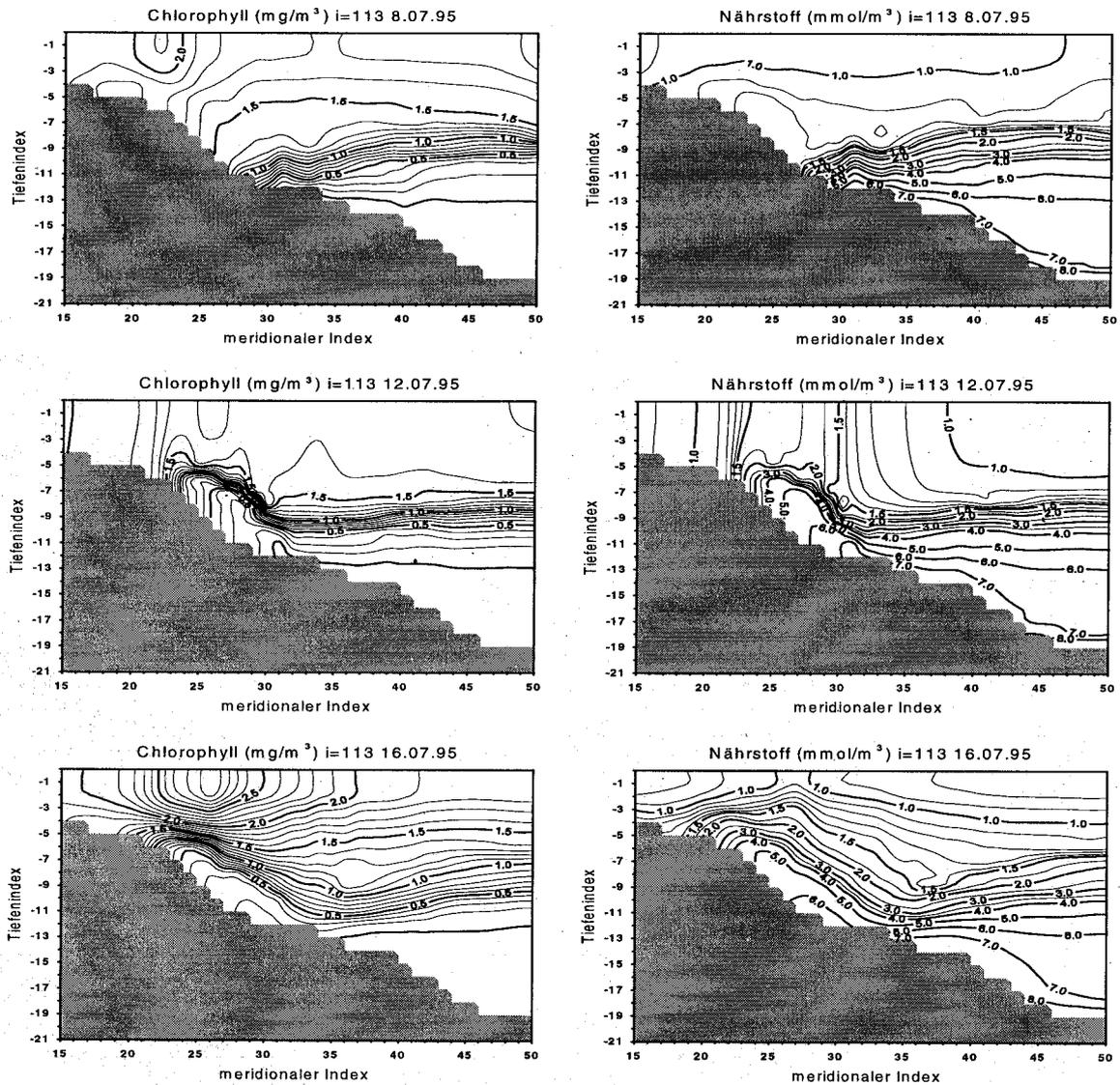


Abbildung 43: Vertikale Schnitte durch die Pommersche Bucht bei $i=113$ während eines Auftriebsereignisses; links) Chlorophyll; rechts) Nährstoff
 Wasser aus 24 m Tiefe (Tiefenindex 12) mit Nährstoffkonzentrationen von 5 mmol N/m^3 wird in die euphotische Zone transportiert (siehe 12.7.) und führt zu Chlorophyll-Konzentrationen von maximal 2.9 mg Chl/m^3 (siehe 16.7.).

5 Simulation externer Nährstoffeinträge

In diesem Kapitel sollen die Auswirkungen einer durch anthropogen verursachten Nährstoffeintrag hervorgerufenen Eutrophierung untersucht werden. Die Eutrophierung der Ostsee mit einem jährlichen Festlandseintrag von etwa 1 Mio. Tonnen Stickstoff und 10 Tausend Tonnen Phosphor ist wegen der resultierenden Sauerstoffbelastung des Tiefenwassers ein gravierendes Umweltproblem (NEHRING & ÆRTEBJERG 1996, JØRGENSEN 1996).

Eutrophierung⁷ läßt sich als Erhöhung der Zufuhr organischen Materials in ein Ökosystem beschreiben (NIXON 1995). Es handelt sich also um einen Prozeß, der den durch die Höhe der jährlichen Primärproduktion bestimmten trophischen Zustand des Systems⁸ ändert. Marine Systeme können durch natürliche Prozesse, z.B. Auftrieb nährstoffreichen Tiefenwassers, eutrophiert sein oder durch anthropogene Aktivitäten wie die Einleitung von Nährstoffen. Eutrophierung kann für den Menschen positive Effekte haben. So gehören z.B. die natürlichen Auftriebsgebiete zu den fruchtbarsten Fischgründen der Welt. Im Zusammenhang mit einer anthropogen verursachten Eutrophierung werden aber verstärkt schädliche Auswirkungen wie die Zunahme giftiger Algenblüten (SMAYADA 1990), die Verschärfung von Sauerstoffmangelercheinungen im Tiefenwasser und ein Verlust von Biodiversität gesehen (RICHARDSON & JØRGENSEN 1996).

In der Ostsee wird seit den 60er und 70er Jahren eine verstärkte Eutrophierung beobachtet (GRANÉLI ET AL. 1990, SCHULZ & KAISER 1986), seit Mitte der 80er Jahre ist diese Entwicklung verlangsamt (NEHRING & ÆRTEBJERG 1996). In den küstennahen Gebieten ist der eutrophe Zustand bereits erreicht, die offene See befindet sich dagegen noch im oligotrophen, tendiert aber ebenfalls zum eutrophen Zustand. Eine Erhöhung der Primärproduktion vergrößert die Sedimentationsraten und führt zur Verstärkung der Sauerstoffzehrung im Tiefenwasser. Die Störung der Sauerstoffbilanz stellt in der Ostsee ein ernstes Problem dar, denn durch die ausgeprägte thermohaline Schichtung mit permanenter Halokline und saisonaler Thermokline ist die vertikale Diffusion von Sauerstoff praktisch unterbunden. Nur durch laterale Advektion von salz- und sauerstoffreichem Nordseewasser, das als Bodenwasser in die tieferen Becken vordringen kann, können die Wassermassen unterhalb der Halokline erneuert werden.

5.1 Ein Eutrophierungsexperiment

Der größte Flußwasser- und Nährstoffeintrag in die südwestliche Ostsee wird durch die Zufuhr von Oderwasser verursacht. In einem Modellexperiment sollen die dynamische Verteilung, die Auswirkungen auf den Nährstoffkreislauf und der Transport der durch die Oder

⁷Da in dieser Arbeit ein konstantes Kohlenstoff/Stickstoff Verhältnis für organisches Material angenommen wurde, wird Eutrophierung hier äquivalent zu obiger Definition als Erhöhung der Zufuhr von organischem Stickstoff in das Ökosystem formuliert.

⁸Ein System gilt als oligotroph bei einer jährlichen Produktion von weniger als 100 g C/m²/Jahr, als mesotroph bei 100-300 g C/m²/Jahr, als eutroph bei 300-500 g C/m²/Jahr und als hypertroph bei mehr als 500 g C/m²/Jahr (NIXON 1995).

eingetragenen Nährstoffe untersucht werden. Dazu wurde für 1995 eine Modellrechnung mit der Nährstoffquelle Oderzufluß durchgeführt, die im Vergleich mit den Modellergebnissen des geschlossenen, "nicht eutrophierten" Systems Aufschluß über den Transport und Verbleib der externen Nährstoffe geben soll.

Die Nährstoffe des Oderwassers gelangen nach relativ kurzem Aufenthalt im Oderhaff hauptsächlich durch die Swinamündung in die Pommersche Bucht. Der durchschnittliche fluviale Eintrag ins Oderhaff betrug in den letzten Jahren etwa 80 000-100 000 t Gesamt N/Jahr und 14 000-16 000 t Gesamt P/Jahr, wobei die anorganischen Komponenten etwa die Hälfte ausmachten (LAMPE 1996). Höchstens 2% des Materials sedimentiert im Oderhaff. Die Verluste durch Denitrifikation werden mit 1-2% gering geschätzt (ANDREAE ET AL. 1996). Der weitaus größte Teil des Materials gelangt innerhalb kurzer Zeit in die Pommersche Bucht (LEIPE ET AL. 1997).

Im Modellexperiment wurde der jährliche Nährstoffeintrag auf 45 000 t N und der mittlere Volumentransport auf 17 km³/Jahr (entspr. 550 m³/s) gesetzt. Unter der Annahme einer gleichmäßigen Verteilung der Nährstoffe im Zufluß ergibt sich eine Konzentration von ca. 200 mmol N/m³. Die Zufuhr erfolgt durch Einmischung des zufließenden Wassers in die Modellboxen im Mündungsbereich der Swina unter Verwendung der Mischungsgleichung

$$C_{Mix} = \frac{C_{Box}V_{Box} + C_{In}V_{In}}{V_{Box} + V_{In}}, \quad (49)$$

wobei C_{Mix} die durch den Eintrag erhöhte Konzentration in der Mündungsbox,
 C_{Box} die ursprüngliche Konzentration in der Mündungsbox,
 V_{Box} das Volumen der Mündungsbox,
 C_{In} die Konzentration im zufließenden Wasser und
 V_{In} das zufließende Volumen seien.

5.1.1 Verteilungsmuster eingetragener Nährstoffe

Ausbreitungsrichtung und dynamische Verteilungsmuster des durch die Swinamündung eingetragenen Materials werden durch das aktuelle Stromregime bestimmt und hängen von der vorherrschenden Windrichtung ab. Die häufigsten Windlagen sind in dieser Region östliche und westliche Winde (SCHMIDT 1995). Sie verursachen zwei typische Verteilungsmuster:

- Ostwindlagen führen zum Transport von Flußwasserblasen entlang der deutschen Küste der Pommerschen Bucht in Richtung Arkona See und können Auftriebsereignisse vor der polnischen Küste der Bucht hervorrufen,
- Westwind erzeugt einen Küstenstrahlstrom entlang der polnischen Küste, der ein Transportband für das eingetragene Material bildet.

Diese typischen Verteilungen wurden sowohl mit Hilfe von Satellitenmessungen beobachtet und beschrieben (SIEGEL ET AL. 1996) als auch mit in situ Messungen nachgewiesen (MOHRHOLZ & LASS 1997). Simulierte Verteilungen des eingetragenen Materials sind in Abbildung

45 und 46 dargestellt. Die Abbildungen zeigen eine Serie von horizontalen Nährstoff- und Chlorophyll-Verteilungen für die Zeit vom 8.7. bis 13.7.95. Der zugehörige Wind wehte vom 4.7. bis 6.7. mit etwa 9.5 m/s aus West, flaute am 7.7. ab und wehte ab 9.7. mit 8 m/s aus Ost. Der Zeitraum umfaßt somit beide typischen Windrichtungen.

Durch den Westwind wurde ein Küstenstrahlstrom mit Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 30 cm/s an der polnischen Küste der Pommerschen Bucht erzeugt (Abbildung 44), der das eingetragene Haffwasser an der Küste entlang führt (Abbildung 45).

Die simulierten Nährstoff-Konzentrationen im Bereich des Küstenstrahlstromes sind hoch. So trifft man am 8.7. in 60 km Entfernung von der Swinamündung 20 mmol N/m^3 an. Gemessene Konzentrationen der anorganischen Stickstoffverbindungen während einer ähnlichen Westwindphase im Juni 1994 liegen im Bereich des Transportbandes bei 15 mmol N/m^3 (NAGEL, persönliche Mitteilung). Die entsprechenden Chlorophyll-Konzentrationen sind entlang des Nährstoffgradienten, wo sich Haff- und Buchtwasser mischen mit 3 bis 4 mg Chl/m^3 am höchsten. Bei Messungen der Chlorophyll-Verteilung während der Westwindlage im Juni 1994 wurden von MOHRHOLZ & LASS (1997) direkt im Küstenstrahlstrom maximale Chlorophyll-Konzentrationen von 12 mg Chl/m^3 , im Mischungsgradienten Konzentrationen zwischen 4 und 5 mg Chl/m^3 gefunden. Es kann angenommen werden, daß die hohen gemessenen Konzentrationen direkt im Transportband durch eingetragenes organisches Material aus dem Oderhaff verursacht wurden und deshalb in der Simulation nicht wiedergefunden werden. Die Konzentrationen im Mischungsgradienten und die Verteilungsmuster stimmen gut überein.

Der ab 9.7. auffrischende Ostwind bewirkt eine Ablösung des Transportbandes von der Küste. Ab 11.7. wird das eingetragene Haffwasser in westlicher Richtung an der Küste entlang transportiert. Nordwestlich vom Mündungsbereich befindet sich eine klar abgegrenzte Blase mit hohen Nährstoff- und Chlorophyll-Konzentrationen von 40 mmol N/m^3 und 4 mg Chl/m^3 die ihre Lage kaum ändert. Von NAGEL (persönliche Mitteilung) wurden in einer ähnlichen Blase nordwestlich der Swinamündung im April 1995 Stickstoffkonzentrationen von 50 mmol N/m^3 gefunden.

Aus Kenntnis dieser typischen Verteilungsmuster können Regionen mit starker fluvialer Belastung abgeleitet werden. Danach müßten die Gebiete vor der polnischen Küste im Bereich des Transportbandes bei westlichen Winden und nordwestlich vom Mündungsbereich bei östlichen bis südlichen Winden besonders von erhöhten Nährstoff-Konzentrationen betroffen sein. Für den zentralen Teil der Pommerschen Bucht ist eine schwächere Beeinflussung durch die eingetragenen Nährstoffe zu erwarten.

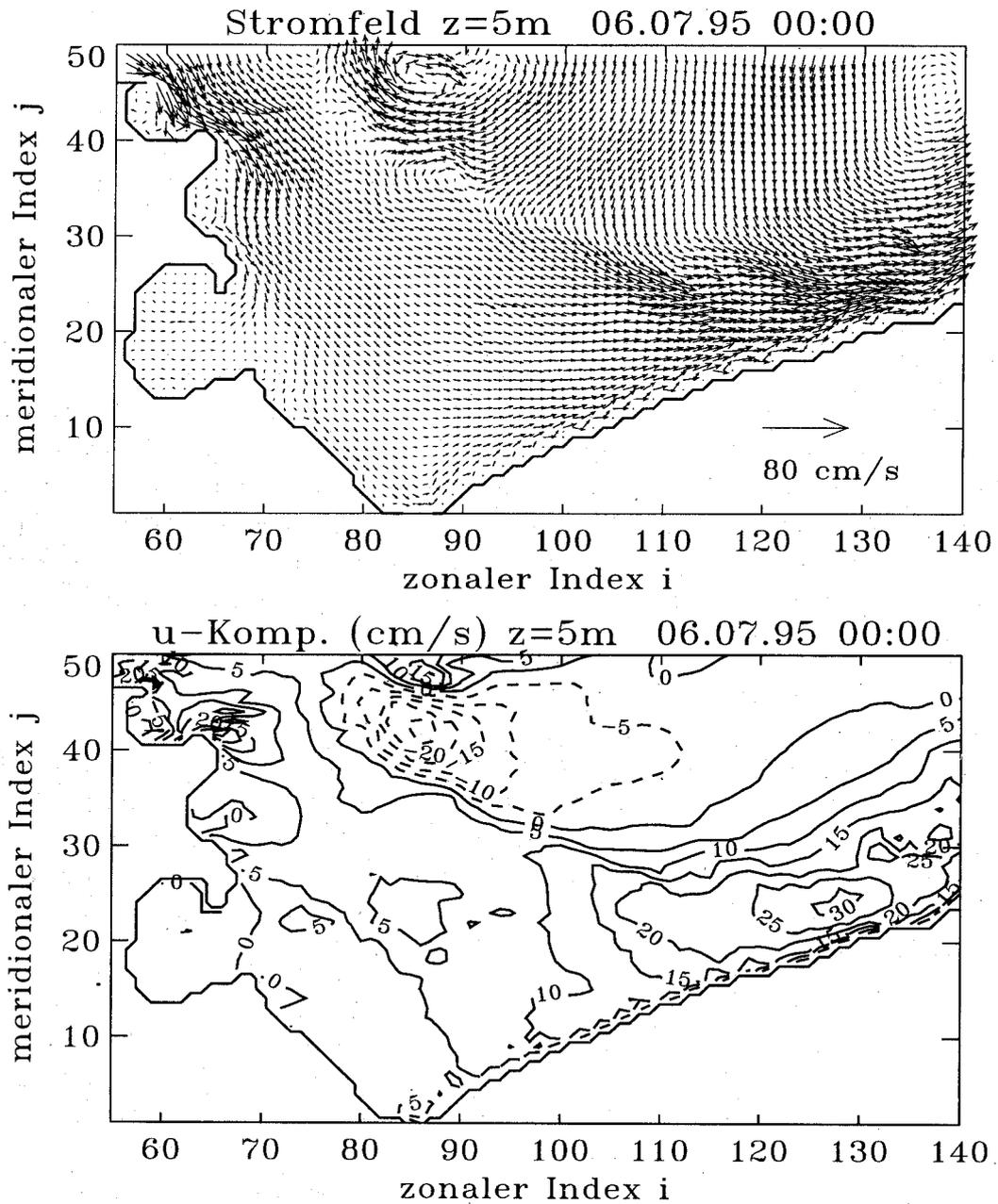


Abbildung 44: Strömungsgeschwindigkeit in der Pommerschen Bucht am 6.7.95 in 5 m Tiefe; oben) Strömungsvektoren; unten) zonale Komponente der Strömungsgeschwindigkeit

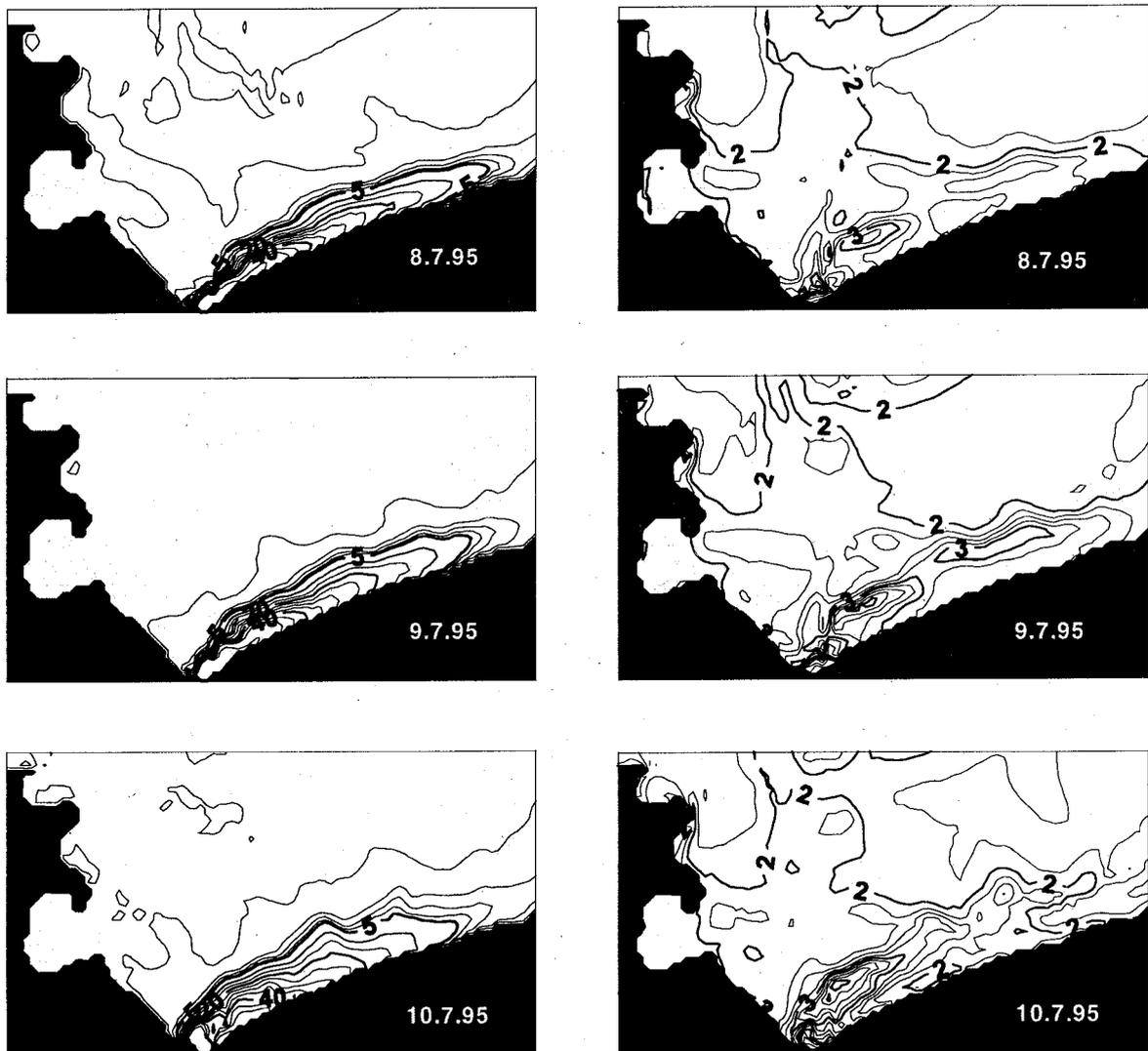


Abbildung 45: Horizontale Verteilungen von Nährstoff (linke Spalte) und Chlorophyll (rechte Spalte) in der Pommerschen Bucht vom 8.-10.7.95; Simulation mit externer Nährstoffzufuhr

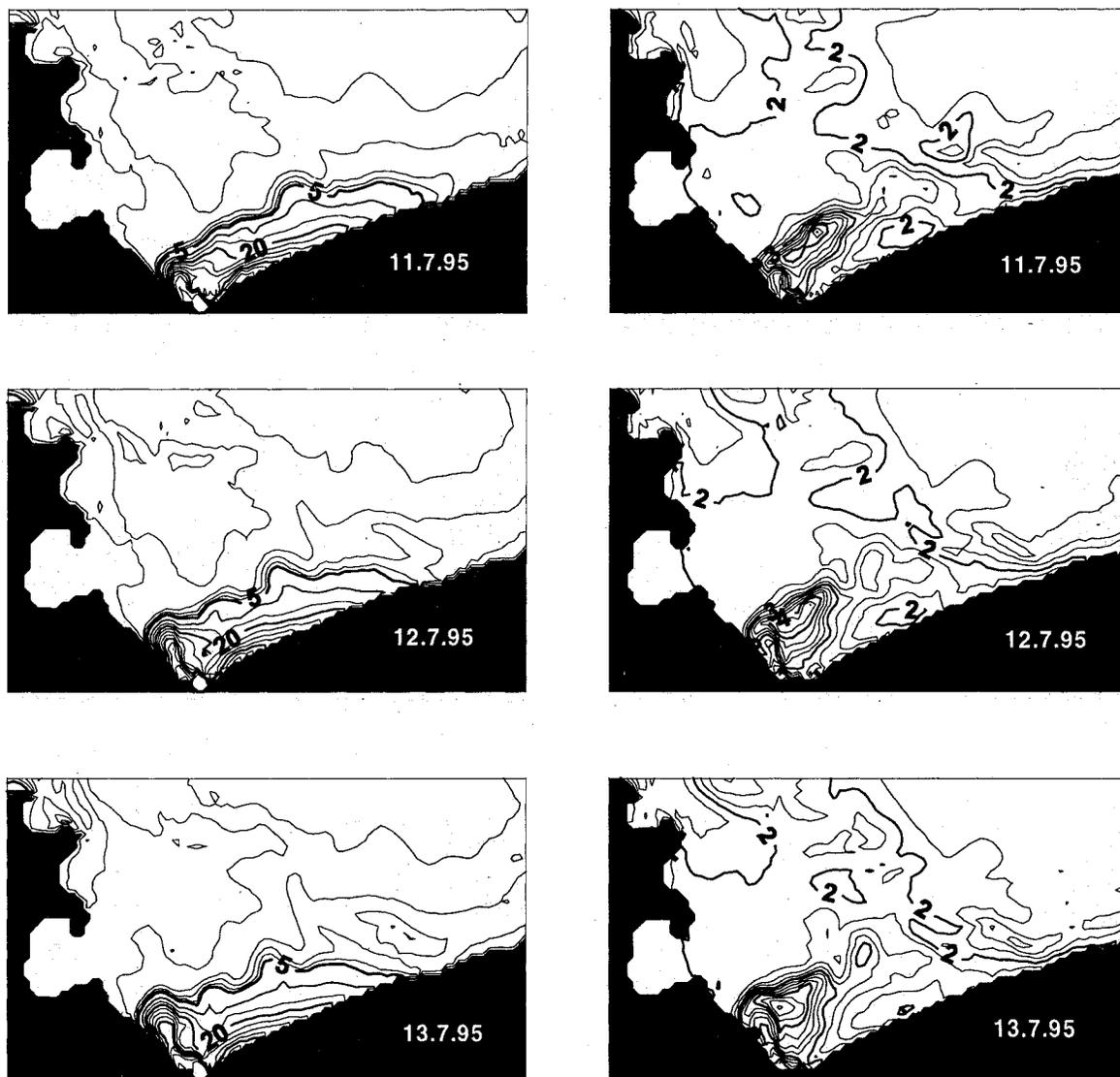


Abbildung 46: Horizontale Verteilungen von Nährstoff (linke Spalte) und Chlorophyll (rechte Spalte) in der Pommerschen Bucht vom 11.-13.7.95; Simulation mit externer Nährstoffzufuhr

5.1.2 Deposition des eingetragenen Materials

Nach der qualitativen Beschreibung typischer Verteilungsmuster soll nun eine Bilanzierung der Massentransporte vorgenommen werden. Als Depositionsgebiete für eingetragenes Material werden die Becken der Bornholm und Arkona See angesehen (LEIPE 1997).

Zur Untersuchung der simulierten Transporte soll zunächst die Verteilung im geschlossenen System ohne externe Nährstoffquelle betrachtet werden. Dazu ist der zeitliche Verlauf des gesamten, in Teilregionen des Modellgebietes enthaltenen Stickstoffs, relativ zur jeweiligen Anfangskonzentration dargestellt (Abbildung 47). Die Bornholm See und die Arkona See weisen eine relative Zunahme, die Pommersche Bucht und die Mecklenburger Bucht einen relativen Verlust von Material auf. In der Arkona See wird die Gesamtstickstoffmenge von anfänglich 24 550 t N um 3.5% erhöht, in der Bornholm See nimmt die Ausgangsmenge von 41 670 t N um 7% zu.

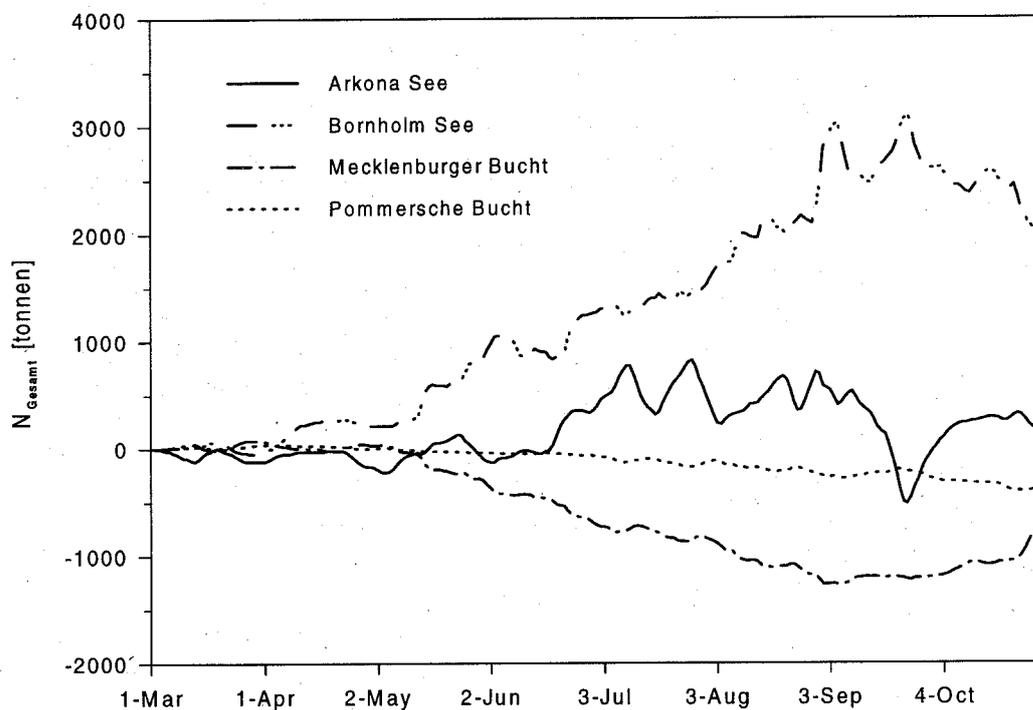


Abbildung 47: Zeitliche Änderungen der Gesamtstickstoffmengen in Teilregionen des Modellgebietes relativ zu den jeweiligen Anfangsmengen

Durch einen Vergleich der zeitlichen Änderung des Gesamtstickstoffs aus dem geschlossenen System und dem System mit Nährstoffzufuhr soll bestimmt werden, wohin das durch die Swina eingetragene Material transportiert wurde. Dazu wurden die Differenzen der regionalen Gesamtstickstoffmengen aus beiden Modellläufen berechnet (Abbildung 48). Der Eintrag führt zunächst in der Pommerschen Bucht zu einem nahezu linearen Anstieg der enthaltenen Stickstoffmenge. Nach drei bis vier Monaten sind Transporte in die Bornholm See und die Arkona See festzustellen, wobei der Bornholm See die größere Bedeutung zukommt. Ende Oktober befinden sich 69% des eingetragenen Materials noch in der Pommerschen Bucht,

27% in der Bornholm See, 3.6% in der Arkona See und 0.4% in der Mecklenburger Bucht.

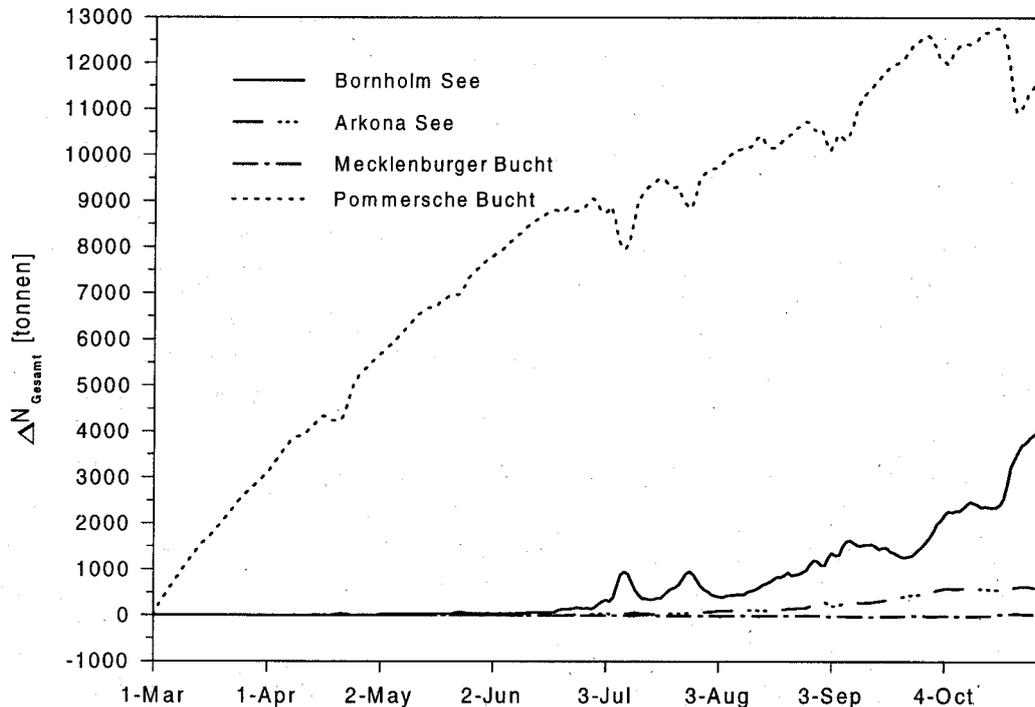


Abbildung 48: Zeitlicher Verlauf der Differenzen des Gesamtstickstoffs aus den Simulationen mit und ohne externe Nährstoffzufuhr in Teilregionen des Modellgebietes

Die Modellsimulationen bestätigen somit eine Akkumulation des eingetragenen Materials in den Becken von Bornholm und Arkona See, wobei im Untersuchungszeitraum die Deposition im Bornholm Becken von größerer Bedeutung ist.

5.1.3 Auswirkungen auf die chemisch-biologische Dynamik

Die eingetragenen Nährstoffe gehen zunächst in den Nährstoffkreislauf der Pommerschen Bucht ein. Da die Wassersäule dort fast ständig bis zum Boden durchmischt ist, sind die benthischen Organismen in den pelagischen Kreislauf eingeschlossen. Die benthische Lebensgemeinschaft wird durch Filtrierer dominiert und Phytoplankton bildet die Grundlage der benthischen Nahrungskette (KUBE ET AL. 1996). Da im Modell keine Benthosorganismen enthalten sind, ist ein Einfluß der Nährstoffeinträge insbesondere auf das simulierte Zooplankton als herbivorem Glied der Nahrungskette zu erwarten.

Der zeitliche Verlauf der regionalen Gesamtmengen von partikulärem organischen Stickstoff (PON) aus der Modellsimulation ohne Nährstoffeintrag ist im Vergleich zur Simulation des eutrophierten Systems in Abbildung 49 für Teilregionen des Modellgebietes dargestellt. Unmittelbare Auswirkungen zeigen sich in der Pommerschen Bucht, wo ein nahezu linearer Anstieg der Konzentration von PON bis Mitte August vorliegt, während das geschlossene System mit Nährstofflimitierung ab Mitte April relativ konstante PON-Mengen aufweist. In der Bornholm See sind Erhöhungen der PON-Mengen nach 4 Monaten, in der Arkona See

nach 6 Monaten zu erkennen, wobei der qualitative Verlauf unverändert bleibt. Die Mecklenburger Bucht wird nicht beeinflusst.

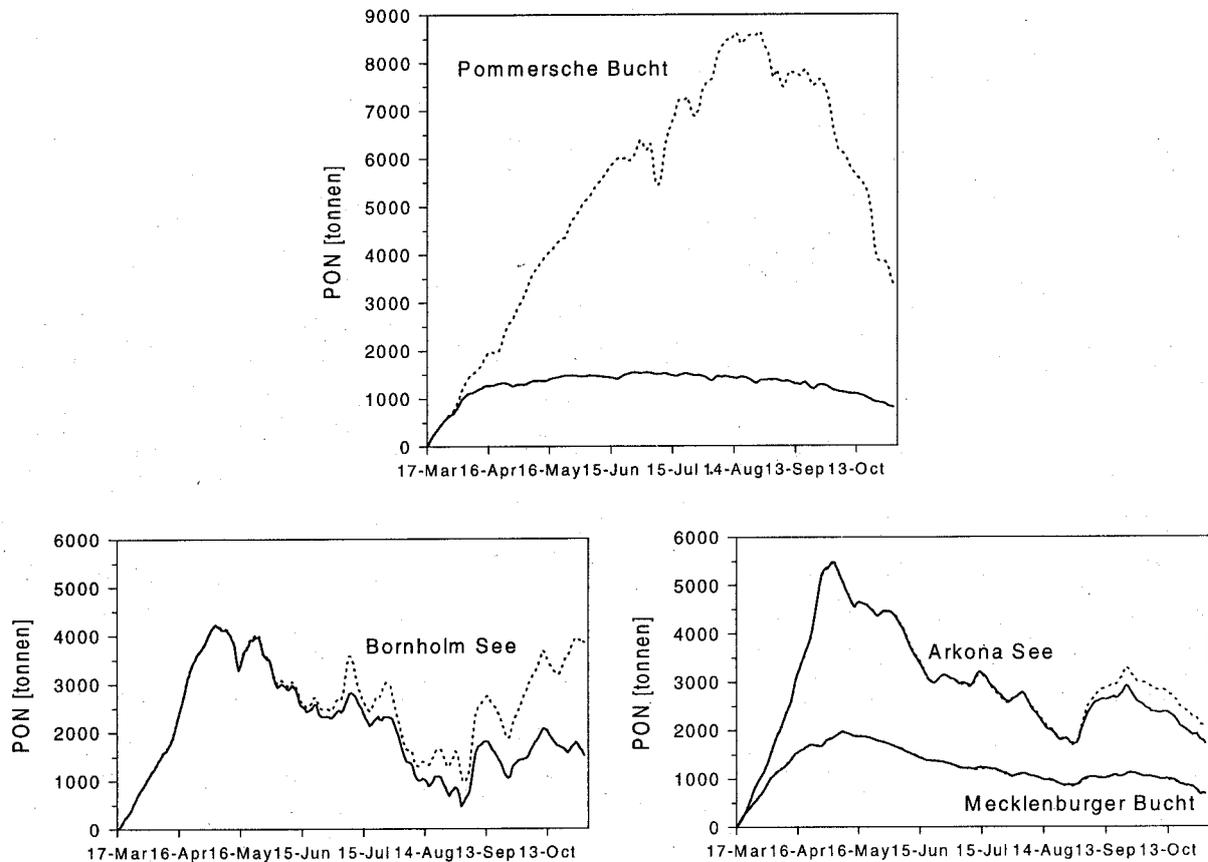


Abbildung 49: Zeitliche Entwicklung der gesamten PON-Menge in Teilregionen; die gestrichelte Linie gehört zur Simulation mit Nährstoffzufuhr

Durch einen Vergleich der Zustandsvariablen aus dem eutrophierten und nicht eutrophierten System an verschiedenen Modellstationen soll der Einfluß auf das pelagische System in Abhängigkeit vom dynamischen Strömungsregime untersucht werden. Die Stationen (M1, M2 und M3) befinden sich z.T. in der Pommerschen Bucht, wobei M1 im westlichen, M3 im östlichen und M2 im zentralen Teil der Bucht gelegen sind (siehe Abbildung 50). Weitere Stationen befinden sich in der Arkona und der Bornholm See (K5 und K2 entsprechen Station 113 und 213) sowie im Übergangsbereich zu diesen Gebieten (K3, K4 und M4).

Der Einfluß des Nährstoffeintrags ist am deutlichsten an Station M3 (Abbildung 51) zu erkennen. Im Frühjahr und Sommer sind die Nährstoffkonzentrationen an dieser Station im Mittel auf das Doppelte der Konzentrationen des nicht eutrophierten Systems erhöht. Im Herbst am Ende der Vegetationsperiode, sind Erhöhungen bis auf das 8fache zu verzeichnen. Die Zooplankton-Konzentrationen sind am Ende des Sommers bis auf das 7fache der entsprechenden Werte aus dem nicht eutrophierten System angestiegen.

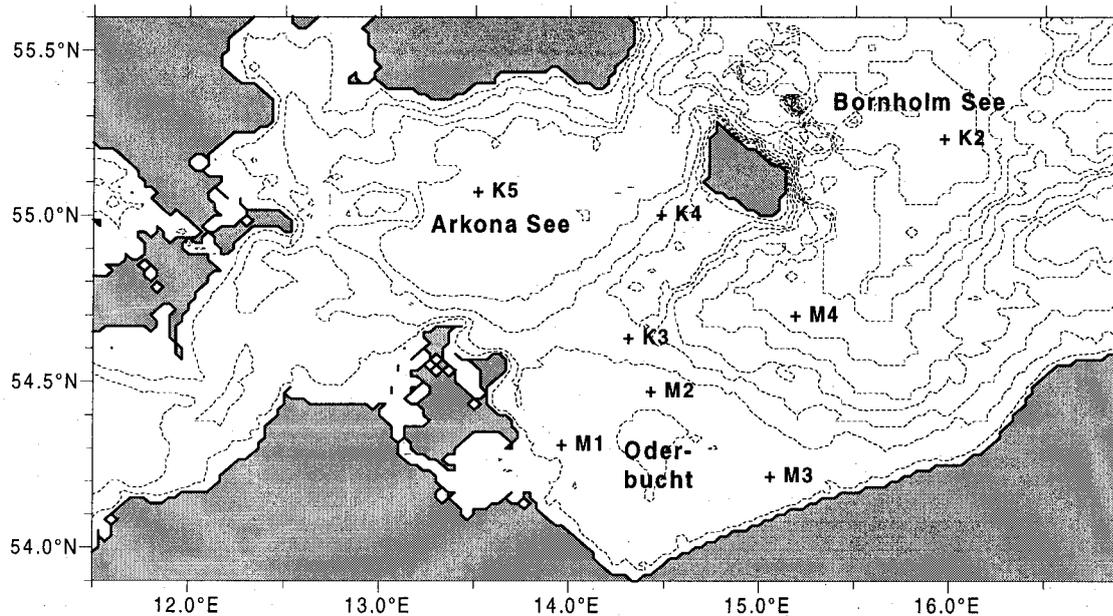


Abbildung 50: Stationsbezeichnungen und Positionen; die Stationen K2 bis K5 entsprechen den BMP-Stationen

An der nordwestlich gelegenen Station M1 treten Erhöhungen der Nährstoffkonzentrationen nur in Einzelereignissen auf. Ende April stiegen nach einer Ostwindphase vom 21.-26.4. mit 9 m/s die Konzentrationen von *N*, *P* und *Z* deutlich an. Eine Vervielfachung der Nährstoff- und Zooplankton-Konzentrationen Ende September wurde durch eine Ostwindlage vom 16.-20.9. mit 7 m/s, gefolgt von Nordwind ab 24.9. mit 9 m/s, verursacht. Die Zooplankton-Konzentrationen erhöhten sich im Sommer im Vergleich zum nicht eutrophierten System um 50%

Die sporadischen Erhöhungen an Station M1 lassen sich somit eindeutig Ost- und Nordost-Windlagen von mindestens 5 Tagen Dauer zuordnen und werden durch den advektiven Transport von Flußwasserblasen verursacht. Die Nährstoffbelastung an Station M3 ist dagegen kontinuierlich. Ursache ist die Dominanz von westlichen Windrichtungen ab Mai 1995. Weiterhin stellt sich das in Abschnitt 5.1.1 beschriebene Transportband schon nach ca. 2 Tagen ein und ist dynamisch relativ stabil, d.h. die kurze Unterbrechung einer Westwindphase führt nicht zur Auflösung dieses Strömungsmusters.

An den Stationen M2 und K3 nördlich der Oderbank liegt bis Ende August nahezu keine Abweichung gegenüber dem nicht eutrophierten System vor. Die weiter östlich gelegene Station M4 weist dagegen schon Anfang Juli erhebliche Erhöhungen der Zooplanktonkonzentrationen (bis auf das 4fache) auf. An den zentral in den Becken von Arkona und Bornholm See gelegenen Stationen K2 und K5 sind im Herbst erste Unterschiede zwischen eutrophiertem und nicht eutrophierten System zu verzeichnen. Die Station K4 bleibt völlig unbeeinflusst.

Die Auswirkungen der fluvialen Nährstoffzufuhr auf die chemisch-biologische Dynamik sind regional sehr unterschiedlich und werden durch die dynamischen Strömungsmuster in der

Pommerschen Bucht bestimmt. Sie führen zur starken Belastung des Bereiches vor der polnischen Küste und im westlichen Teil der Bucht. Der zentral gelegene Teil wird dagegen kaum beeinflusst. Der Transport in die tieferliegenden Arkona und Bornholm Becken wird durch die vorherrschende Windrichtung bestimmt.

POWILLEIT ET AL. (1995) geben eine Verteilung der Biomassen des Makrozoobenthos in der Pommerschen Bucht an, wonach die höchsten Biomassen unmittelbar im Mündungsbereich, im westlichen Teil der Bucht und in unmittelbarer Nähe zur polnischen Küste gefunden werden. Hohe Biomassen liegen also genau in den Gebieten vor, die am stärksten durch eingetragenes Material beeinflusst werden und wo folglich ein großes Nahrungsangebot vorhanden ist.

Aktuelle Abschätzungen der gesamten benthischen Biomasse in der Pommerschen Bucht im Vergleich zu Abschätzungen der entsprechenden Biomassen von vor 50 Jahren weisen auf eine Zunahme um den Faktor 8 hin (KUBE ET AL. 1996). Die simulierten PON-Mengen in der eutrophierten Pommerschen Bucht erreichen das 8fache der PON-Mengen im nicht eutrophierten System (siehe Abbildung 49). Dieser Zuwachs wird hauptsächlich durch eine Zunahme der Zooplanktonbiomassen ausgemacht, da das pelagische Phytoplankton im Sommer durch das Zooplankton kontrolliert wird.

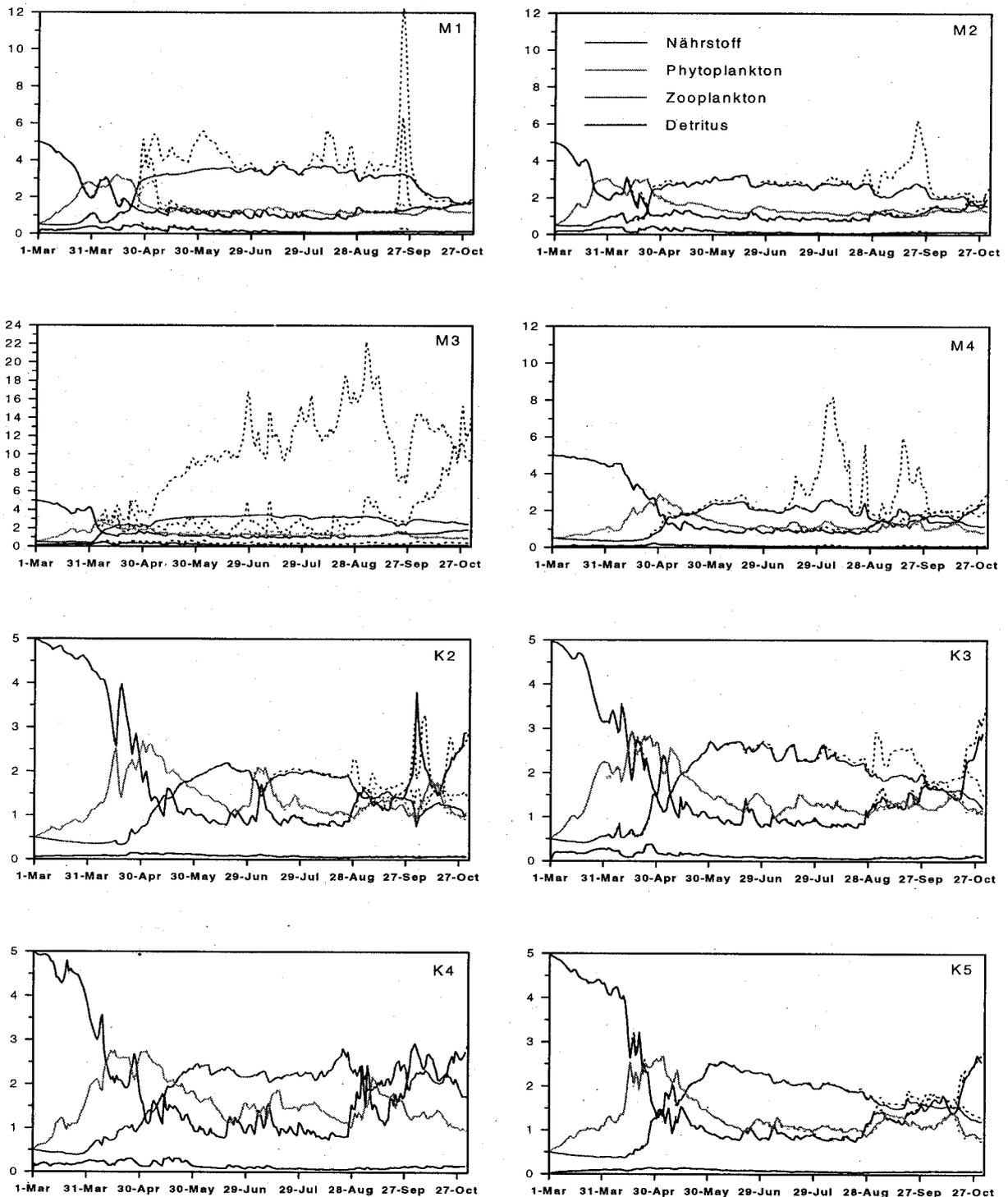


Abbildung 51: Zeitlicher Verlauf der Zustandsvariablen Nährstoff, Phytoplankton, Zooplankton und Detritus in mmol N/m^3 an verschiedenen Modelstationen (siehe vorige Abbildung) gemittelt über die oberen 10 m der Wassersäule; Die durchgezogenen/gestrichelten Linien gehören zur Simulation ohne/mit externer Nährstoffzufuhr.

6 Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde ein gekoppeltes physikalisch-chemisch-biologisches Modell beschrieben und Ergebnisse numerischer Simulationen für die westliche Ostsee im Vergleich zu den realen Verhältnissen diskutiert.

Es wurde ein quantitativer Vergleich der Modellergebnisse für die Jahre 1994, 1995 und 1996 mit Meßdaten von IOW-Terminfahrten und Chlorophyll-Daten des finnischen Monitoringprojektes *Algaline* durchgeführt. Dabei ergab sich eine gute Übereinstimmung zwischen Modellsimulationen und Beobachtungen sowohl im zeitlichen Verlauf der Zustandsvariablen als auch in ihren Größenordnungen. Die größten Abweichungen wurden beim Vergleich der Chlorophyll-Werte festgestellt, die wegen starker Variationen im C/Chl-Verhältnis jedoch auch den größten Schwankungsbereich in ihrer Genauigkeit aufweisen.

Zur Einschätzung der Qualität des Modells wurde einem qualitativen Vergleich größere Bedeutung beigemessen, d.h. der Untersuchung, ob beobachtete Phänomene mit ihren typischen Eigenschaften, Strukturen und Reaktionszeiten vom Modell vernünftig simuliert werden. Untersucht wurde dabei insbesondere,

- ob makroskopische Eigenschaften des pelagischen Modellsystems mit entsprechenden Literaturwerten übereinstimmen,
- ob der Jahresgang mit seinen typischen Phasen wiedergespiegelt wird,
- ob das bekannte Phänomen der zeitlichen Verzögerung im Beginn der Frühjahrsblüte in Übereinstimmung mit Messungen berechnet wird,
- ob die simulierte Patchiness die gleichen räumlichen und zeitlichen Skalen und Amplituden aufweist wie beobachtete Variabilitäten,
- ob die Verteilungsmuster von eingetragenen Material die bekannten Strukturen aufweisen.

Zur Untersuchung der makroskopischen Systemeigenschaften wurden der saisonale Verlauf des f-Verhältnisses sowie der Verhältnisse von Sedimentation und Primärproduktion und von Primärproduktion und Sekundärproduktion mit Literaturwerten für die westliche Ostsee verglichen. Es zeigte sich, daß die Größenordnung und der Verlauf dieser Verhältnisse vom Modell gut wiedergespiegelt werden. Lediglich die beobachteten hohen Umsatzraten im sommerlichen pelagischen System werden vom Modell nicht beschrieben, denn diese Umsätze sind hauptsächlich Flüsse im mikrobiellen Nahrungsnetz. Im Modell, das die herbivore Nahrungskette beschreibt, wird dieses mikrobielle Netz nicht explizit aufgelöst.

Für alle untersuchten Modelljahre wurde der typische Jahresgang der pelagischen Komponenten in Übereinstimmung mit Beobachtungen simuliert. Es traten zwischenjährliche und regionale Unterschiede in der chemisch-biologischen Dynamik auf, insbesondere im Beginn und Verlauf der Frühjahrsblüte. Die zwischenjährlichen Abweichungen konnten durch den Verlauf des meteorologischen Antriebs, insbesondere des Windschubes erklärt werden. Regionale Abweichungen äußerten sich in einer Verzögerung im Beginn der Frühjahrsblüte in östlicher Richtung für die Jahre 1994 und 1996, die in guter Übereinstimmung mit den Beobachtungen beschrieben wird. Diese Verzögerung wird nach kalten Wintern durch die unterschiedlich

lang andauernde Frühjahrskonvektion in Abhängigkeit vom Dichtemaximum hervorgerufen und wurde nach dem milden Winter im Jahr 1995 nicht festgestellt.

In den Modellsimulationen wurde aus den zunächst homogenen Anfangskonzentrationen der chemisch-biologischen Größen, trotz der Wirkung von homogenisierenden Prozessen wie turbulente Diffusion und konvektive Durchmischung, mesoskalige Variabilität in den Chlorophyll-Verteilungen erzeugt. Die simulierte Patchiness stimmt qualitativ in Amplitude und räumlicher Skala der Fluktuationen mit den Beobachtungen überein und die Zeitskala des Abklingens liegt übereinstimmend mit den Beobachtungen bei einigen Tagen. Es hat sich gezeigt, daß bei der Erzeugung der Konzentrationsgradienten im Frühjahr mesoskalige Wirbel eine wichtige Rolle spielen. Sie isolieren durch ihre spezielle Dynamik distinkte Wasserkörper, in denen höhere Wachstumsraten als in der Umgebung auftreten können.

Im Rahmen eines Eutrophierungsexperimentes wurden die Verteilungsmuster von extern eingetragenen Material in Übereinstimmung mit Satelliten- und in situ-Messungen simuliert. Die Verteilungsmuster der fluvialen Nährstoffe hängen stark vom aktuellen Strömungsregime und somit von der herrschenden Windlage ab. Die Auswirkungen des Eintrags auf das pelagische System sind durch die dynamische Verteilung geprägt und regional unterschiedlich stark. Die eingetragenen Nährstoffe führen zu einer Zunahme des partikulären organischen Stickstoffs und spiegeln sich insbesondere in einer Zunahme der Zooplanktonbiomasse wider. In den aus der Simulation abgeleiteten Regionen mit starker fluvialer Nährstoffbelastung wurden die höchsten Zoobenthosbiomassen in der Pommerschen Bucht gefunden.

Es kann somit festgestellt werden, daß der Modellansatz geeignet ist, um die typischen räumlichen und zeitlichen Skalen und Patchiness zu erfassen und die realen Verhältnisse in der westlichen Ostsee, insbesondere für Blütezeiten, trotz der vereinfachenden Annahmen gut abgebildet werden.

Eine Schwäche des betrachteten Modells liegt in der Behandlung der offenen Ränder, die durch feste, horizontale Wände geschlossen wurden. Durch diesen Abschluß des Modellgebietes wird die Zirkulation und die chemisch-biologische Dynamik in der Nähe der Ränder beeinflußt. Dieses Problem wird nach einer Erweiterung des Modellgebietes auf die gesamte Ostsee jedoch nicht mehr auftreten. Eine Beschränkung des Untersuchungsgebietes auf die westliche Ostsee war in dieser Arbeit wegen des hohen Rechenaufwandes nötig.

Die Komponenten des pelagischen Systems wurden durch die Zusammenfassung aller vorkommenden Planktonarten in nur zwei Artengruppen, nämlich eine autotrophe und eine heterotrophe Gruppe, und die Beschränkung auf einen limitierenden Nährstoff vereinfacht.

Das Modell wird deshalb als Test-Feld gesehen, mit dem die Durchführbarkeit des Modellansatzes und seine Anwendbarkeit auf die westliche Ostsee untersucht werden kann und Erfahrungen bei der Koppelung hochauflösender Zirkulationsmodelle mit chemisch-biologischen Modellen gesammelt werden können.

Die Modellergebnisse weisen geringfügige Abweichungen gegenüber den Meßwerten der sommerlichen Nährstoffkonzentrationen und der Zooplanktonbiomassen auf, die jedoch durch die vorgeschlagenen und begründeten Parameteränderungen leicht korrigiert werden können.

Eine Verfeinerung der Prozeßauflösung im chemisch-biologischen Teilmodell und eine Ausdehnung des Modellgebietes wird zu einer Modifizierung der Ergebnisse führen, eine grundlegende Änderung des Modellverhaltens ist jedoch nicht zu erwarten, da Beobachtungen bereits gut abgebildet werden.

Bei der Untersuchung der Stoffflüsse im pelagischen System ergab sich, daß die beobachteten hohen Umsatzraten im sommerlichen System, das durch das mikrobielle Nahrungsnetz dominiert wird, nicht widerspiegelt werden. Das Modell ist somit weniger zur Beschreibung der regenerierten Produktion geeignet. Für die Untersuchung von Algenblüten, von Fragestellungen über Sedimentationsraten organischen Materials und Eutrophierungsszenarien ist jedoch die neue Produktion entscheidend, die vom Modell gut beschrieben wird.

Die Auswertung der durchgeführten Modellexperimente hat zum Verständnis von zwischenjährigen und regionalen Unterschieden und der Entstehung von Patchiness beigetragen. Es hat sich gezeigt, daß zwischenjährliche Unterschiede durch Variationen im atmosphärischen Antrieb erklärt werden können. Räumliche Abweichungen, wie die bekannte Verzögerung im Beginn der Frühjahrsblüte in östlicher Richtung nach kalten Wintern, wurde im Modell durch die Dichteanomalie des Wassers verursacht. Die Simulationen bestätigten weiterhin, daß nach milden Wintern ohne Unterschreitung der Temperatur des Dichtemaximums die Frühjahrsblüte in Arkona und Bornholm See gleichzeitig beginnt und ähnlich verläuft.

Da das Modell die mesoskalige Variabilität der physikalischen Strömungsprozesse erfaßt, konnte ihr Einfluß auf die Verteilungsmuster des Phytoplanktons untersucht werden. Die Bedeutung der nicht-linearen Wechselwirkungen zwischen mesoskaligen Strömungen und chemisch-biologischen Prozessen für die Entstehung von Patchiness wurde am Beispiel eines Wirbels gezeigt.

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|----|--|----|
| 1 | Schematische Darstellung des chemisch-biologischen Modells | 6 |
| 2 | Michaelis-Menten-Funktion (a) im Vergleich zur quadratischen Formulierung ("s-förmige Kurve") (b) und zur Formulierung mit Schwellenwert (c) | 7 |
| 3 | Modelltopographie; westliche Ostsee mit den Monitoringstationen 113 und 213 | 15 |
| 4 | Anfangsbedingungen für Temperatur und Salzgehalt (meridionaler Schnitt) | 16 |
| 5 | Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell (ungestörter Parametersatz) | 23 |
| 6 | Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell, wobei die Übergangsrate von P zu D halbiert wurde (Störung von L_{PD} um -50%) | 23 |
| 7 | Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell, wobei die Anfangskonzentration des Nährstoffes N um ein Viertel verringert wurde (Störung von N_{Ini} um -25%) | 24 |
| 8 | Chlorophyll-Verlauf im 1D-Modell, wobei die maximale Wachstumsrate halbiert wurde (Störung von w_{max} um -50%) | 24 |
| 9 | Simulierter Nährstoff- und Chlorophyll-Verlauf an den Stationen 113 und 213 für 1994 im Vergleich zu Monitoringdaten | 27 |
| 10 | Simulierter Nährstoff- und Chlorophyll-Verlauf an den Stationen 113 und 213 für 1995 im Vergleich zu Monitoringdaten | 28 |
| 11 | Simulierter Chlorophyll-Verlauf an Station 113 für 1994, umgerechnet unter Verwendung typischer C/Chl-Verhältnisse, im Vergleich zu gemessenen Chlorophyll-Daten | 29 |
| 12 | Simulierter Zooplanktonverlauf an den Stationen 113 und 213 für 1994 und 1995 | 30 |
| 13 | 1D-Testläufe | 32 |
| 14 | Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Arkona See (<i>Algaline</i> -Daten) und simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 113 für 1995 | 33 |
| 15 | Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Bornholm See (<i>Algaline</i> -Daten) und simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 213 für 1995 | 34 |
| 16 | Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Arkona See (<i>Algaline</i> -Daten) und simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 113 für 1996 | 35 |
| 17 | Beobachtete Chlorophyll-Konzentrationen und Schwankungsbreite in der Bornholm See (<i>Algaline</i> -Daten) und simulierte Chlorophyll-Gehalte an Station 213 für 1996 | 36 |
| 18 | Mittlere Stickstoffflüsse zwischen den Modellkomponenten und mittlere Konzentrationen im Frühjahr | 38 |
| 19 | Mittlere Stickstoffflüsse zwischen den Modellkomponenten und mittlere Konzentrationen im Sommer | 39 |
| 20 | Mittlere Stickstoffflüsse zwischen den Modellkomponenten und mittlere Konzentrationen im Herbst | 40 |
| 21 | Zeitreihen des Chlorophyllgehaltes im Frühjahr 1994, 1995 und 1996 an Station 113 | 43 |
| 22 | Verlauf der Windstärke im Frühjahr 1994, 1995 und 1996 | 45 |
| 23 | Horizontale Chlorophyll-Verteilungen im Frühjahr 1994 | 46 |
| 24 | Simulierte Chlorophyll-Verläufe im Vergleich zu Chlorophyll-Daten an den Stationen 46, 113 und 213 für Frühjahr 1994 | 47 |

| | | |
|----|---|----|
| 25 | Zeitreihe von Temperatur (Isolinien) und Chlorophyll-Konzentration (Isoflächen) an Modellstation 113 (Arkona See) im Frühjahr 1994 | 49 |
| 26 | Zeitreihe von Temperatur (Isolinien) und Chlorophyll-Konzentration (Isoflächen) an Modellstation 213 (Bornholm See) im Frühjahr 1994 | 50 |
| 27 | Zustandsdiagramm des Meerwassers | 52 |
| 28 | <i>Algaline</i> -Daten (oben) und simulierte Chlorophyll-Verläufe (unten) nach dem milden Winter 1994/95 und dem strengen Winter 1995/96 | 53 |
| 29 | Temperaturverteilungen im Frühjahr 1996; zonale Schnitte durch das Arkona und Bornholm Becken | 54 |
| 30 | <i>Algaline</i> -Schnitt der Chlorophyll-Verteilung (30. April - 2.Mai 1995) | 56 |
| 31 | Verteilung des Modellphytoplanktons auf einem Schnitt durch die Arkona See am 17. und 24. April 1995 im Vergleich zu den entsprechenden <i>Algaline</i> -Messungen | 57 |
| 32 | Mittelwerte und Standardabweichung der simulierten Chlorophyllgehalte auf horizontalen Modellschnitten in der Arkona See und der Pommerschen Bucht | 58 |
| 33 | Zeitlicher Verlauf der Schwankungskoeffizienten in Arkona See und Pommerscher Bucht | 58 |
| 34 | Schema eines zyklonalen Wirbels | 60 |
| 35 | Zonaler Schnitt der vertikalen Mischungskoeffizienten durch das Zentrum eines Wirbels | 62 |
| 36 | Stromfeld in der Arkona See; im östlichen Teil ist ein zyklonaler Wirbel an der Oberfläche und in 23 m Tiefe sichtbar | 63 |
| 37 | Zonale Schnitte durch das Zentrum eines Wirbels; Chlorophyll-Gehalt und v-Komponente der Geschwindigkeit | 64 |
| 38 | Zonale Schnitte durch die Arkona See am 17. und 24. April 1995 | 65 |
| 39 | Relative Änderungen der Nährstoff- und Phytoplanktonmengen in den oberen 20 m der Wassersäule während eines Auftriebsereignisses (Arkona See und Pommerscher Bucht) | 68 |
| 40 | Horizontale Verteilungen von Nährstoff und Chlorophyll in der nördlichen Arkona See am 18.6.95, 21.6.95 und 25.6.95 | 69 |
| 41 | Vertikale Nährstoff- und Chlorophyll-Schnitte durch die Arkona See | 70 |
| 42 | Horizontale Verteilungen von Nährstoff und Chlorophyll in der Pommerschen Bucht am 8.7.95, 12.7.95 und 16.7.95 | 71 |
| 43 | Vertikale Schnitte der Nährstoff- und Chlorophyll-Verteilung durch die Pommersche Bucht | 72 |
| 44 | Strömungsvektoren und zonale Komponente der Strömungsgeschwindigkeit in der Pommerschen Bucht am 6.7.95 | 76 |
| 45 | Horizontale Verteilungen von Nährstoff und Chlorophyll in der Pommerschen Bucht vom 8.-10.7.95; Simulation mit externer Nährstoffzufuhr | 77 |
| 46 | Horizontale Verteilungen von Nährstoff und Chlorophyll in der Pommerschen Bucht vom 11.-13.7.95; Simulation mit externer Nährstoffzufuhr | 78 |
| 47 | Zeitliche Änderungen der Gesamtstickstoffmengen in Teilregionen des Modellgebietes | 79 |
| 48 | Zeitlicher Verlauf der Differenzen des Gesamtstickstoffs aus den Simulationen mit und ohne externe Nährstoffzufuhr in Teilregionen des Modellgebietes | 80 |
| 49 | Zeitliche Entwicklung der gesamten PON-Menge in Teilregionen | 81 |

| | | |
|----|--|-------|
| 50 | Stationsbezeichnungen und Positionen | 82 |
| 51 | Zeitlicher Verlauf der Zustandsvariablen Nährstoff, Phytoplankton, Zooplankton und Detritus an verschiedenen Modellstationen | 84 |
| 52 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Frühjahr 1994 | II |
| 53 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Sommer 1994 | III |
| 54 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Herbst 1994 | IV |
| 55 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Frühjahr 1994 | V |
| 56 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Sommer 1994 | VI |
| 57 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Herbst 1994 | VII |
| 58 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Frühjahr 1995 | VIII |
| 59 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Sommer 1995 | IX |
| 60 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Herbst 1995 | X |
| 61 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Frühjahr 1995 | XI |
| 62 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Sommer 1995 | XII |
| 63 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Herbst 1995 | XIII |
| 64 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Frühjahr 1996 | XIV |
| 65 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Sommer 1996 | XV |
| 66 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 113 im Herbst 1996 | XVI |
| 67 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Frühjahr 1996 | XVII |
| 68 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Sommer 1996 | XVIII |
| 69 | Chlorophyll-Zeitreihe; Station 213 im Herbst 1996 | XIX |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|---|--|----|
| 1 | Parameter des chemisch-biologischen Modells | 9 |
| 2 | Parameter der Wärmebilanz | 13 |
| 3 | Parameter zur Berechnung der eintreffenden Sonnenstrahlung | 13 |
| 4 | Vertikale Auflösung des Zirkulationsmodells | 17 |
| 5 | Parameter des Zirkulationsmodells | 17 |
| 6 | Modelltypen und ihre Besonderheiten | 18 |
| 7 | Sensitivität der Modellparameter (Teil 1) | 21 |
| 8 | Sensitivität der Modellparameter (Teil 2) | 22 |
| 9 | Makroskopische Eigenschaften des pelagischen Systems in verschiedenen Jahreszeiten; Literatur- und Modellwerte | 41 |

Literaturverzeichnis

- AITSAM, A., 1994. Physical and biological background of plankton patchiness. *ICES Coop. Res. Rep.*, No. 201:3-7.
- AKSNES, D.L., K.B. ULVESTAD, B.M. BALIÑO, J. BERNTSEN, J.K. EGGE & E. SVENDSEN, 1995. Ecological modelling in coastal waters: towards predictive physical-chemical-biological simulation models. *OPHELIA* 41:5-36.
- ANDREAE, M.O., H.W. BANGE, S. DAHLKE, L.A. MEYER-REIL, S. RAPSOMANIKIS & C. WOLFF, 1996. Mikrobieller N-, S- und C-Umsatz und die Emission von N₂O und CH₄ im Greifswalder Bodden und im westlichen Teil des Oderästuars. *GOAP Jahresbericht*.
- BAIRD, D. & H. MILNE, 1981. Energy flow in the Ythan estuary, Aberdeenshire, Scotland. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 13:455-472.
- BANSE, K., 1957. Ergebnisse eines hydrographisch-produktionsbiologischen Längsschnitts durch die Ostsee im Sommer 1956. II. Verteilung von Sauerstoff, Phosphat und suspendierter Substanz. *Kieler Meeresforsch.* 13:186-201.
- BARETTA, J.W., W. EBENHÖH & P. RUARDIJ, 1995. The European Regional Seas Ecosystem Model, a complex marine ecosystem model. *Netherlands Jour. Sea Res.* 33:233-246.
- BEARMAN, G. (Hrsg.), 1993. Ocean Circulation. Open University Course. Pergamon Press, Oxford.
- BERGER, A., M. LOUTRE & C. TRICOT, 1992. Insolation and the Earth's Orbit periods. Institut d'Astronomie et de Géophysique G. Lemaître, 2 Chemin du Cyclotron, B-1348 Lovain-la-Neuve, Belgien.
- BODUNGEN, B.V., 1986. Annual Cycles of Nutrients and Plankton in a shallow inshore Area, Kiel Bight - Variability and Trends. *OPHELIA* 26:91-107.
- BODUNGEN, B.V., K.V. BRÖCKEL, V. SMETACEK & B. ZEITZSCHEL, 1981. Growth and Sedimentation of the phytoplankton spring bloom in the Bornholm Sea (Baltic Sea). *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 5:49-60.
- BODUNGEN, B.V., G. JOST, L. POSTEL, M. POWILLEIT & N. WASMUND, 1996. Biologisches Monitoring und wissenschaftliche Zustandseinschätzung der Ostsee im Rahmen der HELCOM, Abschlußbericht 1991-1995, Institut für Ostseeforschung.
- BODUNGEN, B.V. & B. ZEITZSCHEL, 1996. Die Ostsee als Ökosystem. In: G. Rheinheimer (Hrsg.) *Meereskunde der Ostsee*. Springer, Berlin, S.230-244.
- BRYAN, K., 1969. A numerical method for the study of the circulation of the world ocean. *J. Comp. Phys.* 3:347-376.
- CASWELL, H., 1976. The Validation Problem. In: B.C. Patten (Hrsg.), *Systems Analysis and Simulation in Ecology*. Vol.IV Academic Press, New York, S.313-325.
- CUSHING, D.H., 1989. A difference in structure between ecosystems in strongly stratified waters and in those that are only weakly stratified. *J. Plank. Res.*, 11:1-13.
- CUTTNER, M.M., 1980. Validation proofs of discrete event simulation programs. Proc. Summer Computer Simulation Conference, Seattle, WA. Sim. Council, La Jolla, CA, S.240-245.
- DIETRICH, G., K. KALLE, W. KRAUSS & G. SIEDLER, 1975. *Allgemeine Meereskunde*. 3.Aufl., Gebrüder Bornträger, Berlin, S.64.
- DUGDALE, R.C. & J.J. GÖRING, 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol. Oceanogr.* 12:196-206.

- ELKEN, J., L. TALSEPP, T. KOTUS & M. PAJUSTE, 1994. The role of mesoscale eddies and saline stratification in the generation of spring bloom heterogeneity in the southeastern Gotland Basin: an example from PEX'86. *ICES Coop. Res. Rep.*, No. 201:40-48.
- EPPLEY, R.W., 1972. Temperature and Phytoplankton Growth in the Sea. *Fish. Bull.* 70:1063-1085.
- EPPLEY, R.W. & B.J. PETERSON, 1979. Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean. *Nature* 282:677-680.
- EVANS, G.T., 1988. A framework for discussing the seasonal succession and coexistence of phytoplankton species. *Limnol. Oceanogr.* 33(5):1027-1036.
- EVANS, G.T. & J.S. PARSLow, 1985. A model of annual plankton cycles. *Biol. Oceanogr.* 3:327-347.
- FASHAM, M.J.R. & G.T. EVANS 1995. The use of optimization techniques to model marine ecosystem dynamics at the JGOFS station at 47°N 20°W. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 348:203-209.
- FASHAM, M.J.R., J.L. SARMIENTO, R.D. SLATER, H.W. DUCKLOW & R. WILLIAMS, 1993. Ecosystem Behavior at Bermuda Station "S" and Ocean Weather Station "India": A General Circulation Model and Observational Analysis. *Global biogeochem. cycles* 7:379-415.
- FENNEL, W., 1995a. Wasseraustausch, mesoskalige Zirkulation und gekoppelte physikalisch-biologische Modelle. *Geowiss.* 11:435-441.
- FENNEL, W., 1995b. A model of the yearly cycle of nutrients and plankton in the Baltic Sea. *Jour. Mar. Syst.* 6:313-329.
- FENNEL, W. & T. NEUMANN, 1996. The mesoscale variability of nutrients and plankton as seen in a coupled model. *Dt. Hydrogr. Z.* 48:49-71.
- FRANKS, P.J.S., 1992. Sink or swim: accumulation of biomass at fronts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 82:1-12.
- FROST, B.W., 1993. A modelling study of processes regulating plankton standing stock and production in the open subarctic Pacific Ocean. *Prog. Oceanogr.* 32:17-56.
- FROST, B.W., 1987. Grazing control of phytoplankton stock in the open subarctic Pacific Ocean: a model assessing the role of mesozooplankton, particularly the large calanoid copepod *Neocalanus* spp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 39:49-68.
- GRANÉLI, E., K. WALLSTRÖM, U. LARSSON, W. GRANÉLI & R. ELMGREN, 1990. Nutrient Limitation of Primary Production in the Baltic Sea Area. *AMBIO* 19:142-151.
- HENDERSON, E.W. & J. STEELE, 1995. Comparing models and observations of shelf plankton. *J. Plank. Res.* 17:1679-1692.
- HOLLING, C.S., 1965. The functional response of predators to prey density and its role in mimicry population regulation. *Mem. Entomol. Soc. Can.* 45:1-60.
- HORSTMANN, U., 1983. Distribution Patterns of Temperature and Water Colour in the Baltic Sea as recorded in Satellite Images: Indicators for Phytoplankton Growth. *Ber. Inst. Meeresk.* Vol.1 Nr.106, Kiel.
- ICES, 1994. Symposium on Patchiness in the Baltic Sea, Mariehamn (Finland) 3.-4. June 1991. *ICES Coop. Res. Rep.* 201.
- ICES, 1989. Baltic Sea Patchiness Experiment - PEX'86. Part I: General Report, Vol.1 und 2. *Coop. Res. Rep. Cons. int. Explor. Mer.*, No. 163.

- JØRGENSEN B.B., 1996. Material Flux in the Sediment. In: B.B. Jørgensen & K. Richardson (Hrsg.), Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems, Coastal and Estuarine Studies 52, Washington, S.115-135.
- JØRGENSEN S.E., 1994. Fundamentals in Ecological Modelling. Elsevier, Amsterdam.
- KAHRU M., J.H. LEPPÄNEN, S. NÖMMANN, U. PASSOW, L. POSTEL & S. SCHULZ, 1990. Spatio-temporal mosaic of the phytoplankton spring bloom in the open Baltic Sea in 1986. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66:301-309.
- KAHRU, M. & S. NÖMMANN, 1990. The phytoplankton spring bloom in the Baltic Sea in 1985, 1986: multitude of spatio-temporal scales. *Cont. Shelf Res.* 10(4):329-354.
- KAISER, W. & S. SCHULZ, 1978. On the causes for the differences in space and time of the commencement of the phytoplankton bloom in the Baltic. *Kieler Meeresforsch. Sonderh.* 4:161-170.
- KELLER, A.A. & U. RIEBESELL, 1989. Phytoplankton carbon dynamics during a winter-spring bloom in an enclosed marine ecosystem: Primary production, biomass and loss rates. *Mar. Biol.* 103:131-142.
- KLEPPEL, G.S. 1988. Plant and animal pigments as trophodynamic indicators. In: D.F. Soule & G.S. Kleppel (Hrsg.), Marine organisms as indicators. Springer, Berlin, S.73-90.
- KUBE, J., M. POWILLEIT & J. WARZOGA, 1996. The importance of hydrodynamic processes and food availability for the structure of macrofauna assemblages in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). *Arch. Hydrobiol.* 138:213-228.
- LAMPE, R., 1996. Bodden und Haffe: Veränderungen durch Überdüngung. In: J.L. Ložan, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr, H.v. Westernhagen (Hrsg.) Warnsignale aus der Ostsee, Parey Buchverlag, Berlin, S.249-259.
- LEGENBRE, L. & F. RASSOULZADEGAN, 1995. Plankton and Nutrient Dynamics in marine Waters. *OPHELIA* 41:153-172.
- LEIPE, T., 1997. Transport, Verteilung und Ablagerung von Sedimentmaterial und Schwermetallen im Mündungsgebiet der Oder. Aufbaubericht, Institut für Ostseeforschung, S.68-70.
- LEIPE, T., J. EIDAM, R. LAMPE, H. MEYER, T. NEUMANN, A. OSADCZUK, W. JANKE, T. PUFF, T. BLANZ, F.X. GINGELE, D. DANNENBERGER & G. WITT, 1998. Das Oderhaff - Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. *Meereswiss. Ber.* 28.
- LENHART, H.J., G. RADACH, J.O. BACKHAUS & T. POHLMANN, 1995. Simulations of the North Sea circulation, its variability, and its implementation as hydrodynamical forcing in ERSEM. *Netherlands Jour. Sea Res.* 33:271-299.
- LEPPÄNEN, J.M., E. RANTAJÄRVI, M. MAUNUMAA, M. LARINMAA & J. PAJALA, 1994. Unattended algal monitoring system - a high resolution method for detection of phytoplankton blooms in the Baltic Sea. *Oceans94 Proceedings, IEEE, New York*, S.461-463.
- LOEHLE, C., 1983. Evaluation of Theories and Calculation Tools in Ecology. *Ecol. Modell.* 19:239-247.
- MATTHÄUS, W., D. NEHRING, H.U. LASS, G. NAUSCH, K. NAGEL & H. SIEGEL 1997. Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1996. *Meereswiss. Ber.* 24.
- MEYERHÖFER, M. 1993. Plankton Pigmente und deren Abbauprodukte als Biomarker zur Beschreibung und Abschätzung der Phytoplankton-sukzession und -Sedimentation. *Dissertation, Univ. Kiel.*

- MOHRHOLZ, V. & H.U. LASS, 1997. Chlorophyll-a distribution and -transport in the Pomeranian Bight. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* (eingereicht)
- MOLL, A., 1997. Modeling Primary Production in the North Sea. *Oceanography* 10:24-26.
- MOLL, A., 1995. Regionale Differenzierung der Primärproduktion in der Nordsee: Untersuchungen mit einem drei-dimensionalen Modell. *Ber. ZMT 19, Univ. Hamburg.*
- NEHRING, D. & G. ÆRTJEBJERG, 1996. Bodden und Haffe: Veränderungen durch Überdüngung. In: J.L. Lozán, R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr, H.v. Westernhagen (Hrsg.) *Warnsignale aus der Ostsee*, Parey Buchverlag, Berlin, S.61-69.
- NEHRING, D., W. MATTHÄUS, H.U. LASS, G. NAUSCH & K. NAGEL, 1996. Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1995. *Meereswiss. Ber.* 16
- NEHRING, D., W. MATTHÄUS, H.U. LASS, G. NAUSCH & K. NAGEL, 1995. Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994. *Meereswiss. Ber.* 9:1-71.
- NIXON, S.W., 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *OPHELIA* 41:199-220.
- ODUM, E.P., 1991. Prinzipien der Ökologie - Lebensräume, Stoffkreisläufe, Wachstumsgrenzen. *Spektrum der Wissenschaft*. Heidelberg.
- PACANOWSKI, R.C., K. DIXON & A. ROSATI, 1990. The GFDL modular ocean model users guide version 1.0. GFDL Technical Report No.2, Princeton Univ., Princeton.
- PACANOWSKI, R.C. & S.G.H. PHILANDER, 1981. Parametrization of the vertical mixing in numerical models of the tropical ocean. *J. Phys. Oceanogr.* 11:1443-1451.
- PARSONS, T.R. & T.A. KESSLER, 1987. An ecosystem model for the assessment of plankton production in relation to the survival of young fish. *J. Plank. Res.* 9:125-137.
- PARSONS, T.R., M. TAKAHASHI & B. HARGRAVE, 1984. *Biological Oceanographic Processes*. 3. Aufl., Pergamon Press, Oxford.
- PIELOU, E.C., 1977. *Mathematical Ecology*. Wiley, New York, S.107.
- PLATT, J.R. 1964. Strong Interference. *Science* 146:347-353.
- POPPER, K.J. 1965. *Conjectures and Refutations*. Harper and Row, New York, S.417.
- POWILLEIT, M., J. KUBE, J. MASLOWSKI & J. WARZOCHA, 1995. Distribution of macrobenthic invertebrates in the Pomeranian Bay (Southern Baltic) in 1993/94. *Bull. Sea Fish. Inst., Gdynia, Polen*, 3(136):75-86.
- RADACH, G. & A. MOLL, 1993. Estimation of the variability of production by simulating annual cycles of phytoplankton in the central North Sea. *Prog. Oceanogr.* 31:339-419.
- RICHARDSON, K. & B.B. JØRGENSEN, 1996. Eutrophication: Definition, History and Effects. In: B.B. Jørgensen & K. Richardson (Hrsg.), *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*, Coastal and Estuarine Studies 52, Washington, S.1-19.
- RIEMANN, A.C., B.H. KETCHUM & F.A. RICHARDS, 1989. The influence of organisms on the composition of sea water. In: Hill, M.N. (Hrsg.), *The Sea*, Wiley, New York, S.26-77.
- ROSATI, A. & K. MIYAKODA, 1988. A General Circulation Model for Upper Ocean Simulation. *J. Phys. Oceanogr.* 18:1601-1626.
- ROVINSKY, A. B., H. ADIWIDJAJA, V.Z. YAKHNIN & M. MENZINGER, 1997. Patchiness and enhancement of productivity in plankton ecosystems due to differential advection of predator and prey. *Oikos* 78:101-106.

- SARMIENTO, J.L., R.D. SLATER, M.J.R. FASHAM, H.W. DUCKLOW, J.R. TOGGWEILER & G.T. EVANS, 1992. A seasonal three-dimensional Ecosystem Model of Nitrogen Cycling in the North Atlantic euphotic Zone. *Global biogeochem. cycles* 7:417-450.
- SAVCHUK, O. & F. WULFF, 1996. Biogeochemical transformations of nitrogen and phosphorus in the marine environment - coupling hydrodynamic and biogeochemical processes in models for the Baltic Proper. *Syst. Ecol. Contrib. Stockholm-Schweden* Vol.2.
- SCHMIDT, T., 1995. Mesoskalige Zirkulationsprozesse in der westlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der Austauschvorgänge über die Darßer Schwelle. *Dissertation, Univ. Rostock*.
- SCHRADER-FRECHETTE, K.S. & E.D. MCCOY, 1995. *Method in Ecology: Strategies for Conservation*. University Press, Cambridge.
- SCHULZ S., 1994. Variability of chlorophyll-a in the Baltic Sea in relation to PEX'86 results. *ICES Coop. Res. Rep.*, No. 201:116-120.
- SCHULZ, S. & W. KAISER, 1986. Increasing trends in plankton variables in the Baltic Sea - a further sign of eutrophication? *OPHELIA* Suppl.4:249-257.
- SCHULZ, S., W. KAISER & G. BREUEL, 1992. A comparison of biological data from 1976-1990 and 1991 - the influence of a warm winter. *ICES, Coun. Meet., Biol. Oceanogr. Comm.* L:19, S.1-5.
- SEIFERT, T. & B. KAYSER, 1995. A High Resolution Spherical Grid Topography of the Baltic Sea. *Meereswiss. Ber.* 9:72-88.
- SEMTNER, A.J., 1995. Modeling Ocean Circulation. *Science* 269:1379-1385.
- SIEGEL, H., M. GERTH & A. MUTZKE, 1998. Dynamics of the Oder River Plume in the southern Baltic Sea - Satellite Data and Numerical Modelling. *Cont. Shelf Res.* (im Druck)
- SIEGEL, H., M. GERTH, R. RUDLOFF & G. TSCHERSICH, 1994. Dynamical features in the western Baltic Sea investigated by NOAA-AVHRR-Data. *Dt. Hydrogr. Z.* 3:191-209.
- SIEGEL, H., M. GERTH, T. SCHMIDT, 1996. Water exchange in the Pomeranian Bight investigated by satellite data and shipborne measurements. *Cont. Shelf Res.* 16:1793-1817.
- SKOGEN, M.D., E. SVENDSEN, J. BERNTSEN, D.L. AKSNES & K.B. ULVESTAD, 1995. Modeling the Primary Production in the North Sea using a Coupled Three-dimensional Physical-Chemical-Biological Ocean Model. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 41:545-565.
- SMAYADA, T.J., 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for a global epidemic. In: E. Granéli, B. Sundström, L. Edler & D.M. Anderson (Hrsg.) *Toxic Marine Phytoplankton*, Elsevier, New York, S.20-40.
- SMETACEK, V. 1975. Die Sukzession des Phytoplanktons in der westlichen Kieler Bucht. *Dissertation, Univ. Kiel*.
- SMETACEK, V., B.V. BODUNGEN, B. KNOPPERS, R. PEINERT, F. POLLEHNE, P. STEGMANN & B. ZEITZSCHEL 1984. Seasonal stages characterizing the annual cycle of an inshore pelagic system. *Rapp. P.-v. Reun. Cons. int. Explor. Mer.* 183:126-135.
- SMITH, S.D. & F.W. DOBSON, 1984. The heat budget at Ocean Weather Station Bravo. *Atmos.-Ocean* 22:1-22.
- SOLOW, A.R. & J. STEELE, 1995. Scales of plankton patchiness: biomass versus demography. *J. Plank. Res.* 17:1669-1677.
- SPENCER, J.W., 1971. Fourier Series Representation of the Position of the Sun. *Search* 2:172.

- STEELE, J., 1962. Environmental control of photosynthesis in the sea. *Limnol. Oceanogr.* 7:137-150.
- STEELE, J. & E.W. HENDERSON, 1992. The role of predation in plankton models. *J. Plank. Res.* 14:157-172.
- STIGEBRANDT, A. & F. WULFF, 1987. A model for the nutrients and oxygen in the Baltic proper. *Jour. Mar. Res.* 45:729-759.
- STRICKLAND, J.H.D., 1965. Production of marine organic matter in the primary stages of the marine food chain. In: J.P. Riley (Hrsg.), *Chemical Oceanography 1*. Academic Press, London, S.478-610.
- SVERDRUP, H.U., 1953. On the conditions for the vernal blooming of phytoplankton. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 18:287-295.
- TAMSALU, R. & P. ENNET, 1995. Ecosystem modelling in the Gulf of Finland. 2. The aquatic ecosystem model FINEST. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 41:429-458.
- TAMSALU, R. & K. MYRBERG, 1995. Ecosystem modelling in the Gulf of Finland. 1. General features and the hydrodynamic prognostic model FINEST. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 41:249-273.
- TETT, P., 1987. Modelling the growth and distribution of marine microplankton. In: *Ecology of Microbial Communities*, University Press, Cambridge, S.387-425.
- ULANOWICZ, R.E. & F. WULFF, 1991. Comparing Ecosystem Structures: The Chesapeake Bay and the Baltic Sea. In: J. Cole, G. Lovett & S. Findlay (Hrsg.), *Comparative Analyses of Ecosystems*, Springer-Verlag, New-York, S.140-166.
- VALIELA, I., 1995. *Marine Ecological Processes*, 2.Aufl. Springer, New York.
- VISSER, A.W. & L. KAMP-NIELSEN, 1996. The Use of Models in Eutrophication Studies. In: B.B. Jørgensen & K. Richardson (Hrsg.), *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*, Coastal and Estuarine Studies 52, Washington, S. 221-242.
- WASMUND, N., G. NAUSCH & W. MATTHÄUS, 1998. Phytoplankton spring blooms in the southern Baltic Sea - spatio-temporal development and long term trends. *J. Plank. Res.* 20:1099-1117.

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|-----------------|--|
| <i>Algaline</i> | Phytoplankton-Monitoring Projekt des Finnischen Instituts für Meeresforschung (Daten unter http://www2.fimr.fi/project/algaline/algaline.htm verfügbar) |
| BMP | Baltic Monitoring Project (HELCOM) |
| BSH | Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie |
| ERSEM | European Regional Seas Ecosystem Model |
| FLEX | Fladen Experiment (in der Nordsee im Jahr 1976) |
| GFDL | Geophysical Fluid Dynamics Laboratory, Princeton |
| HELCOM | Baltic Marine Environment Commission (Helsinki Commission) |
| ICES | International Council for the Exploration of the Sea |
| IOW | Institut für Ostseeforschung Warnemünde |
| MOM | Modulares Ozean Modell der GFDL |
| NPZD-Modell | Die Zustandsvariablen Nährstoff, Phytoplankton, Zooplankton und Detritus umfassendes Modell. |
| PEX | Patchiness Experiment (in der Ostsee im Jahr 1986) |

A Chlorophyll-Zeitreihen

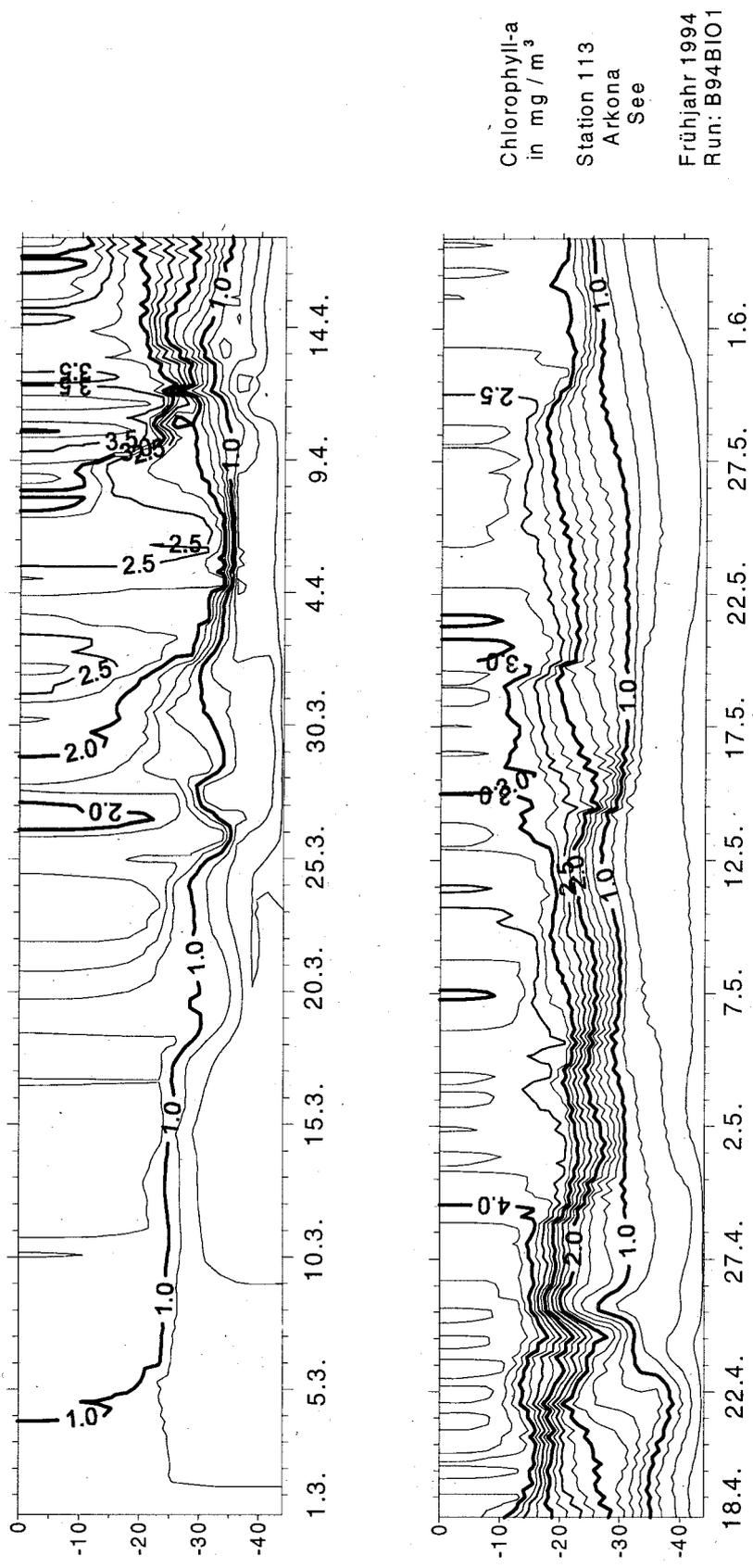
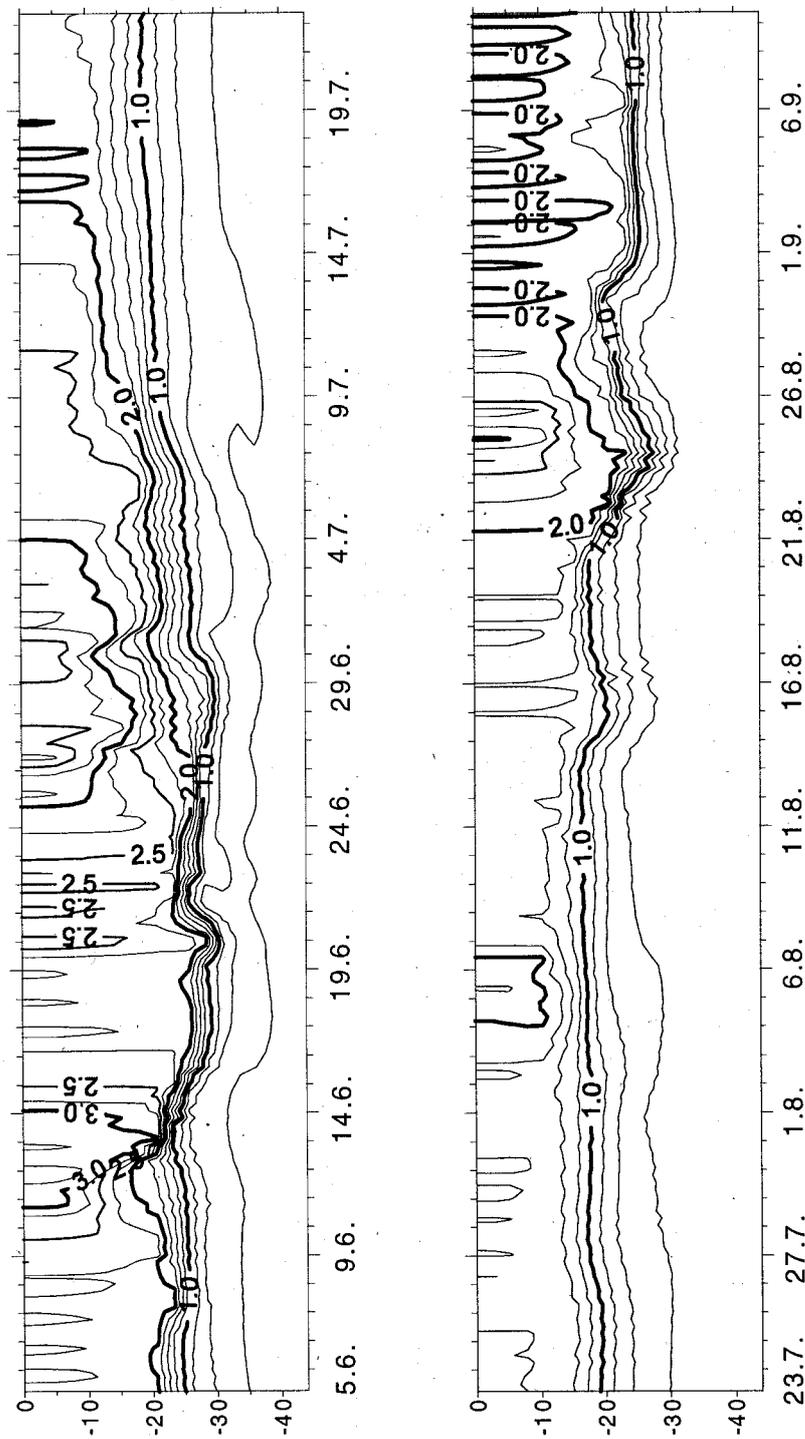


Abbildung 52: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1994 an Station 113



Chlorophyll-a
in mg / m³
Station 113
Arkona
See
Sommer 1994
Run: B94BIO1

Abbildung 53: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1994 an Station 113

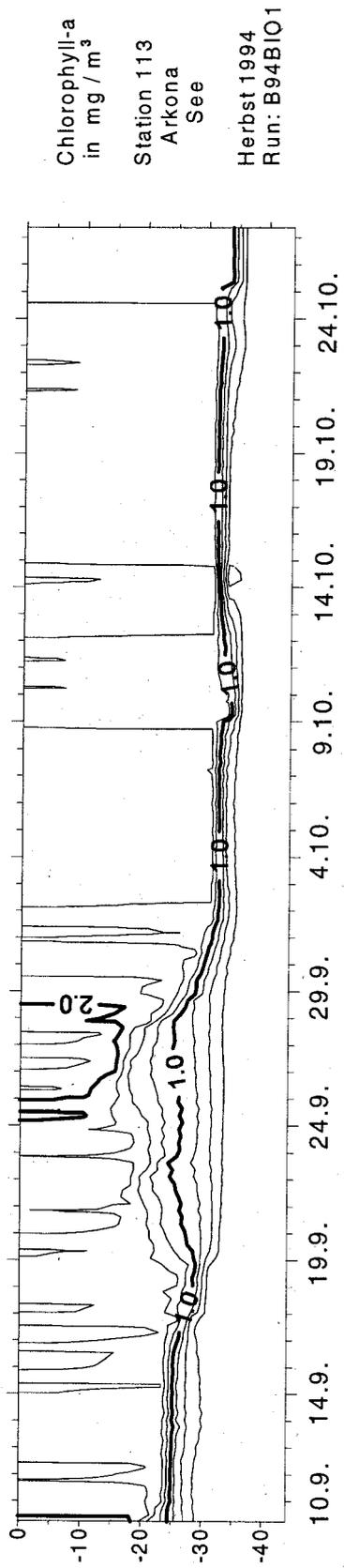
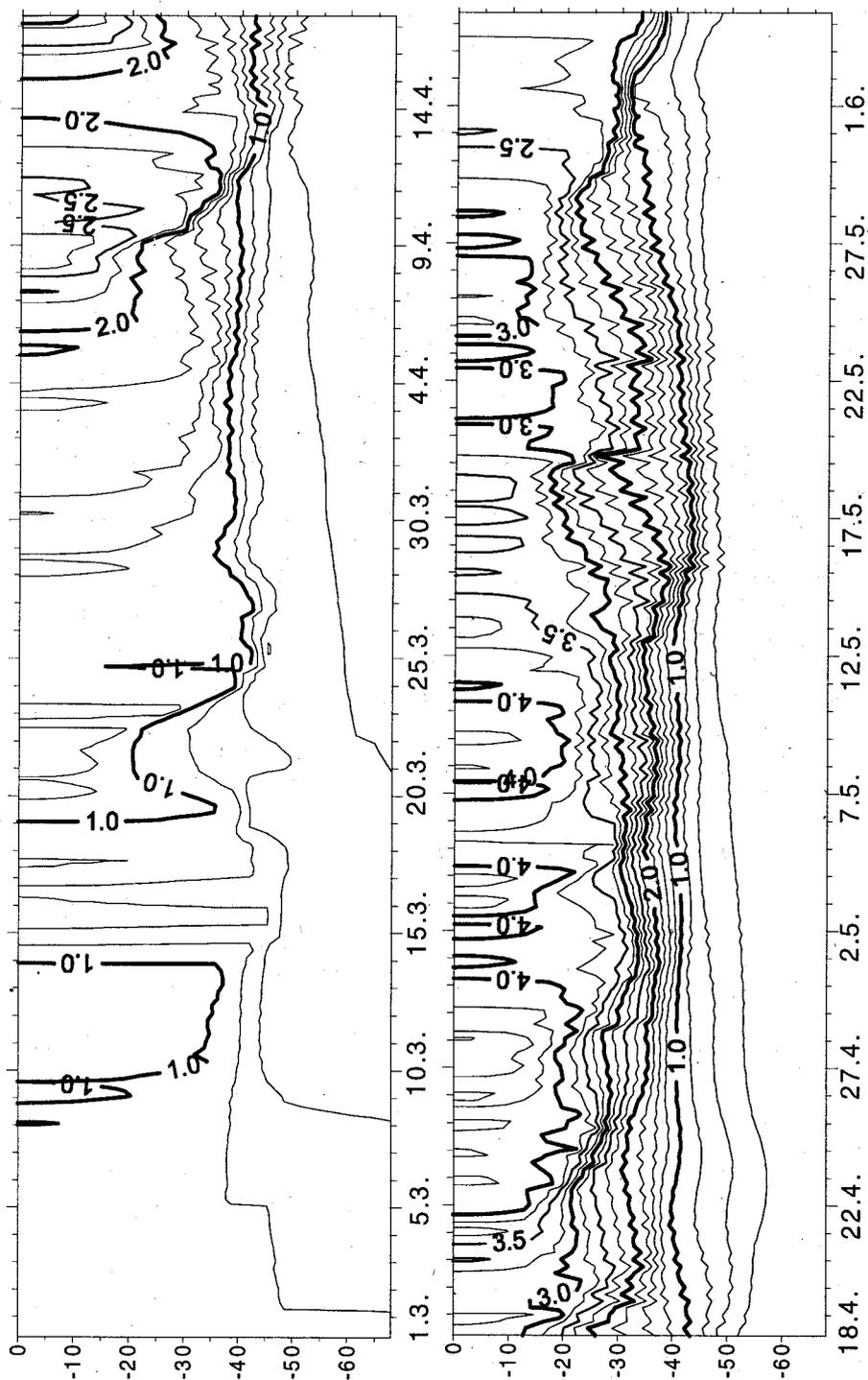


Abbildung 54: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1994 an Station 113

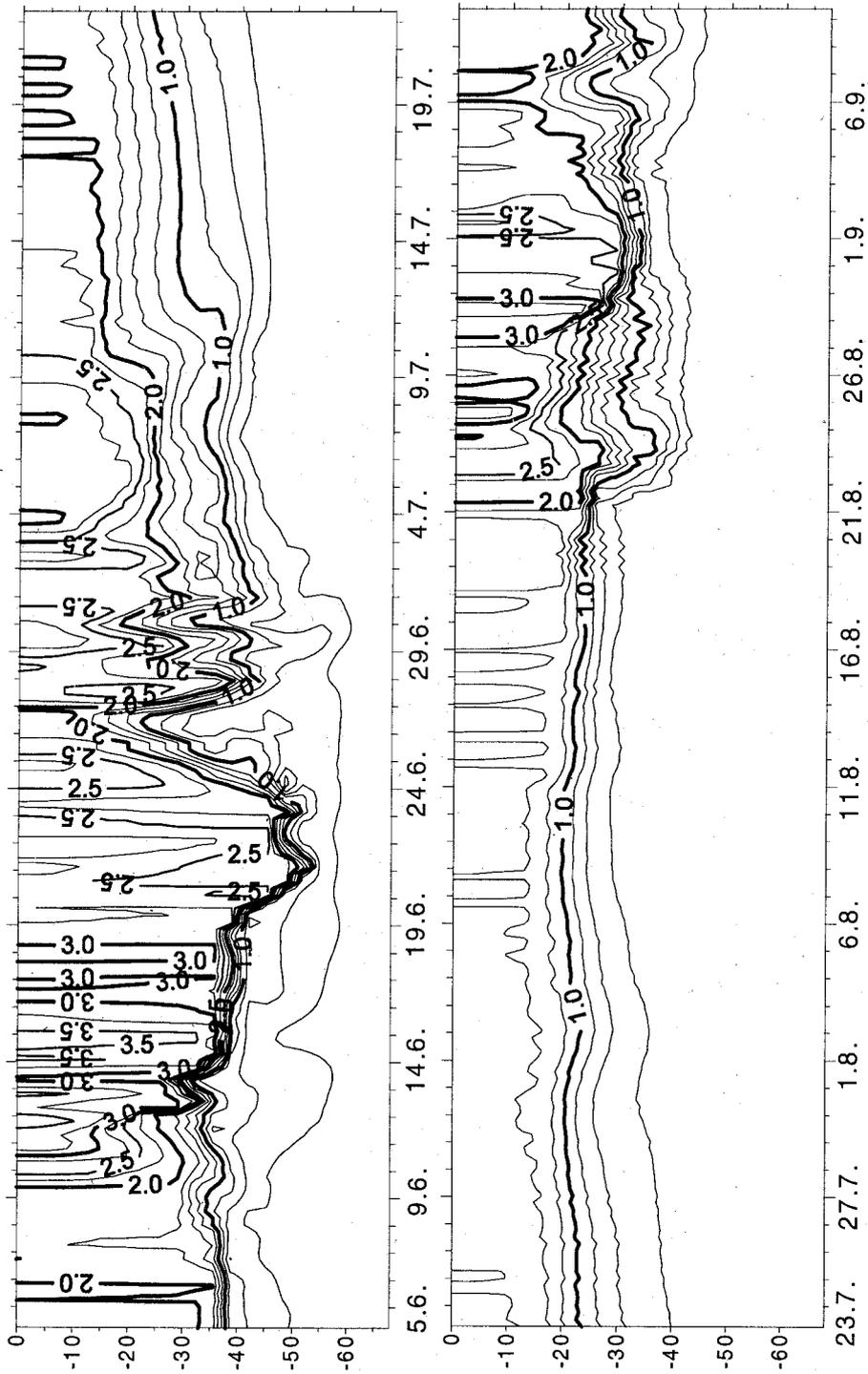


Chlorophyll-a
in mg / m³

Station 213
Bornholm
See

Frühjahr 1994
Run: B94BIO1

Abbildung 55: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1994 an Station 213



Chlorophyll-a
in mg / m³
Station 213
Bornholm
See
Sommer 1994
Run: B94BIO1

Abbildung 56: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1994 an Station 213

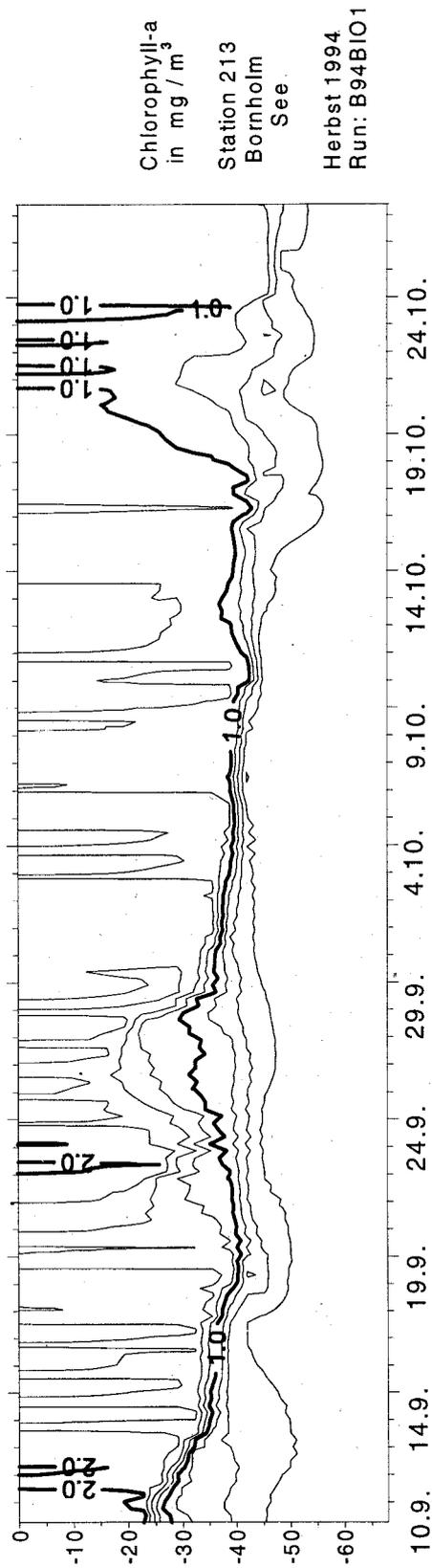


Abbildung 57: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1994 an Station 213

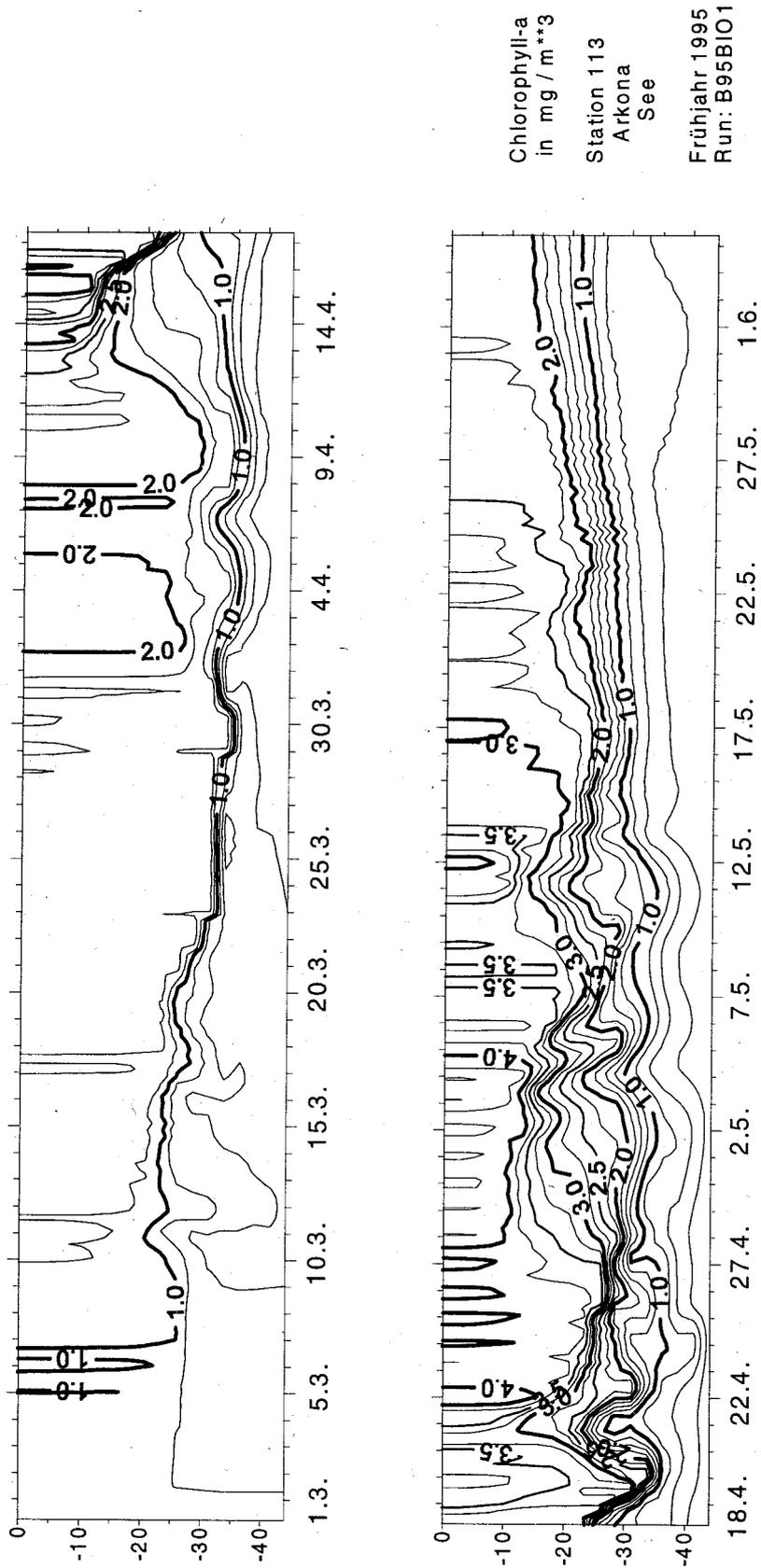
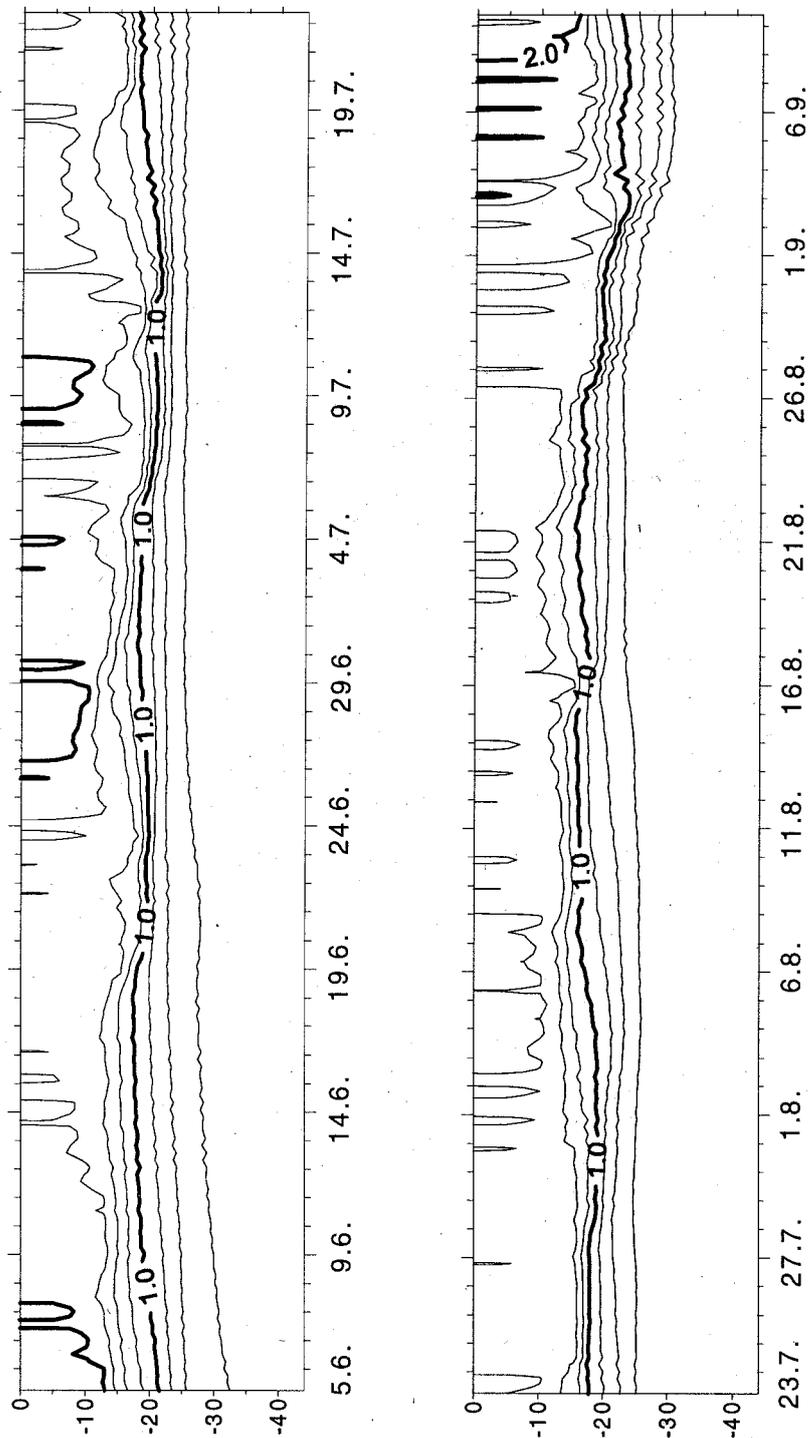


Abbildung 58: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1995 an Station 113



Chlorophyll-a
in mg / m**3

Station 113
Arkona
See

Sommer 1995
Run: B95BIO1

Abbildung 59: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1995 an Station 113

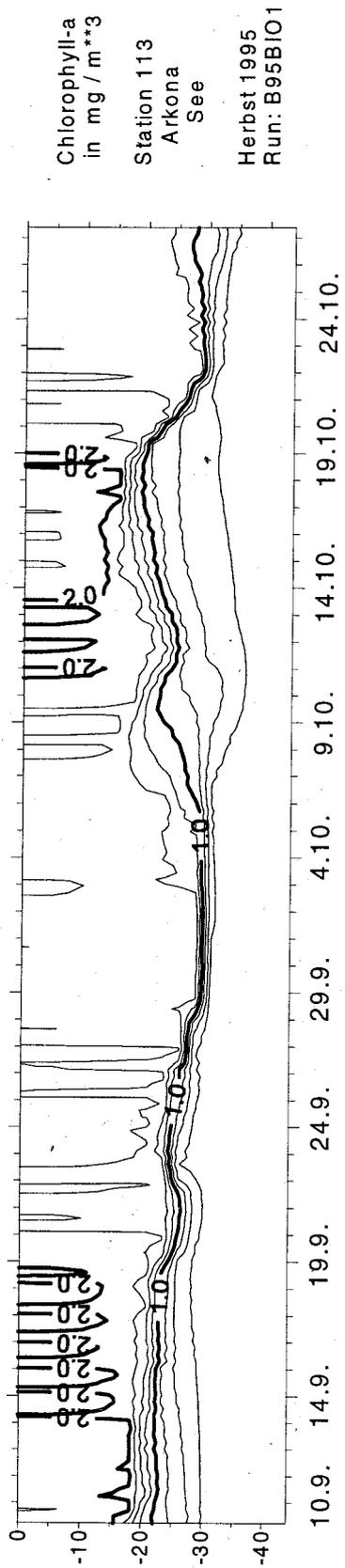
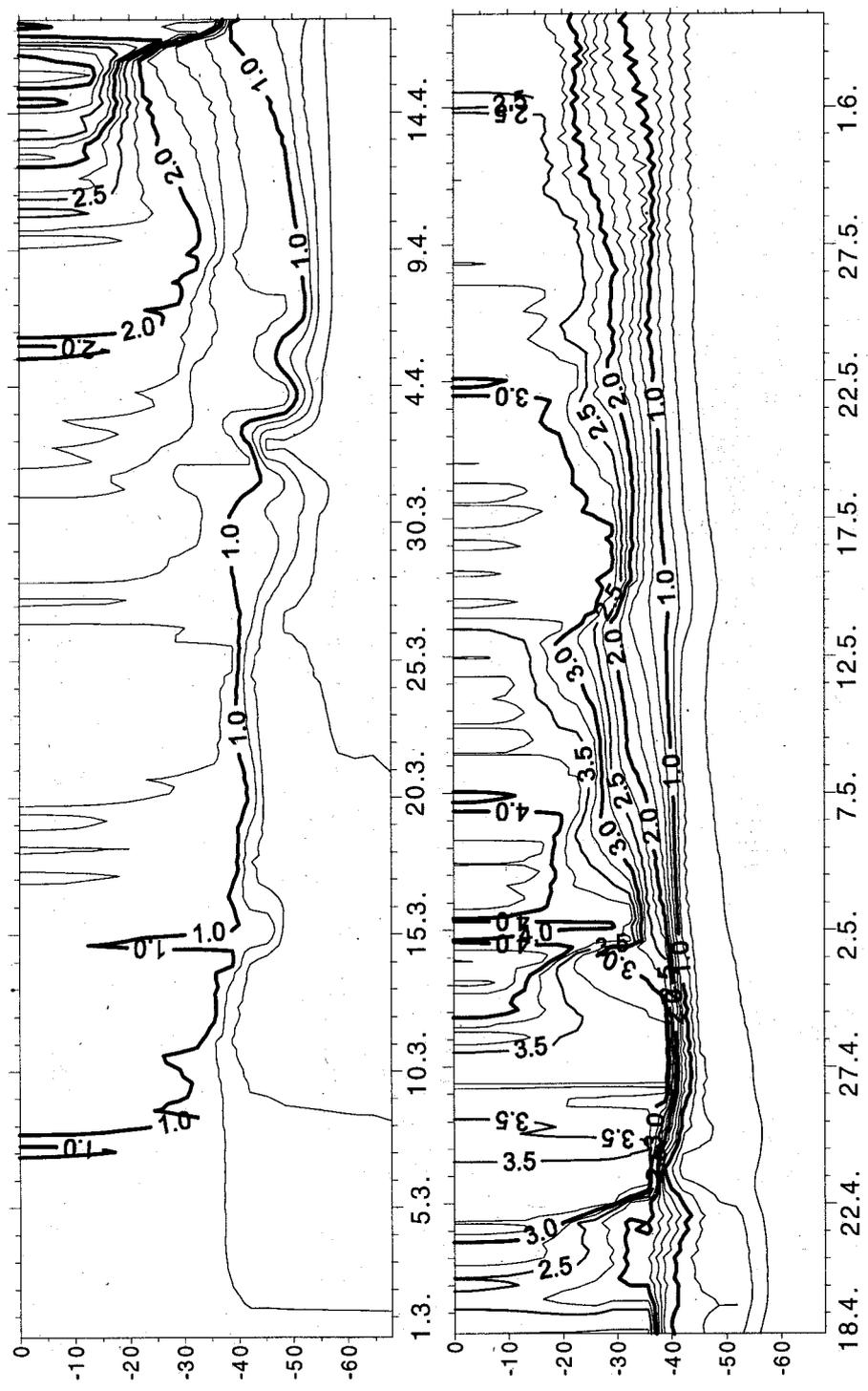
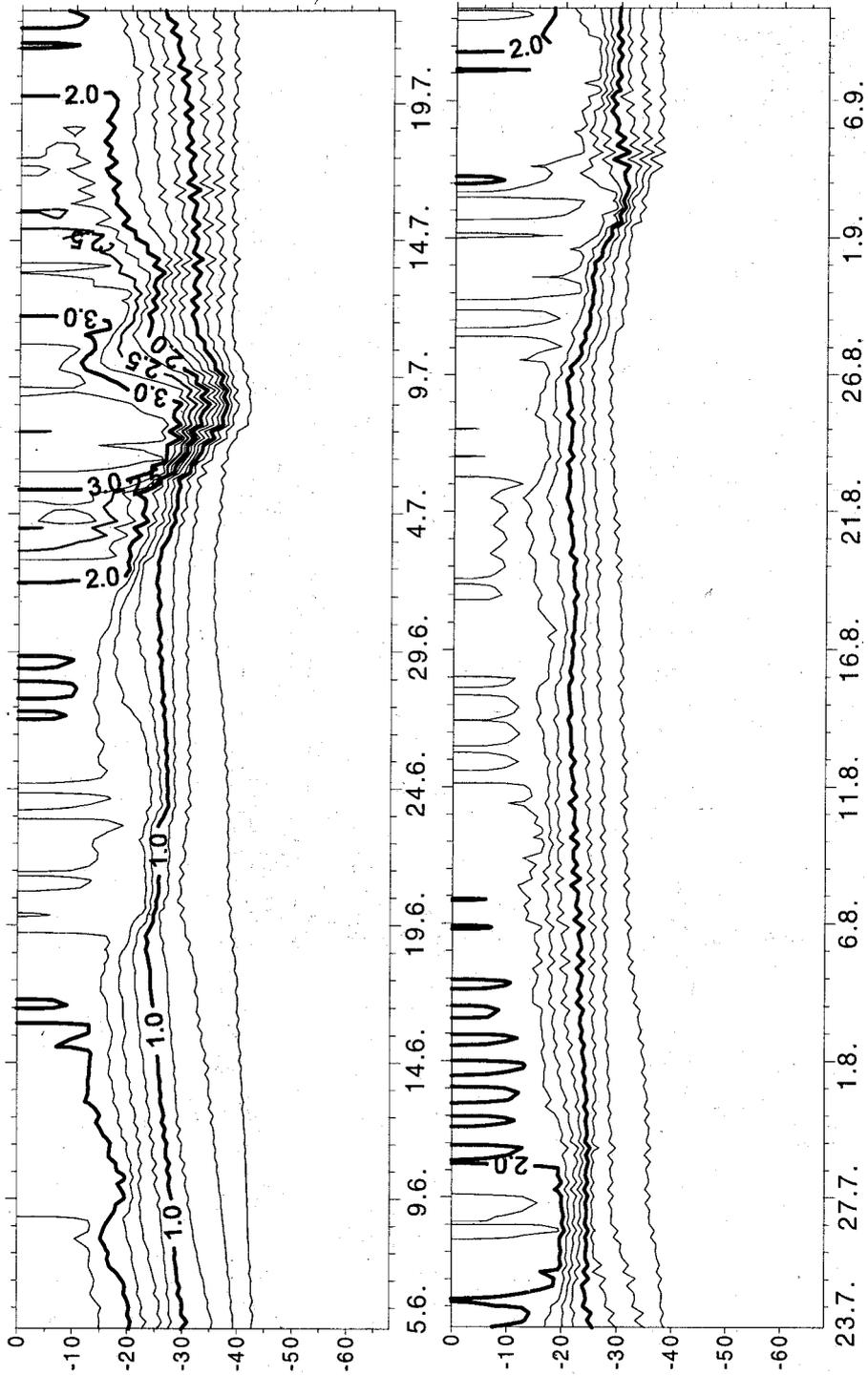


Abbildung 60: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1995 an Station 113



Chlorophyll-a
in mg / m³
Station 213
Bornholm
See
Frühjahr 1995
Run: B95BIO1

Abbildung 61: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1995 an Station 213



Chlorophyll-a
in mg / m³

Station 213
Bornholm
See

Sommer 1995
Run: B95BIO1

Abbildung 62: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1995 an Station 213

Chlorophyll-a
in mg / m³
Station 213
Bornholm
See
Herbst 1995
Run: B95BIO1

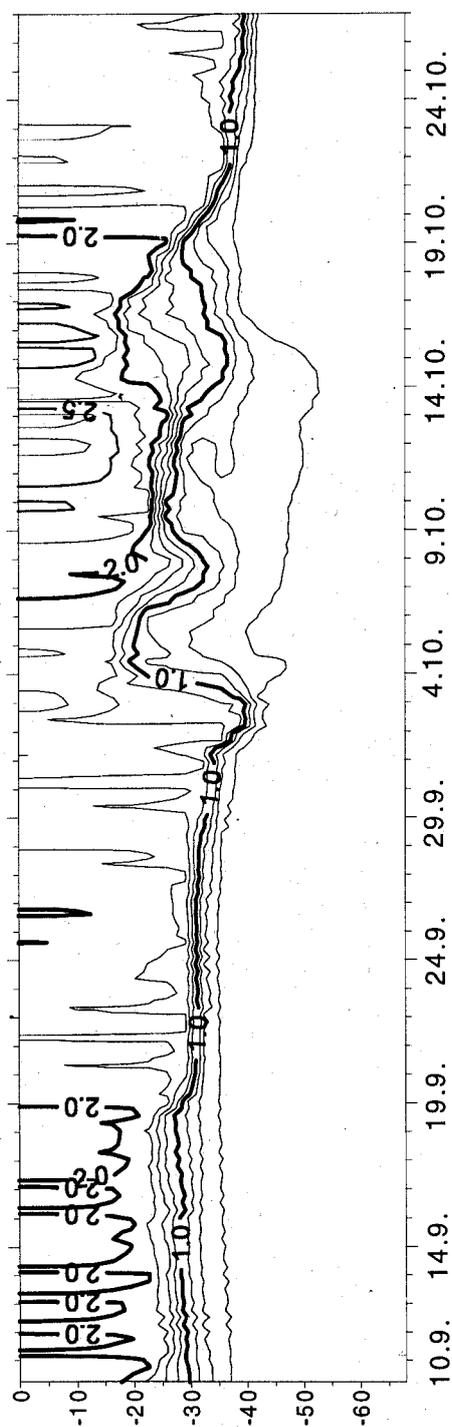


Abbildung 63: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1995 an Station 213

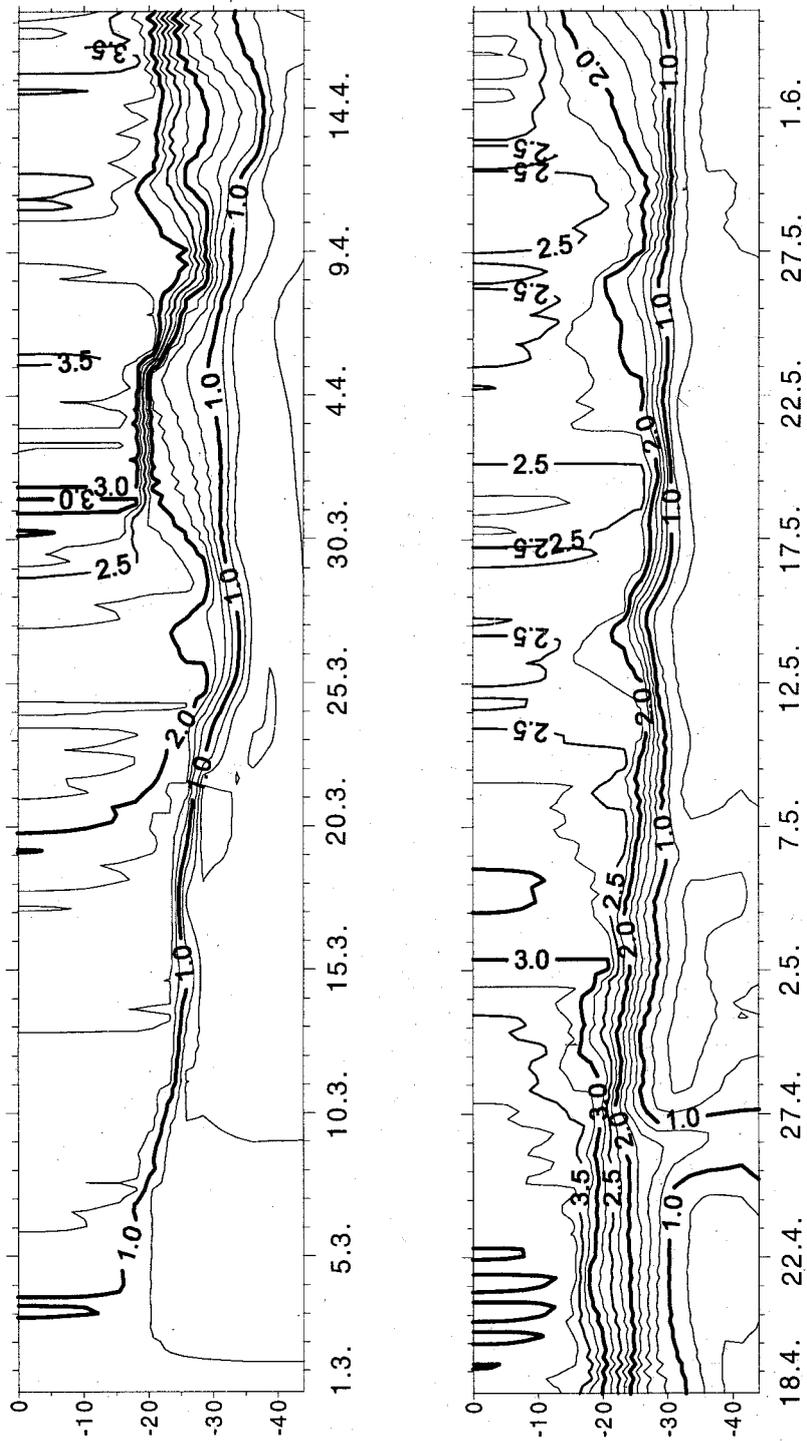


Abbildung 64: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1996 an Station 113

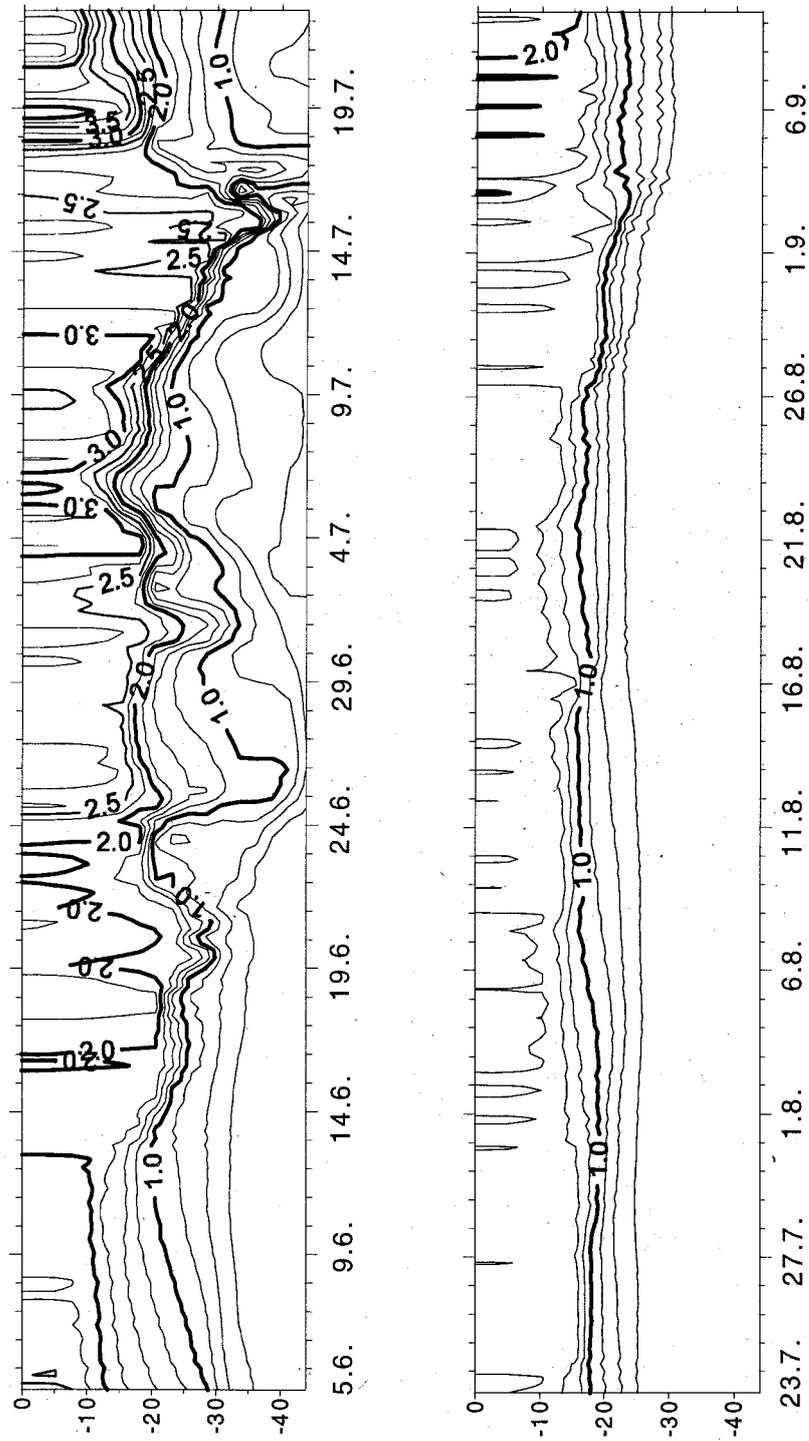


Abbildung 65: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1996 an Station 113

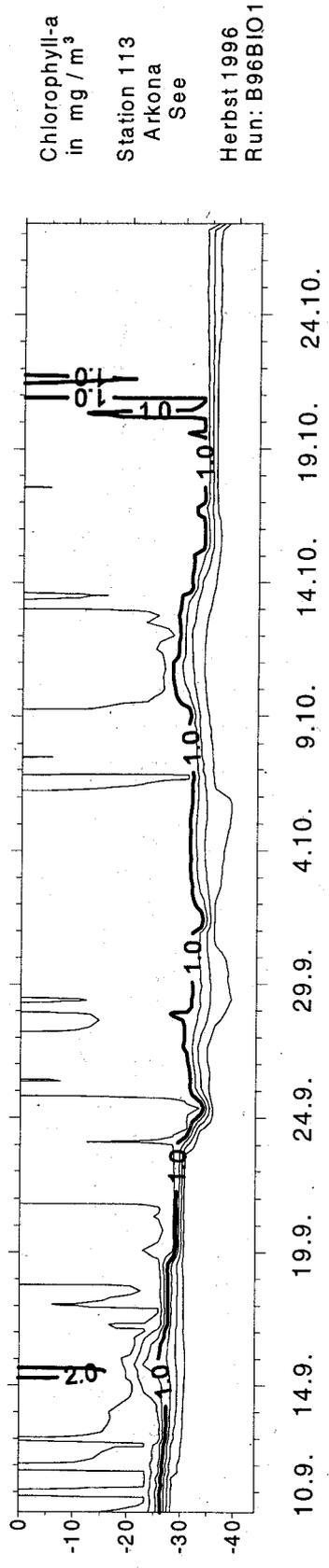


Abbildung 66: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1996 an Station 113

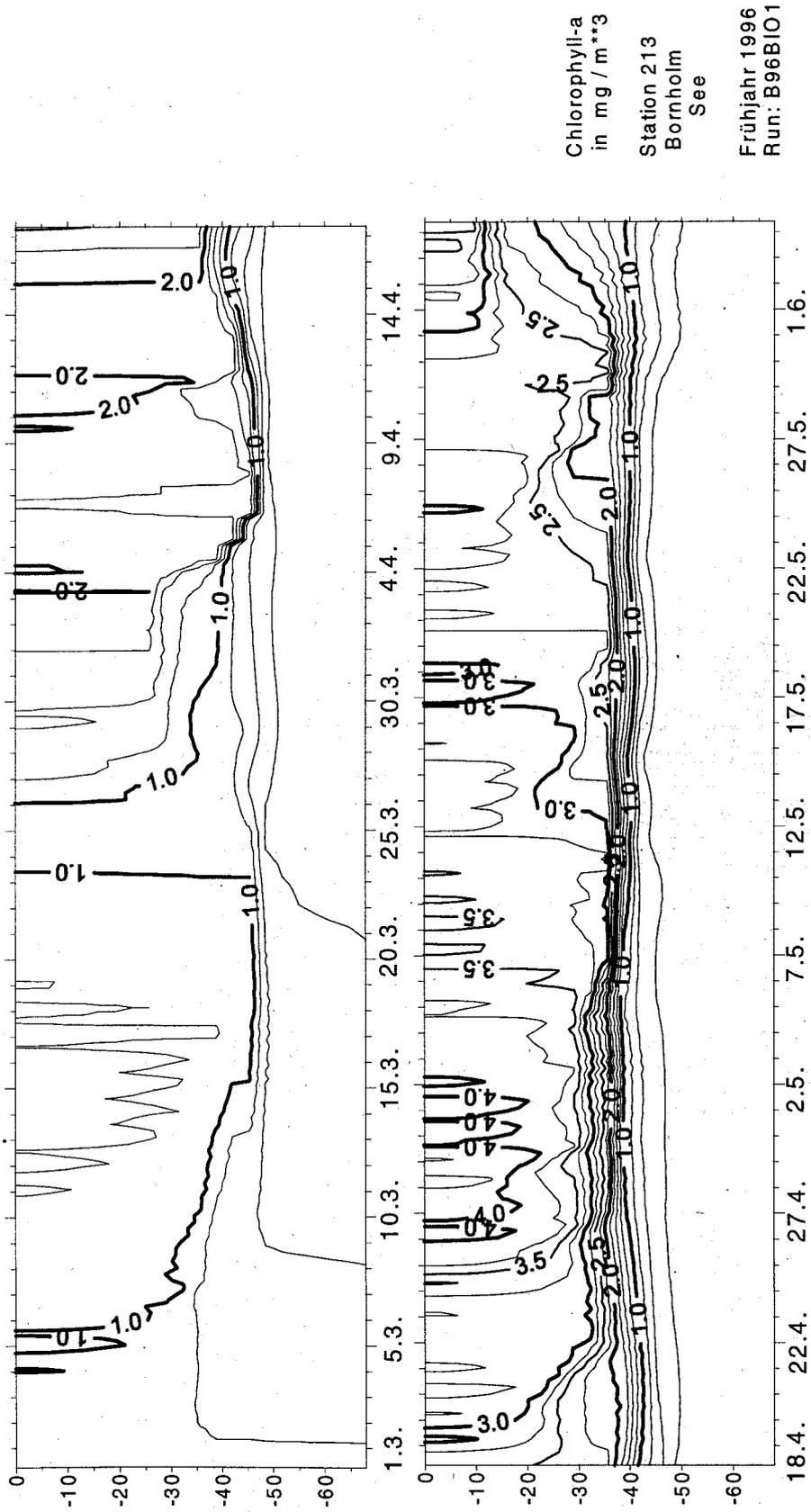


Abbildung 67: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1996 an Station 213

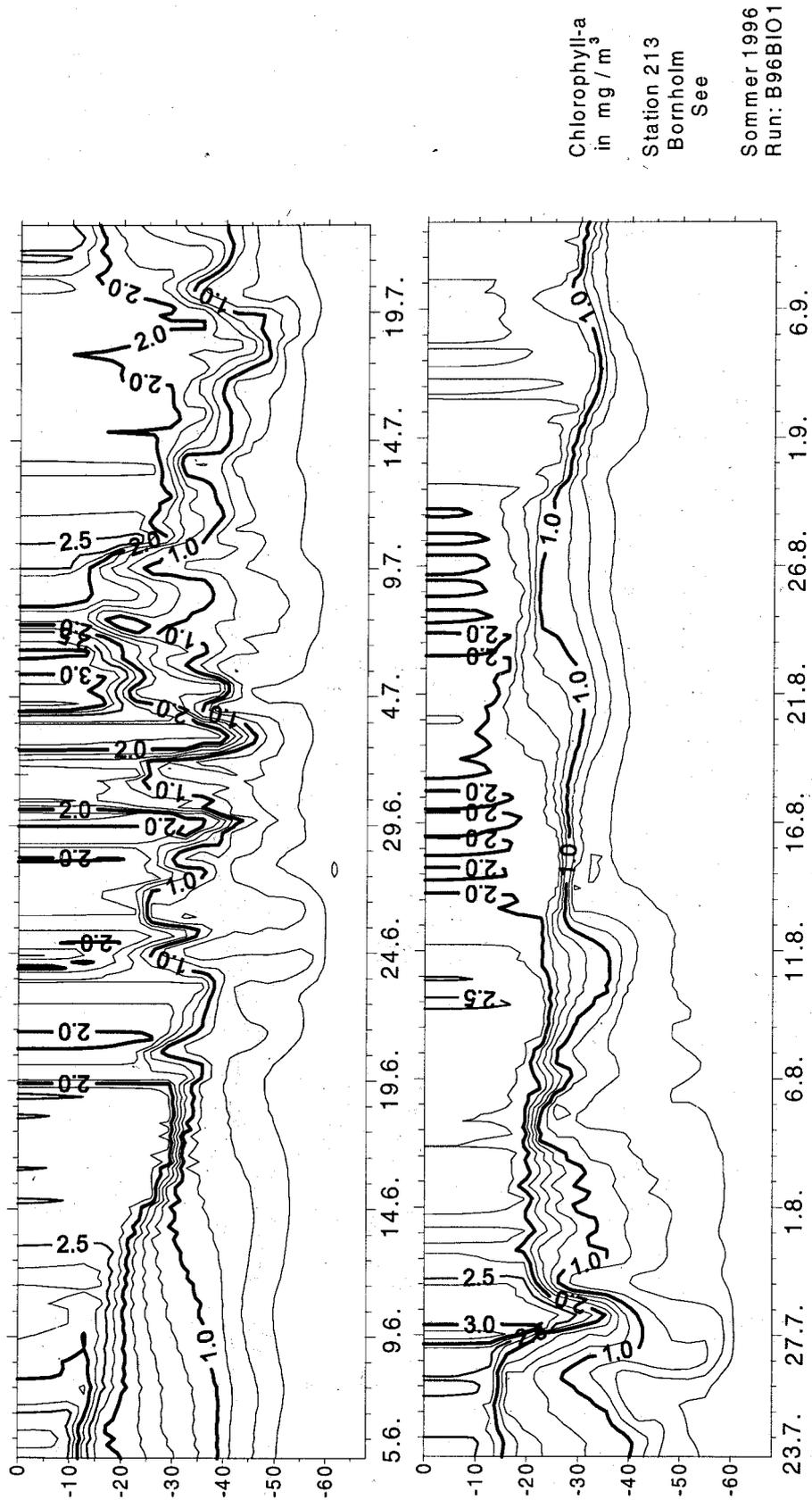


Abbildung 68: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1996 an Station 213

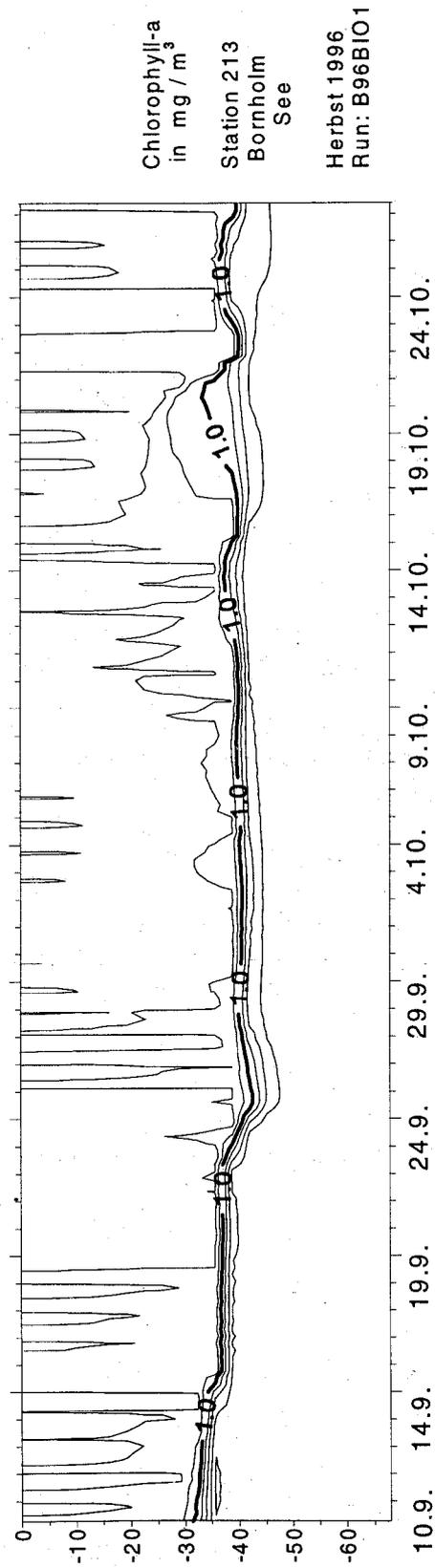


Abbildung 69: Simulierte Chlorophyll-Zeitreihe für 1996 an Station 213

Meereswissenschaftliche Berichte

MARINE SCIENCE REPORTS

- 1 (1990) Postel, Lutz:
Die Reaktion des Mesozooplanktons, speziell der Biomasse, auf küstennahen Auftrieb vor Westafrika (The mesozooplankton response to coastal upwelling off West Africa with particular regard to biomass)
- 2 (1990) Nehring, Dietwart:
Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee von 1979 bis 1988 – ein Vergleich (Hydrographic and chemical conditions in the western and central Baltic Sea from 1979 to 1988 – a comparison)
Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang:
Aktuelle Trends hydrographischer und chemischer Parameter in der Ostsee, 1958 – 1989 (Topical trends of hydrographic and chemical parameters in the Baltic Sea, 1958 – 1989)
- 3 (1990) Zahn, Wolfgang:
Zur numerischen Vorticityanalyse mesoskaler Strom- und Massenfelder im Ozean (On numerical vorticity analysis of mesoscale current and mass fields in the ocean)
- 4 (1992) Lemke, Wolfram; Lange, Dieter; Endler, Rudolf (Eds.):
Proceedings of the Second Marine Geological Conference – The Baltic, held in Rostock from October 21 to October 26, 1991
- 5 (1993) Endler, Rudolf; Lackschewitz, Klas (Eds.):
Cruise Report RV "Sonne" Cruise SO82, 1992
- 6 (1993) Kulik, Dmitri A.; Harff, Jan:
Physicochemical modeling of the Baltic Sea water-sediment column: I. Reference ion association models of normative seawater and of Baltic brackish waters at salinities 1–40 ‰, 1 bar total pressure and 0 to 30°C temperature
(system Na–Mg–Ca–K–Sr–Li–Rb–Cl–S–C–Br–F–B–N–Si–P–H–O)
- 7 (1994) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans-Ulrich; Nausch, Günther:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1993
- 8 (1995) Hagen, Eberhard; John, Hans-Christian:
Hydrographische Schnitte im Ostrandstromsystem vor Portugal und Marokko 1991 - 1992
- 9 (1995) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994
Seifert, Torsten; Kayser, Bernd:
A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea
- 10 (1995) Schmidt, Martin:
Analytical theory and numerical experiments to the forcing of flow at isolated topographic features
- 11 (1995) Kaiser, Wolfgang; Nehring, Dietwart; Breuel, Günter; Wasmund, Norbert; Siegel, Herbert; Witt, Gesine; Kerstan, Eberhard; Sadkowiak, Birgit:
Zeitreihen hydrographischer, chemischer und biologischer Variablen an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee)

- Schneider, Bernd; Pohl, Christa:
Spurenmittelkonzentrationen vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns
- 12 (1996) Schinke, Holger:
Zu den Ursachen von Salzwassereintrüben in die Ostsee
- 13 (1996) Meyer-Harms, Bettina:
Ernährungsstrategie calanoider Copepoden in zwei unterschiedlich trophierten Seegebieten der Ostsee (Pommernbucht, Gotlandsee)
- 14 (1996) Reckermann, Marcus:
Ultraplankton and protozoan communities and their interactions in different marine pelagic ecosystems (Arabian Sea and Baltic Sea)
- 15 (1996) Kerstan, Eberhard:
Untersuchung der Verteilungsmuster von Kohlenhydraten in der Ostsee unter Berücksichtigung produktionsbiologischer Meßgrößen
- 16 (1996) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1995
- 17 (1996) Brosin, Hans-Jürgen:
Zur Geschichte der Meeresforschung in der DDR
- 18 (1996) Kube, Jan:
The ecology of macrozoobenthos and sea ducks in the Pomeranian Bay
- 19 (1996) Hagen, Eberhard (Editor):
GOBEX - Summary Report
- 20 (1996) Harms, Andreas:
Die bodennahe Trübezone der Mecklenburger Bucht unter besonderer Betrachtung der Stoffdynamik bei Schwermetallen
- 21 (1997) Zülicke, Christoph; Hagen, Eberhard:
GOBEX Report - Hydrographic Data at IOW
- 22 (1997) Lindow, Helma:
Experimentelle Simulationen windangeregter dynamischer Muster in hochauflösenden numerischen Modellen
- 23 (1997) Thomas, Helmuth:
Anorganischer Kohlenstoff im Oberflächenwasser der Ostsee
- 24 (1997) Matthäus, Wolfgang; Nehring, Dietwart; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1996
- 25 (1997) v. Bodungen, Bodo; Hentzsch, Barbara (Herausgeber):
Neue Forschungslandschaften und Perspektiven der Meeresforschung - Reden und Vorträge zum Festakt und Symposium am 3. März 1997.
- 26 (1997) Lakaschus, Sönke:
Konzentrationen und Depositionen atmosphärischer Spurenmittel an der Küstenstation Arkona
- 27 (1997) Löffler, Annekatrin:
Die Bedeutung von Partikeln für die Spurenmittelverteilung in der Ostsee, insbesondere unter dem Einfluß sich ändernder Redoxbedingungen in den zentralen Tiefenbecken
- 28 (1998) Leipe, Thomas; Eidam, Jürgen; Lampe, Reinhard; Meyer, Hinrich; Neumann, Thomas; Osadczuk, Andrzej; Janke, Wolfgang; Puff, Thomas; Blanz, Thomas; Gingele, Franz Xaver; Dannenberger, Dirk; Witt, Gesine:
Das Oderhaff. Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars.

- 29 (1998) Matthäus, Wolfgang; Nausch, Günther; Lass, Hans Ulrich; Nagel, Klaus;
Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1997
- 30 (1998) Fennel, Katja:
Ein gekoppeltes, dreidimensionales Modell der Nährstoff- und Plankton-
dynamik für die westliche Ostsee