

Maria-Luise Hubert; Axel Kob; Ulrich Vietinghoff

Ergebnisse der Modellierung des Ökosystems Greifswalder Bodden

Abstract

Recent results in modeling the ecosystem of Greifswalder Bodden.

The application of a mathematical ecological model to two selected years (1989 and 1994) in the Greifswalder Bodden is described. Correspondences and discrepancies between the model predictions and measured data are discussed. Inflow from the Baltic Sea (Oder Bay), the rivers Peenestrom and Ryk and the Strelasund has a major impact on the biological and abiotic water constituents.

1 Einleitung

Der Greifswalder Bodden mit einem Volumen von ca. 3 km³ und einer Fläche von 510 km² hat bis vor kurzem als Vorfluter für die mehr oder weniger geklärten Abwässer der Stadt Greifswald sowie weiterer an seinen Küsten gelegener Orte gedient. Die landwirtschaftliche Nutzung der angrenzenden Gebiete brachte und bringt durch oberflächliche und Drainage-Abflüsse große Nährstoffeinträge mit sich. Bei Wind aus nördlichen und östlichen Richtungen wird Wasser aus dem Peenestrom in den Greifswalder Bodden gedrückt. Seit Mitte der 70er Jahre wurde zusätzlich durch das Kernkraftwerk in Lubmin Kühlwasser aus dem Peenestrom entnommen (etwa 30% des Peenestrom-Abflusses) und in den Greifswalder Bodden eingeleitet. Der Peenestrom seinerseits nimmt Teile des Wassers aus Peene und Oder (ca. 15% des Oder-Abflusses) auf, die große Nährstofffrachten aus ihrem Einzugsgebiet mitbringen. Der Wasseraustausch mit der Ostsee - überwiegend in östlicher Richtung über die Oderbucht - ist allerdings so groß, daß das Boddenvolumen insgesamt etwa 12 mal im Jahr erneuert wird (aus VIETINGHOFF et al. 1994 nach BROSIN 1965, CORRENS 1979, MERTINKAT 1991). Diesem großen Wasseraustausch ist es wahrscheinlich zu verdanken, daß die Phytoplankton-Biomassen über Jahrzehnte keine grundsätzliche Änderung erfahren haben (VIETINGHOFF et al. 1994).

Andererseits sind die Abundanzen der einzelnen Arten und Familien in den Jahressgängen und von Station zu Station sehr unterschiedlich. Es gibt bisher nur wenige Ansatzpunkte zur Erklärung dieser Variationen (BRENNING 1989, SCHMIDT 1991, 1994, 1995, WASMUND u. BÖRNER 1992, WASMUND und SCHIEWER 1994). Im folgenden haben wir unser mathematisch-ökologisches Modell auf 2 ausgewählte Jahressgänge angewendet.

2 Datenmaterial

Aus den mehr oder weniger regelmäßigen Phytoplankton- und Zooplankton-Zählungen und den Messungen abiotischer Größen in den Jahren 1962 - 1994 wählten wir die Jahre 1989 und 1994 mit besonders hoher raum-zeitlicher Meßwertdichte für die Darstellung in diesem Bericht aus. Abb. 1 bis 4 zeigen die Meßwerte der Algengruppen Cyanophyceae, Bacillariophyceae und Chlorophyceae sowie einige nicht in das Modell aufgenommene Familien im Jahressgang an einer südwestlichen (Dänische Wiek) und einer nordöstlichen Station (Tonne Zicker) im Greifswalder Bodden. Sowohl die Jahre 1989 und 1994 als auch die Stationen unterscheiden sich in der Zusammensetzung und in den Mengen an Algen beträchtlich. Die Meßwerte stammen im einzelnen aus folgenden Quellen:

Dänische Wiek 1989

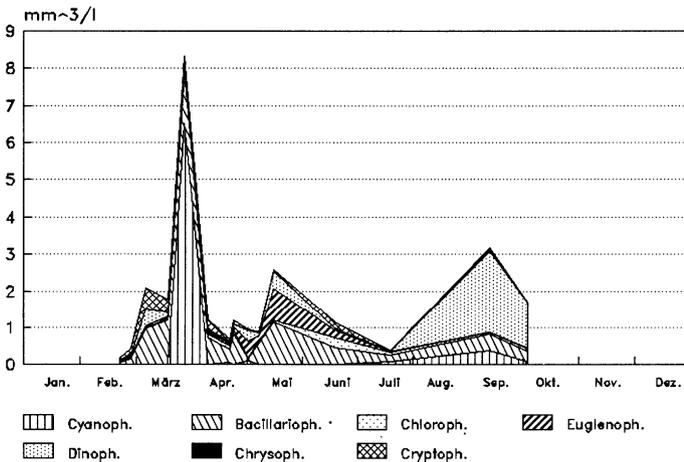


Abb. 1 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1989, Station Dänische Wiek (Meßwerte: KELL 1990)

Zicker 1989

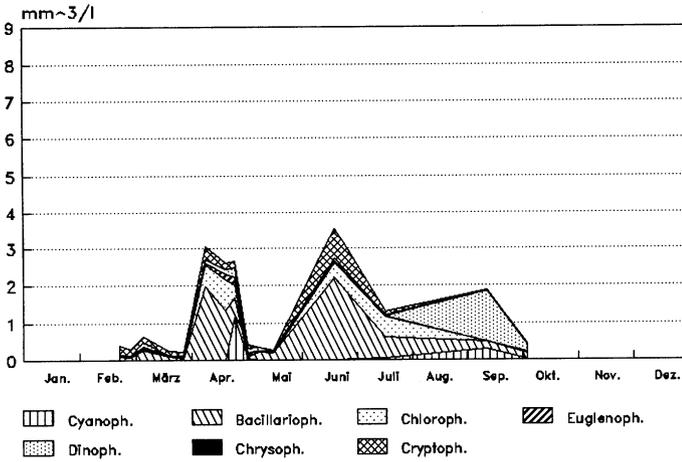


Abb. 2 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1989, Station Tonne Zicker (Meßwerte: KELL 1990)

Dänische Wiek 1994

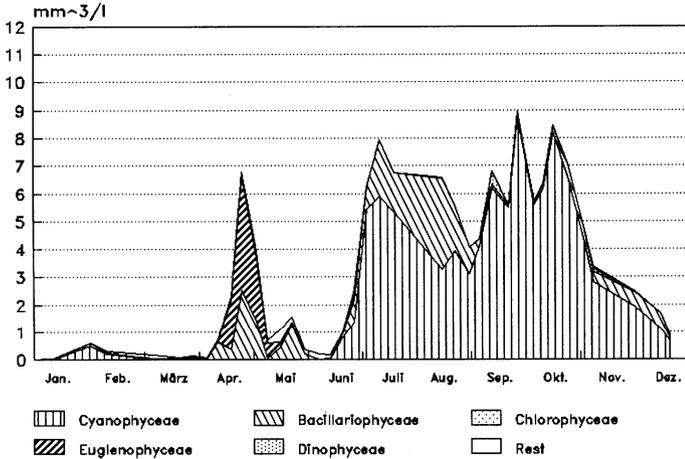


Abb. 3 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1994, Station Dänische Wiek (Meßwerte: HÜBEL unveröff.)

Odas 2 (Zicker) 1994

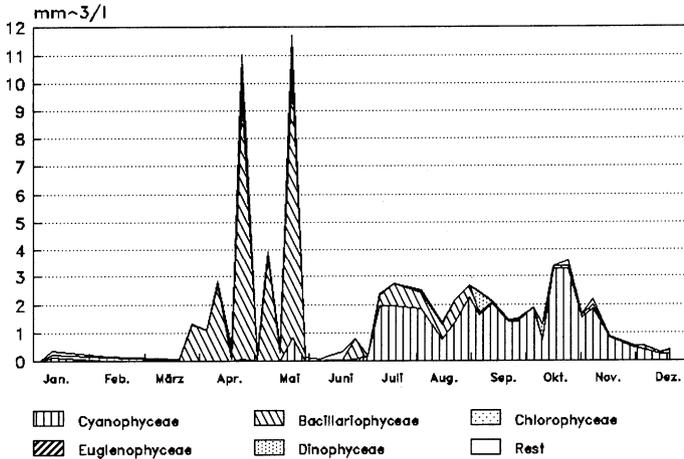


Abb. 4 Phytoplankton-Volumina im Greifswalder Bodden 1994, Station Tonne Zicker (ODAS 2) (Meßwerte: HÜBEL unveröff.)

2.1 Phytoplankton

Für die Jahre ab 1981 wurden von KELL (1989, 1990) Proben ausgezählt und die Abundanzen in $\text{mm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ umgerechnet. Die Umrechnung der Volumina in die Modellierungseinheit kJ ebenso wie die Rücktransformation erfolgte anhand von Literaturdaten (s. Tab.1). Im Jahr 1989 liegen Meßwerte von Februar bis Oktober auf mehreren Stationen vor. 1994 erfolgte die Zählung durch HÜBEL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) wöchentlich auf 7 Stationen.

Tabelle 1 Biomasseäquivalente nach HEERKLOSS u. VIETINGHOFF (1981), überarbeitete Fassung unter Berücksichtigung der BMB-Empfehlungen, (HEERKLOSS unveröff. Mitteilung)

	Wassergehalt [%d.FM]	Aschegehalt [%d.TM]	C-Gehalt [%d.TM]	Chlorophyllgehalt [gC/ gChla]	Energiegehalt [J/mg AfTM]
Cyanophyceae	75	10.0	45	> 70	20.0
Chlorophyceae	75	10.0	45	> 70	23.0
Bacillarioph.	60	40.0	33	> 70	23.0
Rotatoria	88	7.8	45		22.0
Crustacea	83	10.0	45		24.0
Bakterien	80	6.0	50		22.0
Detritus		40.0			16.0

2.2 Zooplankton

Seit 1977 wurden Proben durch BRENNING (1990) ausgewertet. 1994 zählte HÜBEL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) das Zooplankton. Umrechnungen der Modellwerte in Frischmasse-Daten [$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$] sh. Tab. 1.

2.3 Mikroorganismen

Saprophytenzahlen bestimmte WESTPHAL (1995) sowohl im Pelagial als auch in Sedimentproben. Zur Umrechnung in die Gesamtbakterienzahl wurden die koloniebildenden Saprophyten mit dem Faktor 100 multipliziert. Die weitere Umrechnung nach Tab. 1. mit einem aschefreien Trockengewicht von $1\cdot 10^{-13}$ g /Bakterium (VIETINGHOFF 1982).

2.4 Temperatur, Salzgehalt, Nährstoffe

Die abiotischen Eingangsgrößen Wassertemperatur [$^{\circ}\text{C}$], Salzgehalt [psu] sowie die anorganischen Nährstoffe NO_3 , NO_2 , NH_4 , PO_4 , SiO_4 [$\mu\text{-mol}\cdot\text{l}^{-1}$] wurden von der Wasserwirtschaftsdirektion (WWD) Stralsund, jetzt Amt für Umwelt und Natur und von WESTPHAL (KKW Nord, jetzt Energiewerke Nord Greifswald; in VIETINGHOFF et al. 1994) gemessen. Für 1994 liegen uns Daten von HÜBEL und WESTPHAL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) vor.

2.5 Globalstrahlung

Vom Meteorologischen Observatorium Potsdam erhielten wir die Tagessummen [$\text{J}\cdot\text{cm}^{-2}$] der Globalstrahlung für Arkona. Bei extremen Wetterlagen sind diese Werte laut Auskunft des Meteorologischen Observatoriums nicht immer repräsentativ für den Greifswalder Bodden, müssen jedoch in Ermanglung geeigneterer Meßwerte für das Modell verwendet werden. Da es sich um die Modellierung von Jahresgängen handelt, kurzfristige, auf einzelne Tage beschränkte Schwankungen der Einstrahlung also nicht von so entscheidender Bedeutung sind, werden die Eingangszeitreihen für das Modell über 5 Tage gemittelt und noch einmal durch Splineinterpolation geglättet - durch diese Mittelung ist mit einem Ausgleich von ortsbedingten Abweichungen zu rechnen.

2.6 Sichttiefe

Sichttiefe-Messungen [m] sind von allen Untersuchungsgruppen auf mehreren Stationen durchgeführt worden. Die Sichttiefe steht als einzige Vergleichsgröße über den gesamten Meßzeitraum zur Verfügung. Die Werte für 1989 wurden von der WWD Stralsund und von WESTPHAL (VIETINGHOFF et al. 1994), diejenigen für 1994 von HÜBEL (HÜBEL et al. 1995, dieser Band) bestimmt. Die Sichttiefe kann als Gütekriterium für die Anpassung des Modelles dienen.

2.7 Chlorophyll a

Seit 1984 wird von der WWD auf den Stationen Lubmin und Ariadne, später auch auf anderen Stationen Chlorophyll a in $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ gemessen. Die Werte für 1994 bestimmte WESTPHAL (1995). Umrechnungskoeffizienten der Phytoplankton-Biomassen in Chlorophyll a s. Tab. 1. Die Übereinstimmung der Modellkurven mit den Meßwerten von Chlorophyll a ist ebenfalls ein Gütekriterium für das Modell.

3 Modell

Grundlage für das mathematisch-ökologische Modell für den Greifswalder Bodden ist das von VIETINGHOFF (1982, 1984) auf dem Analogrechner aufgestellte und von WIEDEMANN (1985) auf dem Digitalrechner bearbeitete mathematische Modell für den Barther Bodden, bestehend aus 24 Differentialgleichungen für pelagisch und benthisch lebende Organismen sowie für deren Stickstoffgehalte, für Detritus, gelöste anorganische und organische Stickstoffverbindungen.

Aus dem genannten Modell übernommen sind die Differentialgleichungen für die drei Phytoplankton-Gruppen Frühjahrs-Bacillariophyceae, Chlorophyceae und Cyanophyceae und für deren Stickstoffgehalte, die Gleichungen für pelagischen Detritus, für gelöste organische und anorganische Stickstoffverbindungen im Pelagial. Die Gleichung für die Konsumenten-Gruppe Copepoda ist ebenfalls derjenigen des Barther-Bodden-Modelles nachgestaltet mit dem Unterschied, daß die 3 von VIETINGHOFF, HEERKLOSS et al. (1981) getrennt berechneten Altersgruppen adulte Copepoda, Juvenile und Eier zu einer Gruppe zusammengefaßt werden. Parallel dazu wird der N-Gehalt der Copepoda berechnet. Die Gleichungen für die Mikroorganismen in Pelagial und Sediment entsprechen den Gleichungen von VIETINGHOFF, BALLIN et al. (1981), enthalten jedoch - zunächst für die pelagischen Bakterien - eine direkte Kopplung an die gelösten organischen Stickstoffverbindungen, die im Modell berechnet werden.

Das Modell enthält somit parallel einen Energie- und einen Stickstoffkreislauf. Tab. 2 gibt eine Übersicht über die im Modell enthaltenen Zustandsgrößen und ihre Verknüpfung untereinander.

Tabelle 2 Verknüpfungsmatrix der Zustandsgrößen im Modell

Zustandsgröße	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1 Kieselalgen	X						X		X								
2 Grünalgen		X					X			X							
3 Blaualgen			X				X				X						
4 pel. Mikroorg.				X				X					X				
5 benth. Mikroorg.					X	X											
6 benth. Ciliaten					X	X											
7 Copepoden	X	X	X				X										
8 Energiegeh. von 13							X	X	X	X	X			X			X
9 N-Gehalt von 1	X								X				X	X			
10 N-Gehalt von 2		X								X			X	X			
11 N-Gehalt von 3			X								X		X	X			
12 N-Gehalt von 7									X	X	X	X					
13 gelöste org. N-Verb. im Pelagial	X	X	X				X		X	X	X	X	X				X
14 gelöste anorg. N-Verb. im Pelagial	X	X	X	X					X	X	X		X	X			
15 pel. Detritus	X	X	X				X								X	X	
16 bent. Detritus																	
17 N-Gehalt von 15	X	X	X	X			X		X	X	X	X			X	X	X
18 N-Gehalt von 16	X								X						X		X

Alle Biomasse-Gleichungen liegen vor in Form einer gewöhnlichen Differentialgleichung:

$$Y' = \text{Produkt.} - \text{Respirat.} - \text{Mortalit.} - \text{Exkret.} - \text{Grazing} (-\text{Aussinken}).$$

Hierin entspricht für die Produzenten der Term "Produktion" der Bruttoprimärproduktion.

Die Maßeinheit für alle Biomassen und den Detritus ist im Modell $\text{kJ} \cdot \text{m}^{-3}$ und für die internen Stickstoffgehalte der Biokomponenten $\text{mol} \cdot \text{kJ}^{-1}$; die gelösten organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen im Gewässer werden in $\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ berechnet. Um die Ergebnisse mit den oft in anderen Einheiten gemessenen Datenreihen vergleichen zu können, erfolgt eine Umrechnung (Tab. 1), so daß die Abbildungen die Maßeinheit der Meßwerte zeigen.

Wegen der großen räumlichen Variabilität der Planktonzusammensetzung wird in diesem Modell das Untersuchungsgebiet, der Greifswalder Bodden, in 5 Kompartimente unterteilt (Abb. 5): Nordwesten, Nordosten, Südosten, Südwesten und Mündungsbereich des Peenestromes. Für jedes Kompartiment werden die Gleichungen des Modells getrennt berechnet, innerhalb eines Kompartimentes ist das Modell ein Rührkessel-Modell, das die vollständige Vermischung aller Wasserinhaltsstoffe annimmt.

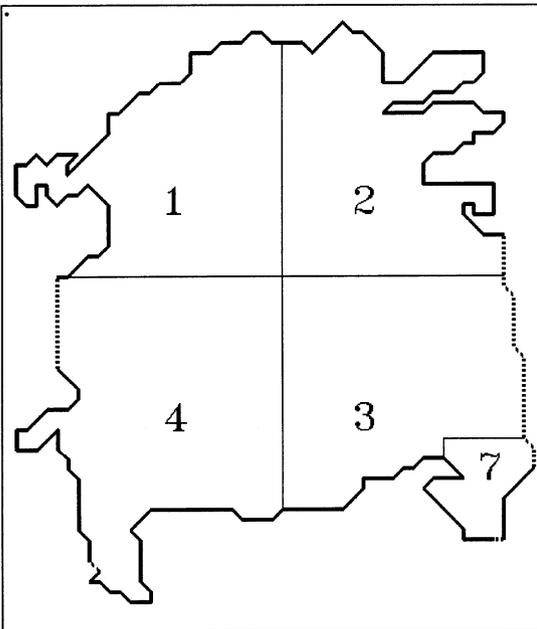


Abb. 5 Greifswalder Bodden: Einteilung in 5 Kompartimente für die Modellierung

Ein hydrodynamisches Modell (KOB 1994) liefert offline die Koeffizienten zur Berechnung des Wasseraustausches zwischen den Kompartimenten.

Wassertemperatur und Einstrahlung werden als forcing function eingelesen, ihr Eingang in die Produktions- und einen Teil der Verlustgleichungen erfolgt nach Umrechnung mit quadratischen oder e-Funktionen auf dimensionslose Größen (s. auch VIETINGHOFF 1982, WIEDEMANN 1985).

Als produktionsbegrenzender Faktor ist bei den Primärproduzenten die Selbstbeschattung zu berücksichtigen. Die Lichtintensität nimmt im Gewässer mit der Tiefe ab. Die Stärke der Extinktion wird u.a. beeinflusst von der Phytoplanktonkonzentration (JÖRGENSEN 1976, WIEDEMANN 1985). Zur Berechnung der Selbstbeschattung aus den Phytoplankton-Biomassen des Modelles dient eine empirische Gleichung, die alle gleichzeitigen Messungen von Sichttiefe, Chlorophyll a und abfiltrierbarer Substanz (WWD-Meßwerte) berücksichtigt. Aus den Wertetupeln der Stationen im Greifswalder Bodden, Strelasund und Spandowerhagener Wiek folgt die Regressions-Gleichung

$$\text{SICHTT} = 2.926 - 0.232 * \ln(\text{SEST}) + 1.395 / \text{CHL.A} - 0.338 * \ln(\text{CHL.A}),$$

die im Modell Verwendung findet. Die Abweichung einzelner Wertetupel vom Regressionsmodell kann beträchtlich sein, was im Bestimmtheitsmaß von 40 % seinen Ausdruck findet. Die Umrechnung der im Modell verwendeten Extinktionswerte aus der Sichttiefe erfolgt nach der empirischen Formel

$$\text{EXT} = 1.691 * \text{SICHTT}^{-1} + 0.0361.$$

Die Koeffizienten dieser Regression sind aus Parallel-Messungen von Extinktion und Sichttiefe durch BÖRNER (1984) im Barther Bodden bestimmt und damit nur bedingt auf den Greifswalder Bodden anwendbar. Die unkritische Übertragung auf wesentlich flachere oder tiefere Gewässer ist sicher nicht sinnvoll.

Eine Minimumfunktion (s. VIETINGHOFF 1982) beschreibt die Begrenzung der Primärproduktion bei den Algengruppen. Neben dem Einfluß des Lichtes geht in diese die Nährstoffversorgung der Algen ein: Für ortho-Phosphat (und SiO_4 bei den Kieselalgen) dienen die Meßwertkurven nach Umrechnung entsprechend der Michaelis-Menten-Kinetik als Eingangsgrößen (forcing function). Die Versorgung mit Stickstoff wird in N-Gehaltsgleichungen für die Algengruppen berechnet (VIETINGHOFF 1982). Abb. 6 zeigt für 1994 die Minimumfunktion und ihre Komponenten bei den Kieselalgen.

produktionslimitierende Faktoren KA (1994)

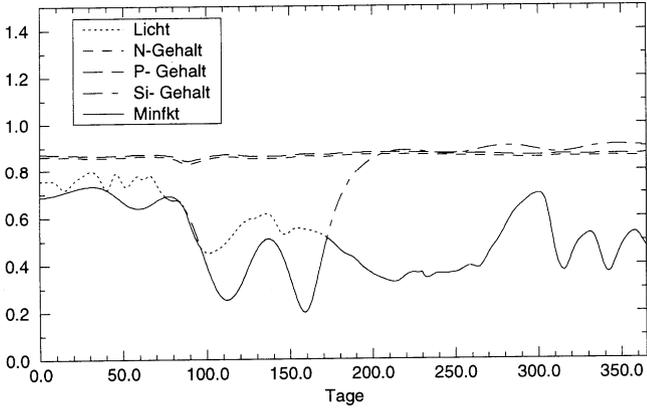


Abb. 6 Bruttopräprimärproduktion der Bacillariophyceae:
Einflußgrößen und Minimumfunktion

Kieselalgenbiomasse Nordwesten (1989)

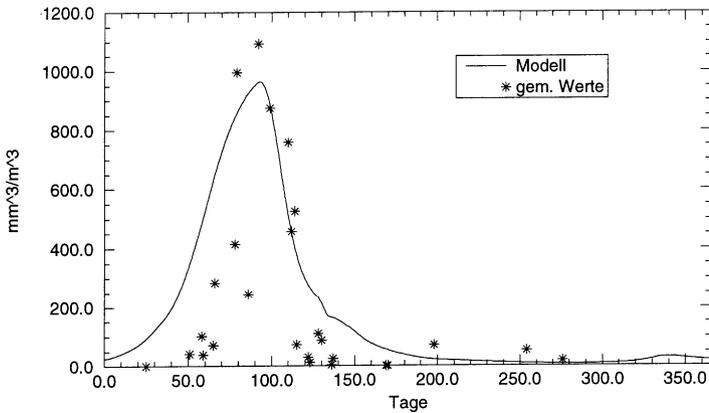


Abb. 7 Bacillariophyceae: Meßwerte und Modell 1989,
kompartiment Nordwesten (Meßwerte: KELL 1990)

Kieselalgenbiomasse Nordosten (1994)

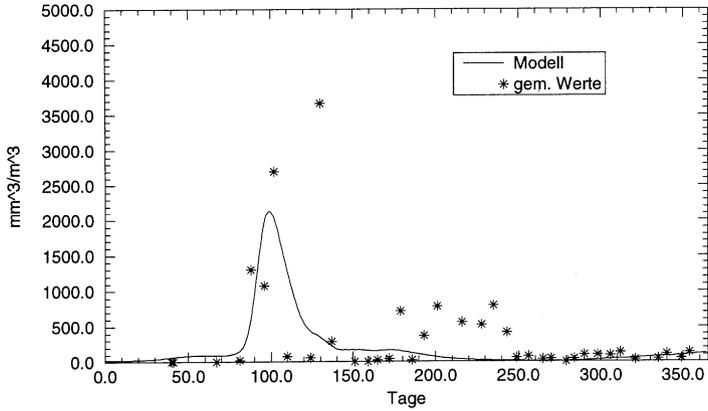


Abb. 8 Bacillariophyceae: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Blualgenbiomasse Nordwesten (1989)

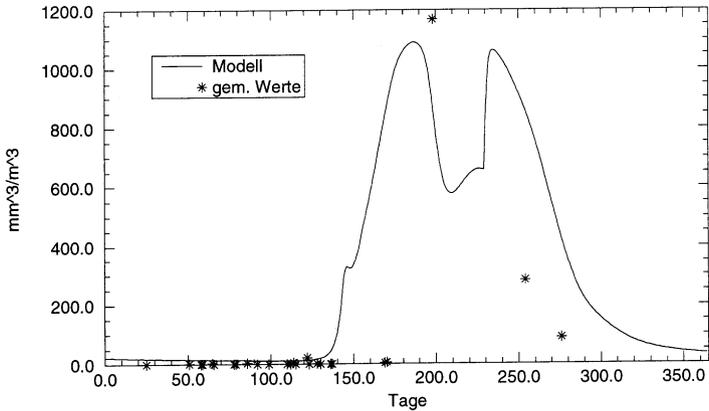


Abb. 9 Cyanophyceae: Meßwerte und Modell 1989, Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: KELL 1990)

Blualgenbiomasse Nordosten (1994)

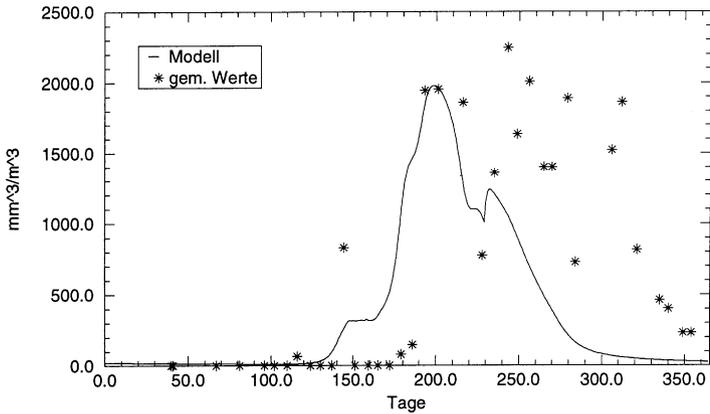


Abb. 10 Cyanophyceae: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Copepodenbiomasse Nordwesten (1989)

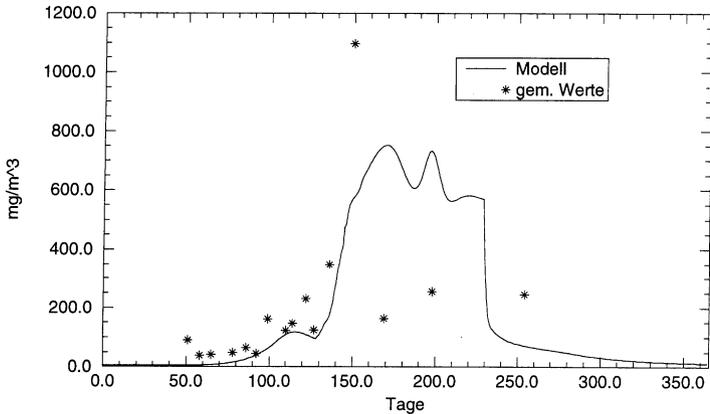


Abb. 11 Copepoda: Meßwerte und Modell 1989, Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: BRENNING 1989)

Copepodenbiomasse Nordosten (1994)

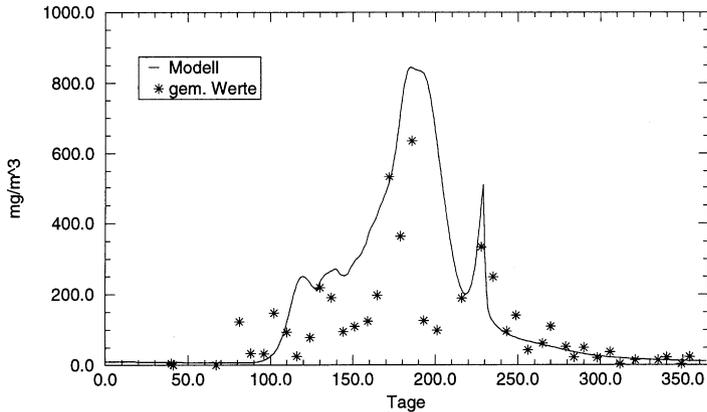


Abb. 12 Copepoda: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten
(Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

4 Ergebnisse und Diskussion

Abb. 7 bis 12 stellen für die Kiesel- und Blaualgen-Volumina [$\text{mm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$] sowie die Copepoden-Frischmassen [$\text{mg Frischmasse} \cdot \text{m}^{-3}$] jeweils eine Modellkurve 1989 im nordwestlichen und 1994 im nordöstlichen Kompartiment dar, im Vergleich mit den Meßwerten von Stationen im zugehörigen Areal. Diese beiden Kompartimente wurden wegen der dort vorliegenden hohen Meßwertdichte ausgewählt. Sie zeigen aber auch deutlich die Problematik der Modellierung.

Nach SCHMIDT (1990, 1991) ist Auftreten und Dauer der winterlichen Eisbedeckung von großem Einfluß auf die Entwicklung und Größe von Kieselalgen-Frühjahrsblüten. In den hier modellierten Jahresgängen fehlte die winterliche Eisbedeckung, entsprechend niedrig sind die Kieselalgen-Biomassen mit Ausnahme der Station Tonne Zicker 1994 (Abb. 4).

Abb. 9 und 10 stellen die Blaualgen in den beiden Jahren dar. Nach WASMUND und SCHIEWER (1994) könnte das Sinken des N:P-Verhältnisses im Sommer, das einhergeht mit dem Cyanophyteen-Wachstum, für die Entwicklung dieser Algen verantwortlich sein. Die Autoren beobachteten aber auch in der Darß-Zingster Boddenkette ein Sinken der Jahresmittel der N:P-Quotienten parallel zu sinkenden Blaualgen-Anteilen am Phytoplankton. So ist der Jahresgang des N:P-Verhältnisses wohl eher eine Folge der Algenentwicklung als deren Ursache.

Eher schon kommt der von WASMUND und SCHIEWER (1994) genannte plötzliche Temperaturanstieg (Abb. 13) als Auslöser für die starke Vermehrung von Blaualgen (hauptsächlich *Gomphosphaeria pusilla*) im Jahre 1994 in Frage. Die langdauernde Blaualgenblüte wird jedoch vom Modell noch nicht zufriedenstellend wiedergegeben, da die Temperaturabhängigkeits-Gleichungen ein konstantes Optimum enthalten, während in manchen Jahren (z.B. 1994) die sinkenden Temperaturen im Herbst keinen Einfluß auf die Biomasseentwicklung haben. Für die Unterschiede von Station zu Station kann die Temperatur, die in viele Terme der Differentialgleichungen eingeht und damit einen wesentlichen Einfluß auf die Modellierungsergebnisse ausübt, nicht verantwortlich sein. Sie ist in den 5 Kompartimenten relativ einheitlich, wie Abb. 14 für 1989 zeigt.

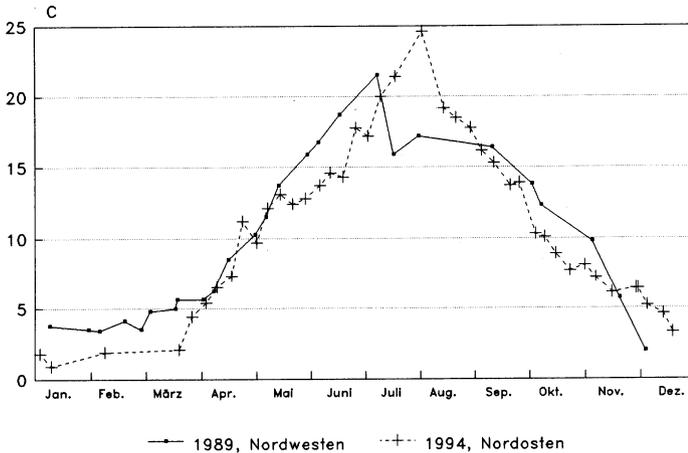


Abb. 13 Wassertemperatur im Greifswalder Bodden 1989 und 1994
(Meßwerte: WWD Stralsund u. HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Auch die gelösten Nährstoffe (Abb. 15 - 17) lassen keinen eindeutigen Zusammenhang mit den Phytoplanktonkonzentrationen erkennen. Die ortho-Phosphat-Meßwerte zeigen auf allen Stationen und in beiden Jahren prinzipiell den gleichen Verlauf, wenn auch mit stärkeren Schwankungen (Abb. 15 u. 16). Hier muß außerdem berücksichtigt werden, daß - besonders bei höheren Temperaturen - eine beschleunigte Remineralisierung über kurzgeschlossene Kreisläufe auch bei niedrigen nachweisbaren Gehalten an Stickstoff und ortho-Phosphat für ausreichende Nährstoffversorgung des Phytoplanktons sorgen kann (WASMUND u. BÖRNER 1992).

Temperatur 1989

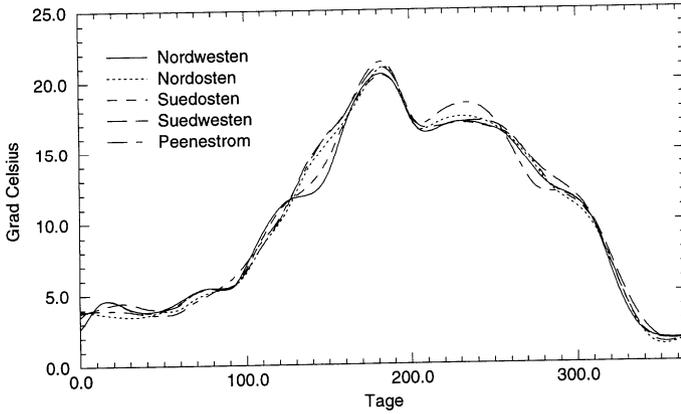


Abb. 14 Wassertemperatur 1989 in den 5 Kompartimenten
(Meßwerte: WWD Stralsund u. WESTPHAL unveröffentlicht)

Orthophosphatgehalt (1989)

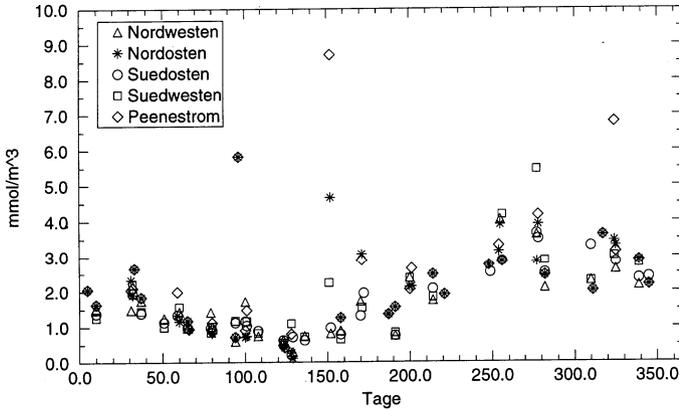


Abb. 15 ortho-Phosphat-Gehalt im Greifswalder Bodden 1989,
Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: WWD Stralsund u. WESTPHAL)

Orthophosphatgehalt (1994)

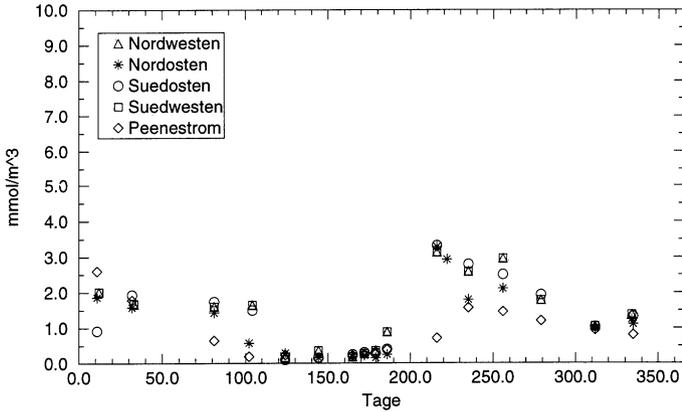


Abb. 16 ortho-Phosphat-Gehalt im Greifswalder Bodden 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: WESTPHAL 1995)

Anorganischer Stickstoff Nordosten (1994)

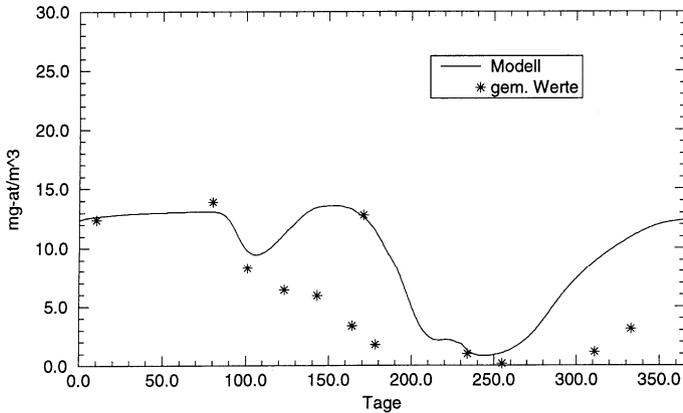


Abb. 17 Gelöste anorganische Stickstoffverbindungen im Greifswalder Bodden: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: WESTPHAL 1995)

Sehr stark wirkt sich vermutlich der Zustrom aus Ostsee, Peenestrom, Ryk oder Strelasund auf die Variabilität der Algen- und Copepoden-Biomassen von Termin zu Termin aber auch von Station zu Station aus. An der Tonne Zicker (Abb. 4) z.B. werden mehrmals im Frühjahr 1994 hohe Kieselalgen-(Bacillariophyceen)-Konzentrationen gefunden, an den dazwischen liegenden Meßterminen dagegen fehlt diese Familie fast vollständig. Für viele derartige Beobachtungen ist wahrscheinlich das Verdriften von Wasserkörpern mit hohem oder niedrigem Planktongehalt die Ursache. Wechselnde Wasserkörper an einer Station von Termin zu Termin täuschen kurzfristige Massenentwicklungen vor, die vom Modell nicht berechnet werden können und sollen.

Für die Primärproduktion gibt es im Berichtszeitraum fast keine Meßwerte. Sie liegt in der von KELL (1985, VIETINGHOFF et al. 1994) für die Jahre 1981 - 1985 gemessenen Größenordnung. Abb. 18 zeigt im Jahresgang integriert für die Kieselalgen im nordöstlichen Kompartiment die Bruttoprimärproduktion [kJ/(m³*Tag)] sowie - als Differenz zur Produktion bzw. der vorhergehenden Größe - die Verlustanteile Respiration, Grazing, Mortalität, Exkretion und Aus-sinken. Das Verhältnis der differentialen Anteile wird von VIETINGHOFF (1981, 1982) als Gütekriterium für die Modellerstellung genannt.

Kieselalgenverlustterme aufintegriert

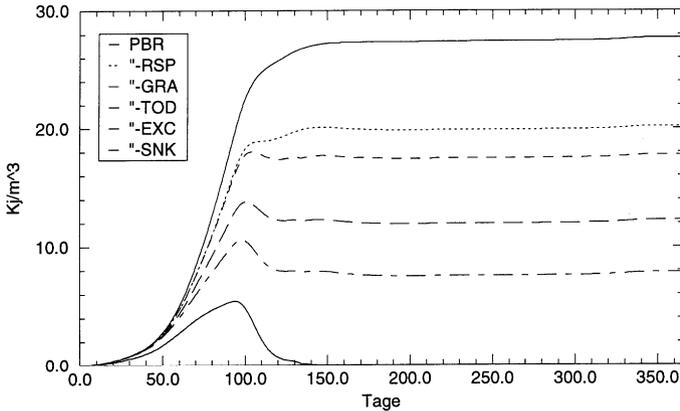


Abb. 18 Jahresgang der Produktions- und Verlustraten des Bacillariophyceen-Modelles, integriert

Sichttiefe Nordwesten (1989)

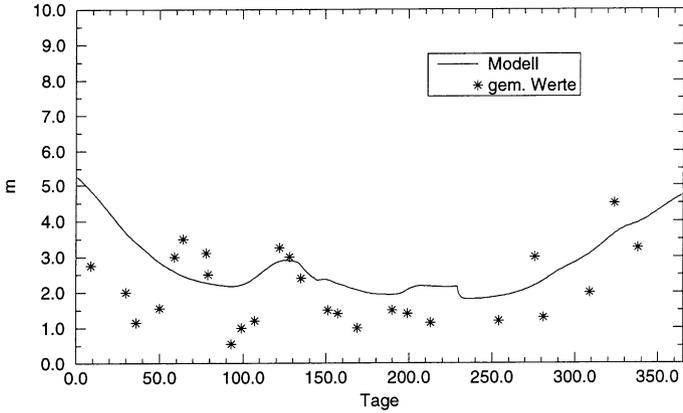


Abb. 19 Sichttiefe: Meßwerte und Modell 1989, Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: WWD Stralsund u. WESTPHAL)

Sichttiefe Nordosten (1994)

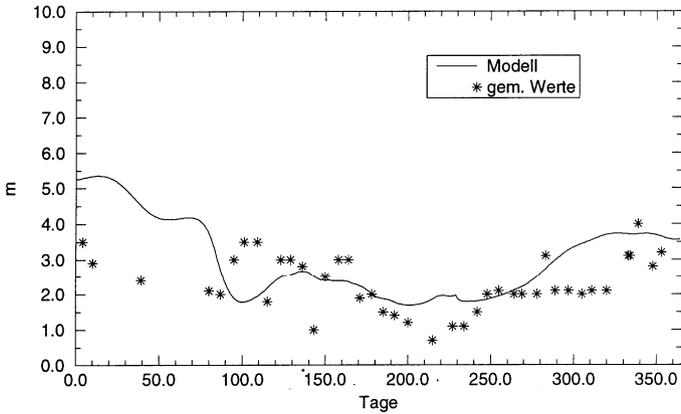


Abb. 20 Sichttiefe: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: HÜBEL et al. 1995, dieser Band)

Chlorophyll a Gehalt Nordosten (1989)

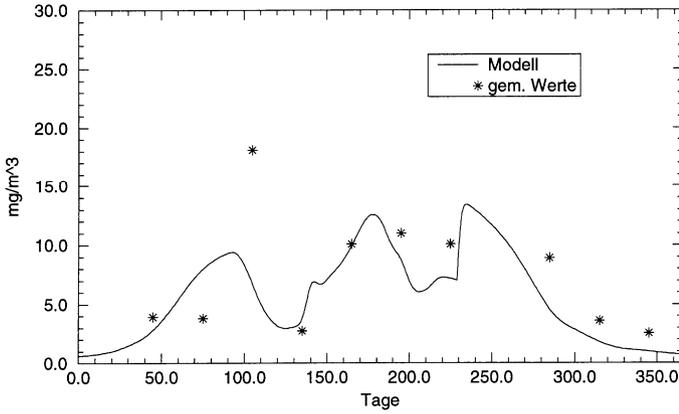


Abb. 21 Chlorophyll a: Meßwerte und Modell 1989, Kompartiment Nordwesten (Meßwerte: WWD Stralsund)

Chlorophyll a Gehalt Nordosten (1994)

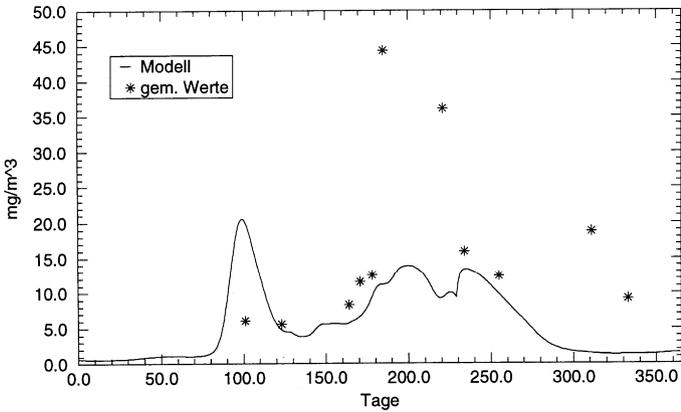


Abb. 22 Chlorophyll a: Meßwerte und Modell 1994, Kompartiment Nordosten (Meßwerte: WESTPHAL 1995)

Abb. 19 bis 22 vergleichen die Sichttiefe bzw. das Chlorophyll a im Modell mit den Meßwerten. Wie die Simulationsergebnisse zeigen, liefern die in Abschnitt 3 genannten empirischen Gleichungen für Chlorophyll, Sichttiefe und Extinktion für den Greifswalder Bodden brauchbare Ergebnisse. Die Abweichung einzelner Wertetupel vom Regressions-Modell kann jedoch beträchtlich sein. So ist es nicht verwunderlich, wenn auch die Kurve im ökologischen Modell nicht immer im Schwankungsbereich der Meßwerte liegt.

Die im Vergleich zu den Meßwerten geringeren Chlorophyll-Modellwerte und höheren berechneten Sichttiefen in den Sommermonaten haben ihre Ursache auch darin, daß nicht alle Algengruppen im Modell berücksichtigt werden. Das betrifft z.B. die Bacillariophyceae; nur für die kälteliebenden Frühjahrskieselalgen existieren z.Zt. Gleichungen für Energie- und N-Gehalt. Die hohen Konzentrationen im Sommer (Abb. 8) werden häufig durch *Coscinodiscus granii* und *Cyclotella* verursacht, Arten, die vorwiegend in den Sommer- und Herbstmonaten vorkommen (SCHMIDT 1990, VIETINGHOFF et al. 1994). Die Algengruppen Euglenophyceae, Dinophyceae und Cryptophyceae finden bisher im Modell noch keine Berücksichtigung. Entsprechend fehlt ihr Anteil in den berechneten Summenparametern, die damit im Vergleich zu den Meßwerten zu niedrig ausfallen müssen.

Das Copepoden-Modell (Abb. 11 u. 12) liegt in beiden Vergleichszeiträumen im Bereich der Meßwerte. Einzelne starke Schwankungen in der Abundanz und Frischmasse werden nicht vom Modell wiedergegeben - gerade bei den Konsumenten ist mit patchiness zu rechnen, für die nur ein Durchschnittswert modelliert werden kann.

Die berechneten Konzentrationen an anorganischen Stickstoffverbindungen (Abb. 17) entsprechen in der Größenordnung den Meßwerten. Für 1994 weicht im Herbst wie bei allen Summenparametern die Modellkurve stärker von den Meßwerten ab - hervorgerufen durch die extrem hohen Blaualgenbiomassen.

5 Schlußfolgerungen

Der Komplex von Kausalfaktoren, der zum plötzlichen Auftreten von Massentwicklungen einzelner Phytoplankter führt, ist nicht in allen Details bekannt. Erst wenn die Ursachen ermittelt werden können, die eine Art derart begünstigen, daß sie sich explosionsartig vermehrt, und die Ursachen für einen eventuell ebenso schnellen Zusammenbruch, aber auch für eine langdauernde Blüte (Cyanophyceen 1994), bekannt sind, kann die Beschreibung im Modell erfolgen. Gerade diese Ursachenermittlung ist jedoch sehr schwer, da Wasserkörper mit großen Biomassen erst auffallen, wenn die Vermehrung schon stattgefunden hat und der Verbleib dieser Wasserkörper und die Veränderungen darin nur zufällig, wenn überhaupt, bekannt werden. Wie Abb. 4 vermuten läßt, kann das Vorbeidriften eines planktonreichen Wasserkörpers eine Phytoplankton-

Massenentwicklung und deren Zusammenbruch vortäuschen, besonders dann, wenn die Probenahme in größeren Abständen erfolgt.

Von einem Modell, das das mittlere Verhalten berechnen soll, kann nicht verlangt werden, daß es lokale Besonderheiten exakt beschreibt. Auch für die räumlichen Kompartimente wird für jeden Einzelbereich im Modell die vollständige Durchmischung des Wasserkörpers angenommen (Rührkessel). Diese Prämisse ist Voraussetzung für die Modellierung, entspricht aber natürlich nicht den Beobachtungen. Eine wesentliche Verbesserung ist zu erwarten, wenn durch die Leitfähigkeits- und Strömungsmessungen an den ODAS-Stationen die Herkunft der Wasserkörper ermittelt werden kann.

Eine wesentlich dichtere Meßwertgewinnung, wie sie an den ODAS-Stationen erfolgt, ist Voraussetzung für die Suche nach ursächlichen Zusammenhängen, deren Kenntnis zu einer Modellverbesserung beitragen wird. Jede Änderung der Theorie aufgrund neuerer Untersuchungen kann mit Hilfe des Modelles an den vorhandenen älteren Datensätzen überprüft werden - hierin liegt der große Wert dieser über Jahrzehnte kontinuierlich durchgeführten Messungen.

6 Zusammenfassung

Die Anwendung eines mathematisch-ökologischen Modelles auf 2 ausgewählte Jahrgänge (1989 und 1994) im Greifswalder Bodden wird dargestellt. Die Übereinstimmungen und Abweichungen zwischen Modell- und Meßwerten werden diskutiert. Der Zustrom aus Ostsee (Oderbucht), Peenestrom, Strelasund und Ryk hat entscheidenden Einfluß auf die biologischen und abiotischen Wasserinhaltsstoffe.

Danksagung

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

Literatur

- BÖRNER, Ricarda : Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes. Rostock, Universität, Sektion Biologie, Dissertation, 1984
- BRENNING, U. : Das Zooplankton des Greifswalder Boddens. - In: Meer und Museum 5(1989). - S. 36-43
- BROSIN, H.-J. : Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. - In: Veröff. Geophys. Inst. Universität Leipzig, 2.Ser. XVIII (1965). - S. 273-381
- CORRENS, M. : Grundzüge von Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddengewässer an der Küste der DDR. - In: Acta hydrochim. hydrobiol. 5(1979). - S. 517-526
- HEERKLOSS, R. u. U. VIETINGHOFF : Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern. - In: Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30(1981), Math.-nat. Reihe, H. 4/5, S. 31-36
- HÜBEL, H.-J. et al.: Ergebnisse des ökologischen Monitorings Greifswalder Bodden September 1993 bis März 1995. In: Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1995)3, S. 5-67
- JÖRGENSEN, S.E. : A eutrophication model for a lake. - In: Ecol. Modelling 2(1976). - S. 147-165
- KELL, Volker : Untersuchungen zur Qualität, Quantität und Primärproduktion des Phytoplanktons im Greifswalder Bodden. - In: Forschungsbericht Sektion Biologie, Rostock, Universität, 1985 unveröff.
- KELL, V.: Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. - In: Meer und Museum. - Stralsund 5(1989), - S. 25-35
- KELL, V. : Untersuchungen zur Qualität und Quantität des Phytoplanktons des Greifswalder Boddens. - In: Forschungsbericht, FB Biologie, Rostock, Universität, 1990 unveröff.
- KOB, A. : Hydrodynamische Modellierung des Greifswalder Boddens unter Berücksichtigung von gemessenen Zeitreihen. Ilmenau, Technische Universität, Diplomarbeit, 1994
- MERTINKAT, L. : Der Wasserhaushalt des Greifswalder Boddens - Untersuchungsergebnisse 1966/1989. Gutachten für den FB Biologie, Universität Rostock, 1991, unveröff.
- SCHMIDT, Ingeborg : Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Phytoplankton im südlichen Greifswalder Bodden. - In: Acta hydrophysica - Berlin 34(1990). - S. 131-170
- SCHMIDT, I. : Beziehungen zwischen Algenentwicklung und Einflußfaktoren im südlichen Greifswalder Bodden. - Texte des Umweltbundesamtes 14/1991
- SCHMIDT, I. : Zu den Ursachen sommerlicher Blaualgenwasserblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). - Deutsche Ges. f. Limnologie, Erw.Zusammenfassung d. Jahrestagung Hamburg 1994. Bd. II(1994). - S. 675-679
- SCHMIDT, I. : Zu den Ursachen sommerlicher Cyanophyceenblüten in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (südliche Ostsee). - In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP), Zwischenbericht 1993/94
- VIETINGHOFF, U. : Die mathematische Modellierung des Ökosystems Barther Bodden als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West (Südliche Ostsee). Rostock, Universität, Habil.-Dissertation, 1982
- VIETINGHOFF, U. : Mathematical modelling of the ecosystem Barther Bodden. - In: 7. Symp. Ostsee-Meeresbiologen Rostock. Limnologica - Berlin 15(1984)2, - S. 253-262
- VIETINGHOFF, U., G. BALLIN, M.L. HUBERT u. W. SCHNESE : Ein mathematisches Teilmodell der Rolle der Mikroorganismen im Wasserkörper des Ökosystems Barther Bodden. - In: Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30(1981), Math.-nat. Reihe, H.4/5. - S. 53-61
- VIETINGHOFF, U., R. HEERKLOSS, M.L. HUBERT u. W. SCHNESE : Ein mathematisches Teilmodell für das Kompartiment Zooplankton-Copepoda des Ökosystems Barther Bodden. - In: Wiss. Zeitschr. Universität Rostock 30(1981), Math.-nat. Reihe, H.4/5. - S. 62-71
- VIETINGHOFF, U., M.L. HUBERT u. H. WESTPHAL : Zustandsanalyse und Langzeitveränderungen des Ökosystems Greifswalder Bodden. - Abschlußbericht 1994 zum Förderungsvorhaben des Umweltbundesamtes Berlin (1994)
- WASMUND, N. u. R. BÖRNER : Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. - Wasser u. Boden 10 (1992), - S. 643-647

- WASMUND, N. u. U. SCHIEWER : Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). - Rostocker Meeresbiolog. Beitr. (1994)2, - S. 41-60
- WESTPHAL, H. u. B. LENK : Erfassung von Wasserinhaltsstoffen, Primärproduktion und Bakterienkeimzahl. In: Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse (GOAP), Zwischenbericht 1993/94
- WIEDEMANN, B. : Simulation des dynamischen Ökosystemmodells Barther Bodden auf dem Digitalrechner unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffkreislaufs als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West. Rostock, Universität, Dissertation, 1985

Verfasser

Dipl.-Ing. Axel Kob
Dr.rer.nat. Maria-Luise Hubert
Prof.Dr. Ulrich Vietinghoff
Universität Rostock
FB Biologie
Abt. Biophysik
18051 Rostock