Modellierung des Spiekerooger Rückseitenwatts mit einem gekoppelten Euler-Lagrange-Modell auf der Basis von ERSEM

Von der Fakultät für Mathematik und Naturwissenschaften
der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
zur Erlangung des Grades und Titels eines
Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
angenommene Dissertation
von

Cora Kohlmeier

geboren am 17. August 1964
in Hellersen

Oldenburg 2004

Gutachter	:	Prof. Dr. W. Ebenhöh
Zweitgutachter	:	Prof. Dr. Dr. h.c. U. Knauer
Tag der Disputation	:	20. Oktober 2004

Inhaltsverzeichnis

1 Einleitung **1**

2 Modellgeschichte **5**

3 Modellimplementation **7**

4 Modellbeschreibung **13**
4.1 Das Modellgebiet 13
4.2 Die Transportprozesse 16
4.2.1 Die Modellkonfiguration 17
4.2.2 Der advektive Transport in **EcoTiM** 19
4.2.3 Bestimmung des Wasserstandes 20
4.2.4 Turbulente Diffusion 23
4.2.5 Diffusives Mixing 24
4.2.6 Randbedingungen 25
4.2.7 Korrektur des Strömungsfeldes 26
4.2.8 Kopplung an das benthische System 30
4.2.9 Transport partikulären benthischen Materials 33
4.3 Externe physikalische Einflüsse 34
4.3.1 Lichteinstrahlung 34
4.3.2 Turbulenz 36
4.3.3 Trübheit 36
4.3.4 Temperatur 38
4.3.5 Sauerstoffdynamik 39
4.3.6 Sieleinträge 40
4.3.7 Niederschlag und Verdunstung 41

5 Das Ökosystemmodell ERSEM **43**
5.1 Das pelagische System 45
5.1.1 Primärproduzenten 46
5.1.2 Sekundärproduzenten 53
5.1.3 Bakterien und Detritus 59
5.1.4 Sedimentation von Detritus 61
5.2 Das benthische System 63
5.2.1 Benthische Primärproduzenten 65
5.2.2 Benthische Sekundärproduzenten 70
5.2.3 Benthische Bakterien und Detritus 74
5.2.4 Verfügbarkeit von Detritus und Bioturbation 78
5.2.5 Benthische Nutrienten 80
5.2.6 Porosität und Adsorption 89

6 Modellergebnisse **93**
6.1 Beschreibung des Standardlaufs 93
6.1.1 Antrieb 95
6.1.2 Bilanzierung und Modellfehler 95
6.1.3 Flushingzeit, Residenzzeit und Verweildauer 97
6.1.4 Radioaktive Tracer 100
6.1.5 Salzgehalt 102
6.1.6 Pelagische Nährstoffe 103
6.1.7 Chlorophyll, Phytoplankton und Primärproduktion 107
6.1.8 Pelagische Sekundärproduzenten 111
6.1.9 Pelagische Bakterien, Detritus, POM und DOC 112
6.1.10 Benthische Nährstoffe 114
6.1.11 Phytobenthos 117
6.1.12 Zoobenthos 119
6.1.13 Benthische Bakterien, Detritus, POC und DOC 120
6.1.14 Standardabweichungen 122
6.2 Einfluss der Sieleinträge auf das Rückseitenwatt 125
6.3 Einfluss des Transports partikulären benthischen Materials 128
6.4 Einfluss der Nordsee 132
6.4.1 Einfluss der Austauschrate 132
6.4.2 Einfluss der Flusseinträge 134
6.5 Einfluss des Tag- und Nacht-Rhythmus und des Tidenzyklus 138
6.6 Einfluss der Lichtbedingungen 141
6.7 Wetterereignisse 146
6.7.1 Simulation einer Sturmflut 146
6.7.2 Simulation eines Eiswinters 149
6.7.3 Simulation einer Hitzeperiode im Hochsommer 153

7 Diskussion und Ausblick **155**

8 Danksagung **159**

Literatur **161**

Anhang **173**

A Bestimmung der diffusiven Austauschrate **173**

B EOF–Analyse **175**

C Gitterverfeinerung **179**

D Operator-Splitting **181**

E Fourieranalyse von Simulationsergebnissen und Messdaten **185**

F Behandlung von Systemen mit variablem Wasserstand **189**

G Bezeichner und Parameter des Standard-Laufes **193**
G.1 Modellbezeichner des pelagischen Modells 194
G.2 Modellbezeichner des benthischen Modells 195
G.3 Matrizen des Nahrungsnetzes 196
G.4 Parameter des pelagischen Modells 197
G.5 Parameter des benthischen Modells 203

Glossar **211**

Index **219**

Abbildungsverzeichnis

3.1 Das Ablaufdiagramm von **EcoTiM** 10

4.1 Die Küste der Deutschen Bucht 14
4.2 Die Boxeinteilung des Niedersächsischen Wattenmeers 14
4.3 Das Tiefenprofil der Boxen 15
4.4 Das Modellgebiet und die Position des Messpfahls 15
4.5 Tidenhub und Absolutgeschwindigkeit am Messpfahl 22
4.6 Pegelstand am Messpfahl Dezember 2002 22
4.7 Der COCOA Set-Up als Randbedingung für **EcoTiM** 25
4.8 Randüberhöhung zur Geschwindigkeitskorrektur 29
4.9 Die Baumstruktur der Boxen 30
4.10 Rekonstruktion der tageszeitabhängigen Einstrahlung 35
4.11 Regulationsfaktor für die Turbulenz 36
4.12 Modellierte und gemessene Sestonwerte 38
4.13 Temperaturfaktor mit Inhibition 39
4.14 Temperaturkurve und Messwerte 40

5.1 Das Nahrungsnetz von ERSEM in **EcoTiM** 44
5.2 Diagramm des Modellprimärproduzenten 47
5.3 Diagramm der Modellsekundärproduzenten 54
5.4 Diagramm des Modelldestruenten 59
5.5 Die Schichteinteilung des Sediments 64
5.6 Regulationsfaktor für die Dichteabhängigkeit der Filtrationsrate . . 73
5.7 Verteilung der zusätzlichen Masse im Sediment 84
5.8 Gradienten der Nährstoffe und Gase im Sediment 85

6.1 Mittlere Verweildauer des Wassers 100
6.2 Simulierte Aktivitäten von ^{223}Ra und ^{224}Ra 101
6.3 Simulierte Salzkonzentration 103
6.4 Simulierte Salzkonzentration ohne Süßwassereintrag 103
6.5 Jahresgänge der Nährstoffkonzentrationen 104
6.6 Schema zur Entstehung der Nährstoffgradienten 105
6.7 Tidenzyklus der Nährstoffe (Messungen Februar 1995) 106
6.8 Tidenzyklus der Nährstoffe (Simulation Februar 1995) 106
6.9 Tidenzyklus der Nährstoffe (Messungen Juli 1995) 107
6.10 Tidenzyklus der Nährstoffe (Simulation Juli 1995) 108
6.11 Chlorophyll-Konzentrationen in Nordsee und Rückseitenwatt 108
6.12 Jahresgänge der Phytoplanktonkonzentrationen 109
6.13 Limitationsfaktoren der Phytoplanktongruppen 110
6.14 Jährliche Primärproduktion und N:P-Verhältnis 111
6.15 Jahresgänge des Zooplanktons und der Bakterien 111
6.16 Jahresgänge der pel. Bakterien, Detritus, POM und DOC 113
6.17 Eindringtiefe von Sauerstoff und Nitrat 114
6.18 Jahresgänge der Porenwasserkonzentrationen 116

6.19 Porenwasserprofile 117
6.20 Jahresgang des Phytobenthos 117
6.21 Nährstofflimitierung des Phytobenthos 118
6.22 Jahresmittel der Zoobenthosabundanzen 119
6.23 Jahresgang benthischer Bakterien, DOC und Detritus 121
6.24 Nährstoffkonzentrationen in Box 1 und Box 3 122
6.25 Variation der Nährstoffkonzentrationen in Box 3 123
6.26 Variation der Nährstoffkonzentrationen über Voxel und Tag 124
6.27 Jahresmittel der Nährstoffvariation über den Tag 124
6.28 Monatliche Sielzugvolumen und Nährstoffeinträge 126
6.29 Nährstoffkonzentrationen mit und ohne Sieleinträge 127
6.30 Jahresmittel der Nährstoffkonzentrationen mit und ohne Sieleinträge 127
6.31 Einfluss des part. Transports auf die Nährstoffkonzentrationen . . . 129
6.32 Einfluss des part. Transports auf die Nährstoffgradienten 130
6.33 Einfluss des part.Transports auf das Phytoplankton 131
6.34 Einfluss des Mixings auf die Nährstoffkonzentrationen 132
6.35 Einfluss des Mixings auf das Phytoplankton 133
6.36 Einfluss der Flussfrachten auf die Nährstoffkonzentrationen 135
6.37 Einfluss der Flussfrachten auf das Phytoplankton 136
6.38 Phasenlage von Phytobenthos und Primärproduktion 138
6.39 Phytoplanktonabundanzen bei Verschiebung des Tidenzyklus 139
6.40 Adaptations-Produktivitätskurve 141
6.41 Chlorophyll und Licht 143
6.42 Nutrienten- versus Lichtlimitierung 144
6.43 Auswirkungen einer Sturmflut auf das physikalische System 146
6.44 Auswirkungen einer Sturmflut auf die Nährstoffe 147
6.45 Auswirkungen einer Sturmflut auf das Ökosystem 148
6.46 Auswirkungen eines Eiswinters auf die pelagischen Algen 150
6.47 Auswirkungen eines Eiswinters auf die pelagischen Nährstoffe . . . 151
6.48 Auswirkungen eines Eiswinters auf die benthischen Nährstoffe . . . 152
6.49 Auswirkungen eines Eiswinters auf Bakterien und Sauerstoff 152
6.50 Auswirkungen eines Eiswinters auf das Epibenthos 153
6.51 Auswirkungen einer Hitzeperiode auf das Algenwachstum 154

C.1 Gitterzelle mit Stützstellen und zu rekonstruierenden Stellen 179
C.2 Gitterzelle nach der Rekonstruktion der Spalten und den zu rekonstruierenden Stellen 179
C.3 Diagramm zur 8-Punkte-Formel 180

Tabellenverzeichnis

4.1 Die Zuordnung der Boxen 14
4.2 Kenndaten des Tidensignals 21
4.3 Schwebstoffkonzentrationen in den Boxen 38
4.4 Antriebsdaten 42

6.1 Anzahl der Voxel in den einzelnen Boxen 96
6.2 Volumen und Tidenprisma 99
6.3 Mittlere Verweildauer (exposure time) des Wassers 99
6.4 Parameter des Transports partikulären benthischen Materials 128
6.5 Mortalitätsraten des Zoobenthos während des Eiswinters 149

G.1 Pelagische Zustandsvariablen 194
G.2 Benthische Zustandsvariablen 195
G.3 Präferenzfaktoren der pelagischen Konsumenten 196
G.4 Präferenzfaktoren der benthischen Konsumenten 196
G.5 Allgemeine Parameter des pelagischen Phytoplanktons 197
G.6 Spezifische Parameter des pelagischen Phytoplanktons 198
G.7 Allgemeine Parameter des Mikrozooplanktons 199
G.8 Allgemeine Parameter der heterotrophen Nanoflagellaten 200
G.9 Allgemeine Parameter des Mezozooplanktons 200
G.10 Allgemeine Parameter des omnivoren Zooplanktons 201
G.11 Allgemeine Parameter des carnivoren Zooplanktons 201
G.12 Allgemeine Parameter der pelagischen Bakterien. 202
G.13 Allgemeine Parameter des benthischen Phytoplanktons 203
G.14 Spezifische Parameter des benthischen Phytoplanktons 204
G.15 Allgemeine Parameter des Zoobenthos 204
G.16 Parameter der epibenthischen Prädatoren 204
G.17 Parameter der Sedimentfresser 205
G.18 Parameter der Filtrierer 205
G.19 Parameter des Meiobenthos 206
G.20 Parameter der benthischen Prädatoren 206
G.21 Allgemeine Parameter der benthischen Bakterien 206
G.22 Parameter der benthischen aeroben Destruenten 207
G.23 Parameter der benthischen anaeroben Destruenten 207
G.24 Parameter des Bioturbations- und Bioirrigationsmoduls 208
G.25 Parameter der Detritus-Dynamik 208
G.26 Parameter der benthische Nutrientenmodells 209

Kurzzusammenfassung

Die Stoffkreisläufe des Spiekerooger Rückseitenwatts wurde erstmals im Jahre 1995 im Rahmen des ÖSF-Projekts „Niedersächsisches Wattenmeer“ modelliert. Bei diesem Modell handelte es sich um ein Ökosystemmodell, dass die wesentlichen Nährstoffe und Organismengruppen in Pelagial und Benthal beschrieb und bei dem sämtliche Prozesse über den Zeitraum eines Tages gemittelt betrachtet wurden. Die Gründe hierfür lagen darin, dass die Rechenzeiten für höhere Prozessauflösungen zu lang waren. Die Simulation der Wasserbewegung durch Integration der hydrodynamischen Grundgleichungen ist auch heute noch derart rechenzeitintensiv, dass die Simulation der Wasserbewegung über viele Tidenzyklen im Rahmen eines komplexen Ökosystemmodells nicht praktikabel ist. Durch die die Mittelung der Prozesse gehen in den Modellergebnissen jedoch wesentliche Charakteristika der Wattgebiete verloren.

Das hier vorgestellte Modell **EcoTiM** (Ecological Tidal Model) ermöglicht die Simulation mit einer wesentlich feineren zeitlichen wie räumlichen Auflösung, indem die Simulationsergebnisse eines hydrodynamischen Strömungsmodells als Antriebe in das Stoffkreislaufmodell übernommen werden. Um die numerische Diffusion zu vermeiden, die bei der zeitlichen und räumlichen Verfeinerung des bisherigen Modells auftritt und die die eigentliche Dynamik im Wattenmeer, mit Austauschzeiten von nur wenigen Tagen, überdeckt, wird in der Arbeit ein neuer Ansatz gewählt. Hierzu wird die Bewegung des Wassers mit einem Lagrange’schen Ansatz modelliert. Anstelle ortsfester Bereiche im Wattenmeer werden frei bewegliche Wasserkörper betrachtet, die sich entlang des vorab berechneten Strömungsfeldes bewegen. Diese volumenbehafteten Tracer stellen jeder für sich einen Mesokosmos dar, in dem das gesamte pelagische Ökosystemmodell von ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model Baretta-Bekker, 1995; Baretta-Bekker und Baretta, 1997) simuliert wird.

Die Betrachtung volumenbehafteter Tracer ermöglicht die massenerhaltende Kopplung des pelagischen Modells an das Sedimentmodell auf der Basis des Benthosmodells von ERSEM, welches als Euler’sches Modell mit ortsfestem Bezugssystem modelliert ist. Die räumliche Auflösung ist durch die Definition der Wattgebiete bestimmt, die separat betrachtet werden, und beträgt in der vorliegenden Konfiguration wenige Kilometer. Die Randbedingungen für das Modell stellt die Küstenapplikation des ERSEM-Modells COCOA (Lenhart et al., 1997) bereit.

Die Verifikation dieses neuen Modellansatzes erfolgt mit der Simulation der radio-

aktiven Isoptope ^{223}Ra und ^{224}Ra , deren simulierte Aktivitäten gut mit denen von Schnetger et al. (2001) und Shaw (2003) im Rückseitenwatt gemessenen übereinstimmen. Die Modellergebnisse für den Salzgehalt, der im Modell als konservative Größe ebenfalls nicht vom Ökosystem beeinflusst ist, zeigt außerdem, dass das Transportmodell die Tidenbewegung sowie Niederschlag, Verdunstung und Sieleinträge gut reproduziert.

Mit dem vorliegenden Ökosystemmodell kann die Dynamik der Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphat und Silikat sowie die Abundanzen der Primärproduzenten, der Sekundärproduzenten und Destruenten sowohl im Pelagial als auch im Benthos des Rückseitenwatts auf Skalen von Jahren bis hin zu Stunden dargestellt werden. Diese feine zeitliche Auflösung wird insbesondere durch die modifizierte Beschreibung der Primärproduktion erreicht, die nun nicht mehr als Tagesmittelwert bestimmt wird, sondern dem Tag- und Nacht-Rhythmus folgt.

Die für das Jahr 1995 durchgeführten Modellstudien zeigen, dass das Modell die wesentlichen Kenngrößen des realen Systems widerspiegelt, und geben Hinweise auf die Bedeutung der Sieleinträge in das Wattenmeer, die Auswirkung veränderter Flussfrachten in das Gebiet der Deutschen Bucht sowie Abschätzungen für die Größenordnung des Nettoeinwärtstransports organischen Materials in das Rückseitenwatt. Das Potential des Modells, die Reaktion des Gesamtsystems Watt auf Wetterereignisse wie Sturmfluten, Eiswinter und Hitzeperioden abzuschätzen, ist exemplarisch dargestellt.

Abstract

The back barrier system of Spiekeroog has first been modelled in 1995. That model was developed in the context of the ÖSF-Project ”Niedersächsisches Wattenmeer”. It described the main nutrients and organisms in the pelagic and benthic system. The time resolution of that model was one day. A finer resolution resulted in too long simulation times. The simulation of the water movement by integration of the hydrodynamical equations of motion is even in recent days very time consuming. Such, the simulation of the water movement over periods of several tides in the context of a complex ecosystem model in not suitable. But the integration over time and space led to the loss of significant characteristics of the Wadden Sea area.

The here presented model **EcoTiM** (ecological tidal model) allows the simulation with high resolutions in time and space. Short simulation time is realised by using the results of a hydrodynamical circulation model as forcing. Numerical diffusion, which normally occurs in models with a resolution that resolves flushing times of only a few days (as occuring in the Wadden Sea area), is totally avoided. This has been realised by a Lagrangian approach. Instead of Eulerian regions or boxes, water bodies are considered, which move along the trajectories of the velocity field, that has been calculated by the circulation model in advance. Every finite water body is considered as a mesocosm and the pelagic ecosystem model ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model Baretta-Bekker, 1995; Baretta-Bekker und Baretta, 1997) is calculated in each of them. The consideration of finite water bodies instead of point tracers allows a mass conserving coupling of the pelagic model in every water body with the Eulerian benthic part of the ERSEM-model simulating the processes within the sediment. The spatial resolution of the model is determined by the definition of the Wadden Sea areas which are seperatley treated by the benthic model and constitutes a few kilometers. The boundary conditions at the North Sea boundary are given by the continental coastal application model COCOA (Lenhart et al., 1997).

The new transport model approach has been verified by the simulation of the radioactive isotopes ^{223}Ra und ^{224}Ra . The simulated activities of both coincides with the field data measured by Schnetger et al. (2001) and Shaw (2003) in the back barrier system. The model results for salt as another conservative quantity which is not influenced by the ecosystem model shows that the transport model reproduces the tidal motion as well as precipitation, evaporation and input from the sluice.

The ecosystem model **EcoTiM** reproduces the cycling of carbon, nitrogen, phos-

phate and silicate as well as the abundancies of primary producers, secondary producers and destruents in the pelagic and the benthic system within the back barrier system. The model allows sensitivity analyses on scales from several years down to some hours. This fine temporal resolution especially has been reached by a modified primary production module which resolves the day and night cycle.
The model studies for the year 1995 reproduce the main characteristics of the real system. The results give an indication of the impact of sluice input into the Wadden Sea system and the reaction of the system on changed river loads. Estimations for the net import of particulate organic material into the back barrier systems are given. The capability of the model to estimate reactions of the ecosystem Wadden Sea on weather occasions as storm tides, ice winters and heat periods are shown exemplarily.

1 Einleitung

Die Stoffkreisläufe des Spiekerooger Rückseitenwatts wurden erstmals im Jahre 1995 im Rahmen des ÖSF-Projekts „Niedersächsisches Wattenmeer“ modelliert (Ebenhöh und Siemoneit, 1995). In dem entwickelten Modell wurden die Konzentrationen der wesentlichen Nährstoffe und Organismengruppen in Pelagial und Benthal berücksichtigt. Hierbei wurden, wie auch in vielen anderen aquatischen Stoffkreislaufmodellen (Baretta-Bekker, 1995; Baretta-Bekker und Baretta, 1997), Prozesse über den Zeitraum eines Tages gemittelt. Die Gründe hierfür lagen einerseits darin, dass das Hauptaugenmerk auf mittel- bis langfristigen Entwicklungen des Systems lag, andererseits darin, dass die Rechenzeiten für höhere zeitliche Prozessauflösungen zu lang waren. Auch heute noch ist die Simulation der Wasserbewegung anhand der hydrodynamischen Grundgleichungen derart rechen- und speicherintensiv, dass die raum-zeitlich hinreichend aufgelöste Simulation der Wasserbewegung über viele Tidezyklen nicht praktikabel ist. Es steht aber zu vermuten, dass gerade durch die raum-zeitliche Mittelung der Prozesse wesentliche Charakteristika der Wattgebiete überdeckt werden. Die Überlagerung des Tag-und Nacht-Rhythmus mit dem Tidenzyklus sei hier nur ein Beispiel.

Das Dilemma, einerseits Sensitivitätsstudien mit kurzen Rechenzeiten durchführen zu können, und andererseits die Prozesse, insbesondere die Transportprozesse, auf einer adäquat kleinen Skala zu beschreiben, soll in der Arbeit dadurch gelöst werden, dass die Simulationsergebnisse eines hydrodynamischen Strömungsmodells als Antriebe in das Stoffkreislaufmodell übernommen werden. Dieser Ansatz ist in dieser Form nichts neues. Auch im ursprünglichen Transportmodell des Stoffkreislaufmodells ERSEM-Modell (European Regional Seas Ecosystem Model Baretta-Bekker, 1995; Baretta-Bekker und Baretta, 1997) wurden die Advektionsflüsse über den Tag und über ortsfeste Volumen und Grenzflächen integriert und als Zeitreihe eingebunden. Dieses Verfahren setzt voraus, dass die betrachteten Austauschflächen und -volumen und der zugrunde liegende Zeitschritt zueinander passen. Wird dieses missachtet, indem nur die zeitliche oder nur die räumliche Auflösung verfeinert wird, übersteigen numerische Effekte, insbesondere die numerische Diffusion, die eigentliche Dynamik um ein Vielfaches. Gerade im Wattenmeer, mit Austauschzeiten von nur wenigen Tagen, würde mit dem herkömmlichen Transportansatz des ERSEM-Modells die gesamte Tidenbewegung des Wassers herausgemittelt.

Um dies zu vermeiden, wird in der Arbeit ein neuer Ansatz gewählt. Anstelle ortsfe-

ster Bereiche im Wattenmeer werden nun frei bewegliche Wasserkörper betrachtet. Diese Wasserkörper repräsentieren das gesamte Volumen des Rückseitenwatts bei Hochwasser und werden entlang eines Strömungsfeldes bewegt. Die Wasserkörper sind somit Tracer in einem Lagrange'schen Koordinatensystem. Die Lagrange'sche Modellierung von Tracern wurde bereits von Maier-Reimer und Sündermann (1982) vorgeschlagen. Woods und Onken (1982) konnten zeigen, dass diese Lagrange'sche Ensemble Methode, bei der zuerst das dynamische ökologische System innerhalb von Tracern gelöst wird und die Ergebnisse danach über die ortsfesten Volumen gemittelt werden, für die Darstellung der Phytoplanktondynamik bessere Ergebnisse liefert als ein Euler'sches Modell bei dem zuerst räumlich gemittelt und dann integriert wird.

Bisherige Lagrange'sche Modelle berücksichtigen zumeist nur konservative Tracer bzw. stark vereinfachte Stoffkreislaufmodelle und vernachlässigen die Austauschprozesse mit dem Sediment. In dieser Arbeit wird das Modell **EcoTiM** (**E**cological **Ti**dal **M**odel) vorgestellt, in dem sich Lagrange'sche Wasserkörper über das ortsfeste (Euler'sche) Sediment bewegen. Sämtliche biologischen Prozesse innerhalb der Wasserkörper werden in diesem Modell durch das Stoffkreislaufmodell von ERSEM beschrieben. In jedem Wasserkörper wird somit das gesamte pelagische ERSEM -Modell berechnet. Die Austauschprozesse mit dem Sediment, die gerade im Wattenbereich eine wesentliche Rolle spielen, werden durch das Sedimentmodell von ERSEM beschrieben. Bedingt durch die niedrige Wassertiefe, beeinflusst der Ausfluss an Nährstoffen aus dem Sediment die Konzentrationen im Pelagial maßgeblich (Ebenhöh et al., 2004). Die Kopplung der beiden Modellteile erfolgt über die Kontaktfläche der Wasserkörper mit dem Sediment. Es wird angenommen, dass die Wasserkörper ein festes Volumen haben und ihre Tiefe durch den aktuellen Pegelstand am jeweiligen Aufenthaltsort vorgegeben ist. Somit wird die Austauschfläche eines Körpers bei Hochwasser kleiner als bei Niedrigwasser sein. Remineralisation und Sedimentation haben somit einen tideabhängigen Einfluss auf das Gesamtsystem. Um die Simulationsergebnisse mit Messdaten zu vergleichen, werden die mittleren Konzentrationen einer Substanz über einem Eulerschen Gebiet bestimmt. Diese ergeben sich aus den Konzentrationen aller Wasserkörper über dem Gebiet. Als Randbedingung an der Grenze zur Nordsee dient für dieses Modell die Küstenapplikation von ERSEM für die Deutsche Bucht (Lenhart et al., 1997). Wasserkörper, die den Wattbereich bei ablaufendem Wasser verlassen, bringen beim nächsten Hochwasser Wasser mit „Nordseekonzentration“ ins Wattgebiet. Mit der Modellierung dieser wesentlichen Prozesse – Wasserbewegung, Austausch mit der

See, Sedimentation und Remineralisation, sowie den Stoffkreisläufen – lassen sich die beobachteten horizontalen Gradienten im Watt (Flöser, 2002; Michaelis und Rahmel, 1995) bereits gut beschreiben.

Der Nutzen des hier vorgestellten Modells geht über die deskriptive Betrachtung von Modellergebnissen weit hinaus. Gerade in der heutigen Zeit, in der eine rasanter Wissenzuwachs zu verzeichnen ist, und der einzelne nicht mehr alle Teilaspekte eines Systems durchdringen kann, spielen Modelle eine große Rolle. Modelle können helfen, komplizierte Systeme schnell und effizient zu durchdringen und der einzelne Fachwissenschaftler kann ein grundlegendes Verständnis für das Gesamtsystems erlangen, um den Teilaspekt seines Forschungsvorhabens voranzutreiben. Insbesondere komplexe, modular aufgebaute Modelle erlauben die Weiterentwicklung einzelner Teilmodule, ohne das Gesamtmodell vollstängig zu kennen. Hier bietet **EcoTiM**, welches die Modularität von ERSEM aufgreift, eine Basis zur Weiterentwicklung der Beschreibung der für das Wattenmeer wesentlichen Prozesse.

Ein weiterer Nutzungsbereich liegt in dem immer stärker werdenden Bedarf an Prognosen. Wie im Bereich der Meteorologie und der Klimaforschung besteht Bedarf für Vorhersagen über Naturereignisse wie z.B. Algenblüten. Das vorliegende Modell, welches die wesentlichen Prozesse auf einer weitaus kleineren Zeitskala als bisher für marine Ökosysteme üblich auflöst, stellt einen ersten Schritt hin zu einem Vorhersagemodell dar.

EcoTiM wird zusammen mit dem integrierten Sedimentmodell ISM (Wirtz, 2003) die Basis für das Gesamtmodell Watt bilden, dass im Rahmen der DFG-Forschergruppe BioGeoChemie des Watts[1], entwickelt wird.

Das folgende Kapitel 2 beschreibt die Entstehungsgeschichte komplexer aquatischer Ökosystemmodelle. In Kapitel 3 wird der numerische Hintergrund und die Implementation des hier vorgestellten Modells beschrieben. Die wesentliche Modellidee von **EcoTiM**, das Modellgebiet, die Lagrange'sche Transportbeschreibung sowie die pelagisch-benthische Kopplung und deren Realisierung im Modell sind in Kapitel 4 ausführlich dargestellt. Die biologischen Gleichungen des Modells, die im Wesentlichen auf ERSEM beruhen, werden in Kapitel 5 aufgeführt.

Die Simulationsläufe sowie deren Sensitivitätsstudien werden ausführlich in Kapitel 6 diskutiert. Kapitel 7 fasst die Stärken und Schwächen des vorgestellten Modells zusammen und gibt einen Ausblick auf zukünfige Modellerweiterungen und deren Nutzen. Im Anhang werden einige Verfahren und Aspekte, die in der Arbeit auftauchen, näher erläutert. Am Ende der Arbeit findet sich ein Index und ein Glossar,

[1] Deutsche Forschungsgemeinschaft, Forschergruppe FOR 432 (2001-2007)

welches insbesondere die wesentlichen biologischen Begriffe erläutert.

Anmerkung

Sämtliche Kommazahlen sind in der im englischsprachigen Raum üblichen Darstellung mit Dezimalpunkt dargestellt. Die in der Arbeit verwendeten Einheiten entsprechen weitestgehend den Einheiten, wie sie im ERSEM -Modell üblich sind. Der besseren Lesbarkeit wegen werden Einheiten mit Bruchstrich und nicht mit negativem Exponenten dargestellt. Einige Kapitel dieser Arbeit enthalten Überschneidungen, um das Lesen einzelner Kapitel zu erleichtern. Bei einigen Abbildungen wurde auf die Übersetzung der englischen Beschriftung verzichtet. Der Leser möge dies verzeihen.

2 Modellgeschichte

Die ersten Beschreibungen über Modelle ökologischer Systeme bestehend aus einer Räuber- und einer Beutepopulation findet man bei Lotka (1925) und Volterra (1926). Diese unter dem Namen Lotka-Volterra-Modelle bekannten Zwei-Arten-Modelle wurde in vielfältiger Weise modifiziert, auf mehrere Arten erweitert und auch auf aquatische Systeme angewendet (May et al., 1979; Beddington und May, 1982). Bei den genannten Populationsmodellen handelt es sich um offene Systeme. Diese populationsorientierten Modelle wurden schnell zu Stoffkreislaufmodellen weiterentwickelt, bei denen nicht mehr die Abundanzen einzelner Spezies sondern die Biomassen funktioneller Gruppen im Vordergrund stehen. Hierbei wird dann, um der Beschreibung des Gesamtsystems gerecht zu werden, häufig anstelle eines Bottom-Up Ansatzes, bei dem einzelne Arten zu Gruppen aggregiert werden, ein Top-Down-Ansatz[1] gewählt. Beim Top-Down-Ansatz werden funktionelle Gruppen, wie z.B. Phytoplankton, Zooplankton und Destruenten vorgegeben, in die sämtliche Arten eines Ökosystems eingeordnet werden. Der Vorteil liegt darin, dass für die entsprechenden Gruppen die Gesamtbiomasse im Modellsystem mit der Gesamtbiomasse im realen System identifiziert werden kann. Diese Grundvoraussetzung für die Beschreibung von Stoffkreisläufen ist in modernen Ökosystemmodellen erfüllt. Diese Modelle stellen zumindest für die meisten Nährstoffe Masse-erhaltende Systeme dar[2]. Erste komplexe ökologische Modelle dieser Art wurden in den achtziger Jahren für die englische Kanalküste (GEMBASE, Radford und Joint, 1980), für das Ems-Ästuar (BOEDE, Baretta und Ruardij, 1988) und das Westfriesische Wattenmeer (EMOWAD, Lindeboom et al., 1988) entwickelt. Bei den genannten Modellen handelt es sich um komplexe Ökosystemmodelle mit bis zu ca. 50 Zustandsvariablen. Diese Modelle sind als sogenannte Boxmodelle implementiert, bei denen das Untersuchungsgebiet in ortsfeste Bereiche eingeteilt wird. Transportprozesse werden über Austauschkoeffizienten festgelegt, die aus hydrodynamischen Modellen gewonnen und aufintegriert werden und als Zeitreihe in das Modell eingespeist werden. Aufgrund der hohen Anzahl der Variablen ist die Anzahl der Boxen zumeist klein und der zugrunde gelegte Zeitschritt groß. In den letzten Jahren konnte aufgrund der gestiegenen Rechnerleistung die Boxstruktur verfeinert werden.

[1] Die Begriffe Top-Down-Ansatz und Bottom-Up-Ansatz beziehen sich hier auf das Modell und meinen nicht die Top-Down- bzw. Bottom-Up-Kontrolle in ökologischen Systemen

[2] Um dieses auch für Kohlenstoff zu erreichen, müsste ein solches Modell an ein globales Zirkulationsmodell gekoppelt und der CO_2-Austauch berücksichtigt werden .

Beispiele für hochaufgelöstete komplexe Modelle sind ERSEM (European Regional Seas Ecosystem Model, Baretta-Bekker, 1995; Baretta-Bekker und Baretta, 1997) und AQEM (Aquatic Ecosystem Model, Ebenhöh, 1995). Der ökologische Anteil dieser Modelle kann als Weiterentwicklung der Modelle GEMBASE und BOEDE angesehen werden. ERSEM ist ursprünglich als Modell zur Beschreibung der Stoffkreisläufe in der Nordsee entwickelt worden. Aufgrund der Universalität der ökologischen Modellbeschreibung konnte es in der Vergangenheit auf die unterschiedlichsten marinen Systeme angewendet werden. Als Boxmodell wurde ERSEM mit bis zu 167 Boxen betrieben (Lenhart et al., 1997) und mittlerweile ist ERSEM direkt an hydrodynamische Modelle gekoppelt worden (Allen, 1997; Vichi, 2002). Als nulldimensionales Modell wurde es erfolgreich zur Analyse von Mesokosmosexperimenten eingesetzt (Kotzur, 2003). Das ERSEM Modell wird ausführlich in Kapitel 5 beschrieben.

Die Modellierung der Wattgebiete reicht bis in die siebziger Jahre des letzten Jahrhunderts zurück. Erste Modelle zur Beschreibung der Tidenströmungen sind bei Tee (1976), Pingree und Maddock (1978) und Prandle (1978) beschrieben. Bei den genannten Modellen handelt es sich um hydrodynamische Modelle. Ein komplexes Ökosystemmodell für das Rückseitenwatt von Spiekeroog wurde von (AQEM Ebenhöh und Siemoneit, 1995) erstellt.

Die Beschreibung aquatischer Systeme mit einem Lagrange'schen Ansatz geht auf Maier-Reimer und Sündermann (1982) und Woods und Onken (1982) zurück. Anfangs wurde dieser Ansatz zur Beschreibung der Wasserbewegung mit Hilfe von konservativen Punkttracern verwendet. Später wurden dann aktive Tracer, denen nicht nur physikalische sondern auch biologische Größen zugeordnet sind, betrachtet. Ein solches Modell wurde von Dippner (1991) vorgestellt und auf die Adria und die Nordsee angewendet (Dippner 1993 und 1998).

3 Modellimplementation

Wenn man von einem gekoppelten Modell spricht, wie der Titel dieser Arbeit vorgibt, muss man sich vor Augen halten, dass diese Kopplung ein Kunstgriff ist. In den allermeisten Fällen wie auch im vorliegenden, bezieht sich der Begriff der Kopplung im engeren Sinne auf die Implementation und nicht das betrachtete System selbst. Ein reales Ökosystem besteht aus vielen Prozessen, die der Übersichtlichkeit halber im Rahmen der Modellbildung getrennt betrachtet werden. Bei Ökosystemmodellen liegt die getrennte Betrachtung der physikalischen und der biologischen Prozesse nahe. Werden diese Bereiche dann getrennt modelliert und später wieder zu einem Gesamtmodell zusammengefasst spricht man von Kopplung. Die Trennung dieser Prozesse ist auch deshalb sinnvoll, weil die numerischen Lösungsmethoden beider Bereiche zumeist unterschiedlich sind. Eine Möglichkeit, ein Ökosystem zu beschreiben, besteht darin, für ausgewählte Zustandsvariable partielle Differentialgleichungen aufzustellen. Das Gesamtsystem wird dann durch ein System gekoppelter partieller Differentialgleichungen beschrieben. Diese Zustandsvariablen sind häufig Konzentrationen biologischer Größen wie z.B. die Phytoplanktonbiomasse pro Kubikmeter Wasser. Diese Kenngröße wird dann durch Transportprozesse sowie durch biologische Prozesse verändert, so dass man allgemein von folgendem n-dimensionalem Gleichungssystem ausgehen kann

$$\frac{\partial}{\partial t}c_i = -\nabla \cdot \mathbf{v}c_i + \nabla \cdot (K\nabla c_i) + R(c_1, \cdots, c_n) \qquad i = 1, \cdots, n. \tag{3.1}$$

Der erste Term auf der rechten Seite beschreibt dabei den advektiven Transport mit dem Vektorfeld $\mathbf{v}$ der Strömunggeschwindigkeiten, der zweite Term beschreibt die Diffusion mit dem Diffusionskoeffizienten K und R beinhaltet alle Reaktionsterme. R hängt im Gegensatz zu den beiden anderen Termen von den Zuständen vieler weiterer dynamischer Kenngrößen ab und beinhaltet die biologische Modellbeschreibung. Das Strömungsfeld wird häufig durch ein hydrodynamisches Modell bestimmt. An dieser Stelle tritt das Problem auf, dass die Berechnung des Strömungsfeldes sehr rechenzeitintensiv ist, da die numerische Lösung der Navier-Stokes-Gleichung erforderlich ist. Diese Berechnung muss, um eine ausreichende Genauigkeit zu erzielen, auf einem sehr kleinen Zeitschritt und einer kleinen räumlichen Auflösung ausgeführt werden. Eine simultane Lösung innerhalb des Gesamtsystems ist bei komplexen Ökosystemen mit an die Hundert Zustandsvariablen aus Rechenzeitgründen kaum möglich. Eine Möglichkeit zur Lösung solcher Modelle besteht darin, die Zahl der Variablen zu reduzieren, indem sogenannte effektive Va-

riablen eingeführt werden (Wirtz und Eckhardt, 1996). Effektive Variablen fassen die charakteristischen Kenngrößen eines Modells zusammen ohne die Akkuranz der Modellergebnisse zu verringern. Der Nachteil dabei ist, dass die Kalibrierung eines solchen Modells schwierig ist, da z.B. die Modellparameter, die zu einer effektiven Variablen gehören, keine physikalisch oder biologisch interpretierbare Bedeutung mehr haben müssen. Daher ist die automatische Kalibrierung über evolutionäre Algorithmen erforderlich (Köhler und Wirtz, 2002). Im vorliegenden Modell wird daher zugunsten der Interpretierbarkeit von Parametern und Variablen auf die Modellaggregation verzichtet. Wie bei vielen komplexen Ökosystemen wird die Berechnung des Strömungsfeldes von der Lösung des Gesamtsystems abgekoppelt und ein vorab berechnetes Feld verwendet. Dies hat den Vorteil, dass das Ökosystemmodell mit einer raum-zeitlichen Auflösung betrieben werden kann, die den Fragestellungen gerecht wird, die man mit dem Modell untersuchen will. Der Nachteil besteht darin, dass man Rückwirkungen der Biologie auf die physikalischen Prozesse vernachlässigt. Dieses ist bei marinen Ökosystemmodellen tolerierbar.

Trennt man aber einen oder mehrere Prozesse von der Lösung des Gesamtmodells ab, so muss sichergestellt werden, dass der auftretende numerische Fehler abschätzbar bleibt. Dies ist insbesondere wichtig, wenn die raum-zeitlichen Skalen der Einzelprozesse unterschiedlich sind. Ein numerisches Verfahren, das dies sicherstellt, ist das sogenannte „Operator Splitting“. Beim Operator Splitting werden partielle Differentialgleichungen in einzelne Operatoren zerlegt. Diese werden nacheinander mit adäquaten numerischen Methoden gelöst und eine Lösung der ursprünglichen partiellen Differentialgleichung approximativ rekonstruiert. Hierbei kann der numerische Zeitschritt zur Integration der einzelnen Komponenten differieren. Das Verfahren ist ausführlich in Hamberg (1996) beschrieben und wird in Anhang D dargestellt. Das Operator-Splitting-Verfahren wird in der von Hamberg (1996) entwickelten Programmierumgebung CEMoS bereitgestellt. Daher lag es nahe, **EcoTiM** in dieser Umgebung zu implementieren. CEMoS (**C E**nvironment for **M**odel **S**imulation) ist eine Programmierumgebung, die ursprünglich zur Simulation komplexer Boxmodelle entwickelt wurde und in den grundlegenden Ideen auf SESAME (Ruardij et al., 1995) basiert. Aufgrund seiner Flexibilität ist die Implementation eines Lagrange'schen Modells möglich, wobei CEMoS gerade der Kopplung verschiedener Modellarchitekturen entgegenkommt. Der Vorteil für die Implementation von **EcoTiM** besteht aber nicht nur darin, dass die wesentlichen Routinen (Datenhandling, Integration inkl. Operator Splitting, Ergebnisspeicherung) in CEMoS vorliegen, sondern auch, dass sämtliche Applikationen von ERSEM für

den Bereich der Nordsee bereits in CEMoS implementiert und ausgiebig getestet wurden. Die Implementation eines komplexen Modells innerhalb einer Programmierumgebung stellt immer einen Kompromiss hinsichtlich der Portierbarkeit dar. Gerade bei komplexen Modellen ist es schwierig, eine strikt modulare Implementation zu erreichen, bei der sämtliche modellspezifischen Anteile problemlos in andere Umgebungen portiert werden können. Der zeitliche Aufwand, dies immer auf dem neuesten Stand der Technik zu gewährleisten, ist sehr hoch. Außerdem ist die Einbindung von Modellen in getestete Umgebungen hinsichtlich der Qualitätssicherung von Vorteil. Der modulare Aufbau von CEMoS erlaubt eine nachträgliche Isolierung der Modelle von der Umgebung, wenn auch mit einigem Aufwand, wie von Wirtz (2002) für ERSEM erfolgreich durchgeführt.

Die Modellgleichungen von **EcoTiM** werden bei der Implementation drei verschiedenen Integrationen[1] zugeordnet (Abbildung 3.1): Die Gleichungen, die die biologischen Prozesse beschreiben und weitestgehend mit ERSEM übereinstimmen, werden mit einem Runge-Kutta-Verfahren mit adaptiven Zeitschritt gelöst. Dabei ist die Wahl der Ordnung des Verfahrens von untergeordneter Bedeutung. Wie von Kohlmeier (1995) gezeigt, reicht für die Lösung von ERSEM ein Verfahren zweiter Ordnung mit Zeitschrittanpassung aus, um eine geeignete Genauigkeit zu erreichen. Aus Rechenzeitgründen wird das in Engeln-Müllges und Reuter (1988) beschriebene eingebettete Runge-Kutta-Verfahren zweiter Ordnung gewählt. Dieses Verfahren wird mit dem in Press et al. (1986) beschrieben Verfahren zur Zeitschrittanpassung gekoppelt. Diese Zeitschrittanpassung stellt sicher, dass negative Konzentrationen nicht auftreten und die Simulation gegebenfalls abbricht. Der lokale Fehler dieses Verfahrens ist von dritter Ordnung. Die Ergebnisse des Verfahrens sind dabei meist besser als von zweiter Ordnung, da die Ergebnisse des Korrektur-Verfahrens zur weiteren Berechnung herangezogen werden. Ein weiterer Vorteil dieses Verfahren gegenüber dem klassischen Runge-Kutta-Verfahren vierter Ordnung mit Zeitschrittanpassung (Press et al., 1986) besteht darin, dass die Anzahl der Modellaufrufe pro Zeitschritt nur drei gegenüber elf beim klassischen Verfahren beträgt. Dieses wird bei eingebetten Verfahren dadurch erreicht, das das Korrekturverfahren und das Verfahren selbst auf dieselben Zwischenergebnisse zugreifen. Der maximale Zeitschritt, der in der Küsten-Applikation von ERSEM grundsätzlich 1 Tag beträgt, wird bei **EcoTiM** auf $1/10$ Tag reduziert, um die Variationen innerhalb einer Tide aufzulösen. Das diffusive Mixing (Abschnitt 4.2.5), die Verdunstung (Ab-

[1] Strenggenommen handelt es sich nur bei der ersten Integration um eine Integration im numerischen Sinn. Die sogenannte zweite und dritte Integration sind Fixstep-Verfahren, werden im folgenden aber auch als Integration innerhalb des Operator-Splittings bezeichnet.

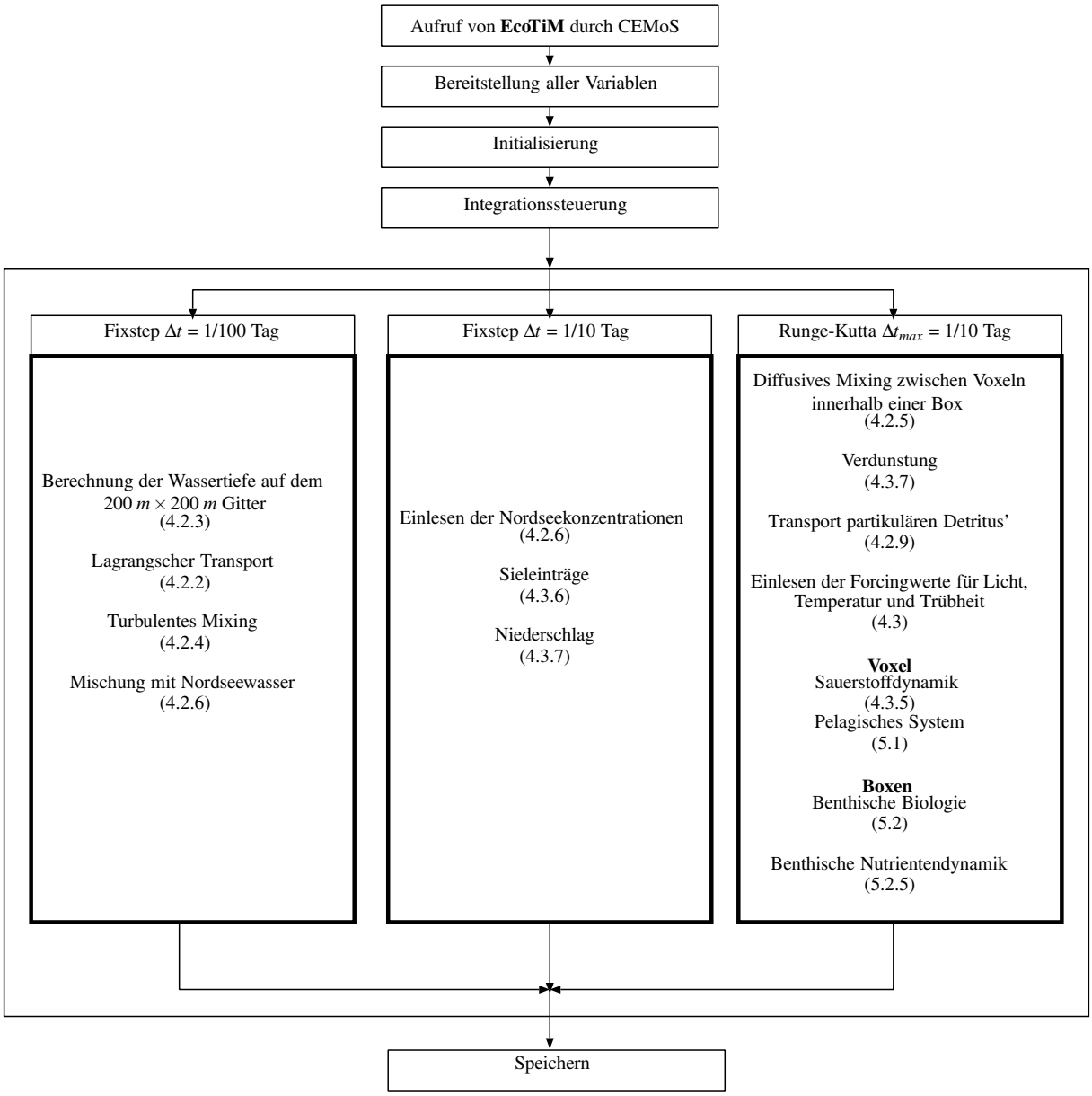

Abbildung 3.1: Das Ablaufdiagramm von **EcoTiM** . Die dünn umrandeten Bereiche beziehen sich auf Abläufe, die von CEMoS gesteuert sind. Die dick umrandeten Bereiche beschreiben das Modell selbst. Die Zahlen in Klammern geben die Abschnitte im Text an, in denen die jeweiligen Prozesse beschrieben sind.

schnitt 4.3.7), der Transport partikulären benthischen Materials (Abschnitt 4.2.9) sowie die Sauerstoffdynamik (Abschnitt 4.3.5) werden ebenfalls innerhalb dieser Integration (Abbildung 3.1, rechts) mit einem Zeitschritt von $^1/_{10}$ Tag berechnet.

Die zweite Integration (Abbildung 3.1, links) umfasst alle Prozesse, die den advektiven Transport betreffen. Hierbei werden die Positionen der Wasserkörper anhand

eines Strömungsfeldes bestimmt. Dieser Prozess wird mit einem Fixstep-Verfahren mit einem Zeitschritt von $1/100$ Tag berechnet. Diese Auflösung ist notwendig, um die Bewegung der Tide angemessen zu beschreiben. Dieser Prozess wird dabei instantan evaluiert, d.h. dass die neuen Positionen der Wasserkörper sofort gesetzt werden und den anderen Prozessen nicht erst nach Durchlaufen der Hauptintergrationsroutine von CEMoS bereitstehen. Es handelt sich dabei also nicht um die Lösung einer Differentialgleichung im mathematischen Sinne. Dieser Kunstgriff vereinfacht die Synchronisation zwischen den Prozessen. **EcoTiM** ist ein nichtautonomes Modellsystem, bei dem die Zeit u.a. explizit in die Berechnung der Einstrahlung eingeht. Diese Größe ist wie die Wasserbewegung ein Prozess, dessen Zustand sich über den Tag stark verändert. Die Position eines Wasserkörpers darf daher nicht um einen Zeitschritt versetzt zum Einstrahlungswert in das biologische Modell eingehen[2]. Die Mischung der Wasserkörper mit dem Nordseewasser (Abschnitt 4.2.6) muss ebenfalls auf diesem kleinen Zeitschritt erfolgen, da der Prozess nur dann abläuft, wenn sich ein Wasserkörper im Gebiet der Nordsee befindet. Desweitern wird hier das turbulente Mixing (Abschnitt 4.2.5) berechnet.

Die dritte „Integration“, die einem Fixstep-Verfahren mit einem Zeitschritt von $1/10$ Tag entspricht, dient der Bereitstellung der Randwerte aus der Nordsee (Abschnitt 4.2.6) und der Berücksichtigung von Sieleinträgen (Abschnitt 4.3.6) und Niederschlag (Abschnitt 4.3.7).

Die Randwerte, die durch das Modell COCOA (Lenhart et al., 1997) für die Nordsee bereitgestellt werden, können wahlweise in jedem Zeitschritt eingelesen werden, oder das gesamte Modell kann im Hintergrund mit adäquater Integration als weiterer Prozess laufen. Dies hat den Vorteil, dass es möglich ist Sensitivitätsstudien durchzuführen, die die Variation von Parametern für das „Randmodell“ sowie für das Wattmodell betreffen[3].

Die getrennte Betrachtung von Niederschlag und Verdunstung ergibt sich daraus, dass die Verdunstung temperaturabhängig modelliert ist und somit entsprechend fein aufgelöst betrachtet wird, während der Niederschlag in Form von Messwerten in das Modell eingeht. Die Behandlung des Niederschlags mit dem Fixstep-Verfahren hat den Vorteil, dass die Kontrolle über die Niederschlagsmengen erhal-

[2] An dieser Stelle wird die Eigenschaft des Operator-Splitting, dass es nicht auf die Reihenfolge der Ausführung der Integrationen ankommt, durch das Modell selbst verletzt. Im strengen mathematischen Sinn handelt es sich beim advektiven Transport nicht um eine Modellgleichung des Gesamtsystems sondern um eine Funktion auf der „rechten“ Seite einer Modellgleichung.

[3] Das Einlesen der Randwerte mit einem Zeitschritt von $1/10$ Tag ist eine implementationstechnische Bequemlichkeit und erhöht nicht die Genauigkeit der Ergebnisse, da ERSEM mit einem Zeitschritt von 1 Tag rechnet.

ten bleibt und diese nicht durch die Integration verändert werden.
Es wird deutlich, dass die Implementation komplexer Modelle und deren Analyse von der gewohnten mathematischen Lösung von Differentialgleichungssystemen abweicht. Bei der mathematischen Lösung liegen exakt definierte Gleichungen vor, deren Lösung möglichst genau erreicht werden wollen. Für diese Art von Problem bietet die Numerik eine Vielzahl hervorragender Lösungsmethoden an. Bei der Modellierung komplexer Systeme sind häufig die Gleichungen nicht bekannt oder die bekannten Gleichungen sind wie im Fall hydrodynamischer Modelle zu komplex, um sie im Rahmen eine großen Ökosystemmodells simultan mit zu lösen. An dieser Stelle führt das Systemverständnis zu Gleichungen, bei denen nicht die exakte Lösung im Vordergrund steht, sondern das Ergebnis mit den Beobachtungen korrespondieren soll. Dieser auf Erfahrung und Intuition beruhende Umgang mit Modellen und Numerik macht die Behandlung von Modellen dieser Komplexität erst möglich, denn häufig ist der mathematisch exakte Lösungsweg nicht praktikabel oder schlicht nicht notwendig und daher aus Gründen der Simulationszeiten verzichtbar. Die Einbindung von täglichen Austauschwerten zur Beschreibung des advektiven Transports in ERSEM sei hier als Beispiel genannt. Hierbei wird zu Beginn jeden Tages ein neuer Wert eingelesen, der das Wasservolumen angibt, das von einer Box an diesem Tag in die benachbarte fließt. Anhand dieses Volumens wird für jede Zustandsvariable die Änderungsrate ermittelt. Diese Raten werden dann mit einem Euler-Verfahren integriert. Hierbei handelt es sich mathematisch gesehen nicht einmal um ein zulässiges Differentialgleichungssystem, da die „rechten“ Seiten nicht stetig sind. Bei der Lösung dieses Systems mit dem Euler-Verfahren würde man dann noch weitere Probleme wie z.B. Oszillationen erwarten. Es konnte aber gezeigt werden, dass die Modellergebnisse eine ausreichende Qualität besitzen (Kohlmeier und Hamberg, 1994). Hierzu wurden sämtliche Zeitreihen Fourier-analysiert und als Fouriersummenfunktionen in das Modell eingebunden. Das resultierende Modell erfüllt alle mathematischen Voraussetzungen für ein eindeutig lösbares Differentialgleichungssystem und wurde mit einem Runge-Kutta-Verfahren vierter Ordnung gelöst. Die Ergebnisse stimmen im Rahmen der biologischen Unsicherheit mit dem ursprünglichen Modell überein. Dies ist nicht zuletzt eine Folge der Robustheit expliziter Integrationsverfahren. Bei komplexen Modellen liegt häufig keine differenzierbare „rechte“ Seite vor, so dass die Wahl expliziter Verfahren sinnvoll ist. Letzlich kann man die Lösung dahingehend interpretieren, dass für jeden Zeitschritt ein neues Anfangswertproblem gelöst wird, dessen Anfangswerte die Ergebnisse des vorangegangenen Schritts sind.

4 Modellbeschreibung

EcoTiM ist ein komplexes Ökosystemmodell, das die Kreisläufe von organischem Kohlenstoff, Sauerstoff und den Nährstoffen Ammonium, Nitrat, Phosphat und Silikat dynamisch für das Rückseitenwatt der ostfriesischen Insel Spiekeroog simuliert. Das Modell löst sowohl den Jahresgang als auch die intertidalen Variationen auf. Es besteht aus miteinander vernetzten Teilmodellen, die das benthische und das pelagische Nahrungsnetz, den mikrobiellen Kreislauf und die Verteilung von Detritus beschreibt. Die Beschreibung der biochemischen und ökologischen Prozesse basiert vornehmlich auf dem Ökosystemmodell ERSEM (Baretta-Bekker, 1995; Baretta-Bekker und Baretta, 1997). Die Transportprozesse sind auf eine neue Weise beschrieben, bei der eine Lagrange'sche Beschreibung des Wassertransports an eine Euler'sche Beschreibung des benthischen Systems gekoppelt ist. Das Modell wird an der Grenze zur Nordsee durch das COCOA-Modell (Lenhart et al., 1997), sowie durch Einstrahlung und Temperatur angetrieben.

4.1 Das Modellgebiet

Das Niedersächsische Wattenmeer erstreckt sich in West-Ost-Richtung vom Dollart (Niederländische Staatsgrenze) bis zum Jadebusen und umfasst insgesamt sieben der Küste vorgelagerte Inseln[1] (Abbildung 4.1). Das im Modell berücksichtigte Gebiet erstreckt sich in West-Ost-Richtung von der Wattscheide hinter Langeoog bis zur Wattscheide hinter Spiekeroog und umfasst somit das gesamte Spiekerooger Rückseitenwatt. In Nord-Süd-Richtung reicht das Gebiet von der 5m-Tiefenlinie bei Tidenhochwasser seeseits bis zum Festland (Abbildung 4.4). Dieses Gebiet entspricht in etwa dem von Walther gemessenen Einzugsgebiets der Otzumer Balje mit einer Fläche von $73.5\,km^2$ (Walther, 1972). Der mittlere Tidenhub beträgt 2.7 m (Niemeyer und Kaiser, 1994). Der Bereich des Rückseitenwatts ist in 5 Gebiete (Boxen 3-7) unterteilt. Diese Unterteilung orientiert sich an der Einteilung, die von Lenhart et al. (2002) für das gesamte Niedersächsische Wattenmeer vorgeschlagen wurde (Abbildung 4.2). Die Zuordung der Boxen zu den Gebieten ist in Tabelle 4.1 gegeben. Die Unterteilung orientiert sich am zugrundeliegenden Tiefenprofil und an der Bodenbeschaffenheit (Sand-, Misch-, Schlickwatt, Abschnitte 5.2.6) .
In West-Ost-Richtung verlaufen die Grenzen jeweils auf den Wattscheiden bzw. an den Grenzen der Rinnen. In Nord-Süd-Richtung sind die Bereiche weiter unterteilt,

[1] Der Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer reicht noch über die Flussmündung der Weser hinaus bis Cuxhaven.

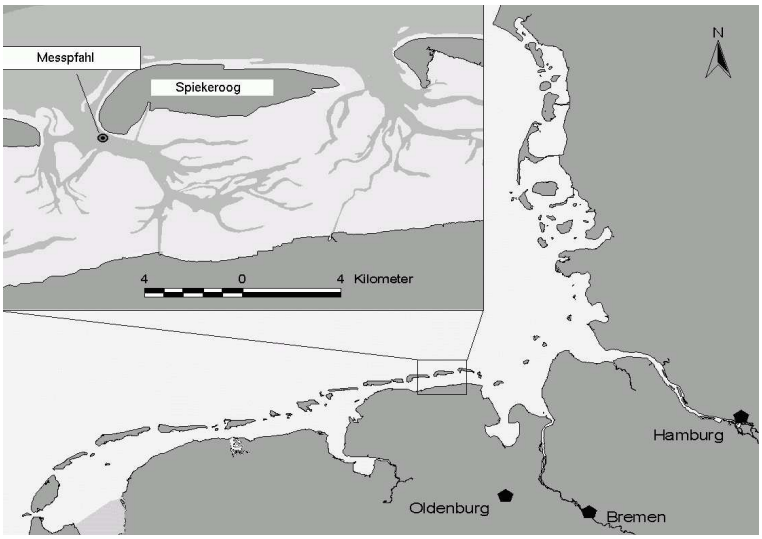

Abbildung 4.1: Die Küste der Deutschen Bucht mit dem Niedersächsischen Wattenmeer und dem Spiekerooger Rückseitenwatt (Detailkarte).

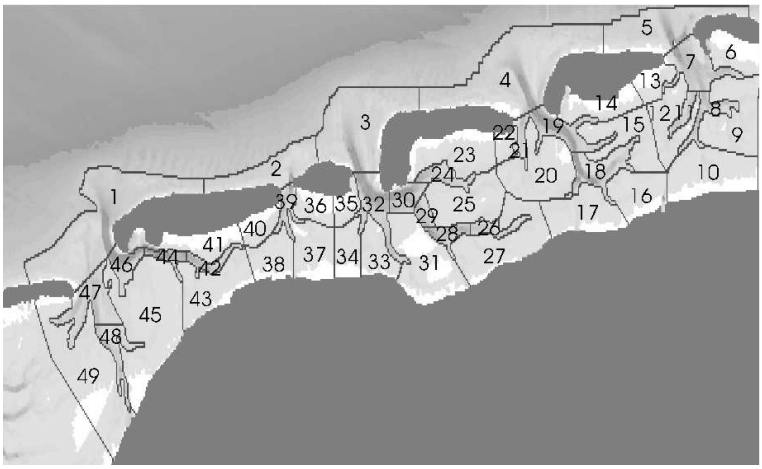

Abbildung 4.2: Die Boxeinteilung des Niedersächsischen Wattenmeers nach Lenhart et al. (2002)

	Boxen					
EcoTiM	2	3	4	5	6	7
Nds. Wattenmeer	4	19+22	18	16+17	20+22	14+15

Tabelle 4.1: Die Zuordnung der Boxen von **EcoTiM** zu den Boxen des Niedersächsischen Wattenmeers nach Abbildung 4.2.

um die im Watt gemessenen Nährstoffgradienten (Rahmel et al., 1995) auflösen zu können. Eine feinere Unterteilung ist nicht sinnvoll, da sich die Boxen gegenwärtig nicht anhand von Messwerten unterschiedlich parametrisieren lassen. Die den Inseln vorgelagerte Box 2 (Abbildung 4.4) trennt den Bereich des Watts von der



Abbildung 4.3: Das Tiefenprofil der Boxen 2-7. Abbgebildet sind die mittleren Tiefen, die sich aus dem Tiefenprofil des Gebiets mit einer Auflösung von 200 m × 200 m bei Tidenmittelwasser ergeben.

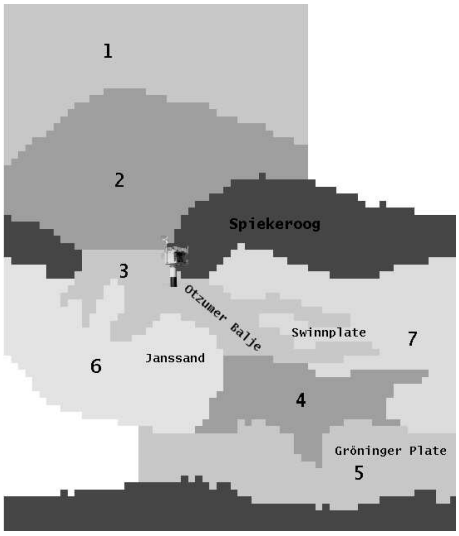

Abbildung 4.4: Das Modellgebiet und die Position des Messpfahls (53° 45’ 01.00” N, 07° 40 ’ 16.30 ” E) mit der Boxeinteilung des Modells. grau: Boxen, dunkelgrau: Festland und Inseln, weiss: nicht zum Modellgebiet gehörig.

Nordsee. Sie ist gegenüber der Box 4 in der Boxeinteilung des Niedersächsischen Wattenmeers (Abbildung 4.2) verkleinert. Box 1 repräsentiert die Bedingungen der Nordsee in der Deutschen Bucht. Die mittleren Tiefen der Boxen 2-7 sind in Abbildung 4.3 dargestellt.

Im Gegensatz zu Boxmodellen, in denen das gesamte Wasservolumen in Boxen eingeteilt wird, die als in sich homogen betrachtet werden, beschreiben Boxen in **EcoTiM** geographische Gebiete. Ist im Laufe dieser Arbeit zum Beispiel von der Konzentration innerhalb einer Box die Rede, so ist damit die mittlere Konzentration (zu einer bestimmten Zeit) über alle Wasserkörper im betrachteten geographischen Gebiet gemeint (vgl. 4.2.2).

4.2 Die Transportprozesse

Der advektive und diffusive Transport bei Boxmodellen wird im allgemeinen über Austauschvolumen zwischen den Boxen berechnet. Ein externes Zirkulationsmodell liefert dabei die Geschwindigkeitsvektoren auf einem Gitter. Aus diesen Vektoren werden dann die Flüsse über die Boxgrenzen für jeden Zeitschritt aufintegriert (Lenhart et al., 1995). Die Massenerhaltung wird dadurch gewährleistet, dass sämtliche Austauschvolumen eines Zeitschritts mit Hilfe eines Simplex-Verfahrens korrigiert werden. Dieses Verfahren hat für das in dieser Arbeit betrachtete Gebiet den Nachteil, dass die numerische Diffusion bei hohen advektiven Geschwindigkeiten die tatsächliche Diffusion übersteigt. Selbst im Nordseemodell ERSEM, bei dem die mittleren advektiven Geschwindigkeiten deutlich unter denen des Wattenmeers liegen, werden numerische Diffusionskoeffizienten von $10^4\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$ erreicht (Lenhart et al., 1995).

Nach Roache (1972) beträgt der numerische Diffusionskoeffizient überschlägig $u \cdot L$, wobei u die mittlere advektive Geschwindigkeit und L die mittlere Längenausdehnung der Boxen ist. Für das betrachtete Gebiet mit einer durchschnittlichen Längenausdehnung der Boxen von $l = 2\,\mathrm{km}$ und einer mittleren Geschwindigkeit von ca. $0.3\,\mathrm{m}/\mathrm{s}$ beträgt der numerische Diffusionskoeffizient $450\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$. Verglichen mit dem von Stanev et al. (2003) angenommenen Wert von $10\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$ bis $100\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$ übersteigt die numerische Diffusion die tatsächliche deutlich. Selbst wenn man den realen Prozess der horizontalen Diffusion im Modell unberücksichtigt lässt, ist eine zu hohe Durchmischung zu erwarten. Desweiteren setzt dieser Ansatz voraus, dass der zugrundeliegende Modellzeitschritt den Transportprozessen angepasst ist. Bei der Zielsetzung dieser Arbeit, tidenabhängige Prozesse aufzulösen, muss daher ein Zeitschritt zugrunde gelegt werden, der deutlich unter der Dauer einer Tide liegt.

Die Idee liegt daher nahe, das ökologische Modell direkt an ein Zirkulationsmodell zu koppeln. Solche Kopplungen wurden bereits von Zavatarelli et al. (2000) und Vichi (2002) für die Adria, von Allen (1997) für die Humber Plume, und von Vichi (2002) für die Ostsee entwickelt. Für den Bereich eines Rückseitenwatts ergeben sich dabei aber mehrere Schwierigkeiten. Die existierenden Zirkulationsmodelle berücksichtigen nicht wirklich den Trockenfall von Gitterpunkten. Außerdem birgt die numerische Lösung des Zirkulationsmodells auf einem feinen Gitter mit kleinem Zeitschritt numerische Gefahren. Nach dem Courant-Friedrich-Levy-Kriterium ist eine notwendige Bedingung für die Stabilität eines expliziten numerischen Verfahrens, dass $|c\frac{\Delta t}{\Delta x}| < 1$ gilt. Hierbei ist c die maximal auftretende Geschwindigkeit, Δt der Zeitschritt und Δx der Gitterpunktabstand. Die maxi-

mal auftretende Geschwindigkeit wird durch die Geschwindigkeit der auftretenden Oberflächen-Gravitationswellen bestimmt, die im allgemeinen deutlich größer als die Tidengeschwindigkeit ist. Maier-Reimer und Sündermann (1982) gehen bei einem Gitterabstand von 10 km von einem Zeitschritt von maximal 90 s aus. Für das zugrunde liegende 200 m Gitter geben Stanev et al. (2003) einen Zeitschritt von 3 s für die hochaufzulösenden Prozesse an.

Selbst wenn man davon ausgeht, dass das hydrodynamische Modell und das ökologische Modell durch Operator-Splitting (Anhang D) getrennt berechnet werden, und somit nicht sämtliche Prozesse auf derart kleiner Skala behandelt werden, werden die Modelllaufzeiten inakzeptabel lang. Daher wird bei **EcoTiM** ein neuer Ansatz gewählt, bei dem das hydrodynamische Modell durch ein vorab berechnetes Strömungsfeld ersetzt wird, entlang dessen Lagrange'sche Wasserkörper bewegt werden (off-line coupling).

4.2.1 Die Modellkonfiguration

Grundlage für die Modellrechnungen ist ein $200\,\mathrm{m} \times 200\,\mathrm{m}$ Gitter[2]. Es wird eine beliebige Anzahl frei beweglicher Wasserkörper, im folgenden Voxel[3] genannt, betrachtet, die sich entlang eines Strömungsfeldes relativ zu diesem Gitter bewegen. Bei diesem Lagrange'schen Ansatz wird also im Gegensatz zum Euler'schen Ansatz der Bezugspunkt der Modellgrößen mitbewegt[4]. Da jeder Gitterpunkt eindeutig einer Box zugeordnet ist, kann jedes Voxel zu jeder Zeit auch eindeutig einer Box zugeordnet werden.

Die Voxel unterscheiden sich von Tracern darin, dass sie ein endliches Volumen haben. Es wird angenommen, dass alle Voxel gleiches Volumen besitzen und die Summe aller Volumen das Gesamtvolumen im Rückseitenwatt bei Hochwasser übersteigt. Damit kann durch die Voxel das gesamte Wasservolumen im Watt repräsentiert werden. Ferner wird angenommen, dass die Voxel grundsätzlich vertikal durchmischt die Höhe des aktuellen Wasserstandes am Bezugspunkt einnehmen. Somit

[2] Hierbei ist das betrachtete Gebiet gegenüber Nord gedreht. Diese Drehung geht auf die von Stanev et al. (2003) verwendete Gittereinteilung zurück bei der die Inselkette als auf einer geographischen Breite liegend angenommen wird. Für das Tidenbecken der Otzumer Balje (Boxen 3-5) ergibt sich somit eine Gesamtfläche von $74.6\,\mathrm{km}^2$ bei Tidenhochwasser. Die Abweichung von dem von Walther (1972) gemessenen Wert von $73.5\,\mathrm{m}^2$ ergibt sich aus der Idealisierung der Begrenzungen des Tidenbeckens im Modell und der Diskretisierung.

[3] Der Begriff Voxel stammt aus der Computerwelt: Volume pixel, or volume picture element. A three-dimensional pixel; a concept used in three-dimensional modeling. The smallest division of a three dimensional space or image. Quelle: http://www.computeruser.com/

[4] Beim Lagrange'schen Ansatz wird daher häufig auch vom mitbewegten Koordinatensystem gesprochen.

wird das Modell auf zwei Dimensionen reduziert. Dieser Ansatz spielt sowohl bei der Betrachtung der Diffusion (Abschnitt 4.2.5) als auch bei der Kopplung an das Benthosmodell (Abschnitt 4.2.8) eine Rolle.

Die Betrachtung von Tracern mit endlichem Volumen ist unbedingt erforderlich, um ein massenerhaltendes Modell zu erreichen. Der naheliegende Ansatz, Punkttracer mit einer Konzentration zu versehen und diese dann auf das Modellgebiet hochzurechnen, um den Austausch zwischen Boden und Wassersäule zu budgetieren, ist nicht möglich. Ein solches Verfahren ist bei einem Modell mit variablen Wasserstand nicht massenerhaltend. Der diesem Phänomen zugrundeliegende Mechanismus ist in Anhang F beschrieben.

Hydrodynamisch gesehen handelt es sich bei den Voxeln um passive Tracer. Da in ihnen das pelagische Submodell von ERSEM simuliert wird, kann man sie als „aktiv“ ansehen[5]. Solche Tracer wurden bereits von Woods und Onken (1982) eingeführt und von Hartig (1994) weiterentwickelt. Neu bei **EcoTiM** ist, dass das Lagrange'sche pelagische Modell an ein Benthosmodell gekoppelt wird. Hierzu ist es notwendig, dass sämtliche Prozesse im pelagischen System unter Berücksichtigung der Massenerhaltung modelliert werden, um eine massenerhaltende Kopplung an das herkömmliche Benthosmodell zu erreichen.

Für eine beliebige Zustandsvariable der Konzentration c gilt im allgemeinen

$$\frac{\partial}{\partial t}c + \nabla \cdot \mathbf{v}c - \nabla \cdot (K\nabla c) = R, \tag{4.1}$$

wobei $\mathbf{v}$ den Vektor der Strömunggeschwindigkeit, K den Diffusionskoeffizienten der turbulenten Diffusion und R die Reaktionsterme beschreibt.

Für ein fest vorgegebenes Strömungsfeld $\mathbf{v}$ wird in erster Näherung die Gleichung

$$\frac{\partial}{\partial t}c + \mathbf{v}\nabla c - \nabla \cdot (K\nabla c) = R \tag{4.2}$$

zugrundegelegt.

Bei **EcoTiM** wird der advektive Term durch die Lagrange'sche Bewegung von Wasserkörpern und damit die Bewegung aller darin gelösten Substanzen bzw. schwebenden Partikel ersetzt (Abschnitt 4.2.2). Die turbulente Bewegung wird durch eine Wahrscheinlichkeit, dass ein Wasserkörper eine zufällige Bewegung in eine beliebi-

[5] Strenggenommen bezeichnen *aktive* Tracer im hydrodynamischen Kontext Fluidpartikel, deren Bewegung aufgrund ihrer Eigenschaften nicht mehr nur dem Strömungsfeld unterliegen. Im Gegensatz dazu bezeichnet man Fluidpartikel, die keine vom Fluid abweichenden Eigenschaften haben und der Strömung passiv folgen, als *passive* Tracer (Bergemann und Lang, 1997).

ge Richtung ausübt, beschrieben (Abschnitt 4.2.4). Die Reaktionsterme sind durch das ökologische Modell gegeben (Kapitel 5). In dieser Darstellung enthalten die Reaktionsterme auch die Austauschflüsse mit dem benthischen System.
Zusätzlich wird ein Mischungsprozess zwischen Wasserkörpern bzw. von Wasserkörpern mit der Nordsee als Randbedingung beschrieben (Abschnitt 4.2.5) .

4.2.2 Der advektive Transport in EcoTiM

Die Wasserbewegung während einer Tide wird dadurch beschrieben, dass die Voxel entlang eines Strömungsfeldes bewegt werden. Die Voxel haben somit ein veränderliches Koordinatensystem. Die Lagrange'sche Modellierung von Tracern wurde bereits von Maier-Reimer und Sündermann (1982) vorgeschlagen. Der Vorteil dieser Transportbeschreibung liegt darin, dass die numerische Diffusion vollständig unterdrückt wird. Das der Bewegung zugrundeliegende Strömungsfeld wurde mittels eines dreidimensionalen hydrodynamischen Modells von Stanev et al. (2003) berechnet. Dieses Modell basiert auf dem „General Estuarine Transport Model" (GETM) von Burchard und Bolding (2002) und löst die hydrodynamischen Bewegungsgleichungen und die Kontinuitätsgleichung:

$$\begin{aligned}
\frac{\partial}{\partial t}u+\alpha\left(\frac{\partial(u^2)}{\partial x}+\frac{\partial(uv)}{\partial y}-fv+\frac{\partial(uw)}{\partial z}\right) &= -g\frac{\partial\zeta}{\partial x}+\frac{\partial}{\partial z}(A_V)\frac{\partial u}{\partial z}+A_H\nabla^2 u \\
\frac{\partial}{\partial t}v+\alpha\left(\frac{\partial(uv)}{\partial x}+\frac{\partial(v^2)}{\partial y}-fu+\frac{\partial(vw)}{\partial z}\right) &= -g\frac{\partial\zeta}{\partial y}+\frac{\partial}{\partial z}(A_V)\frac{\partial v}{\partial z}+A_H\nabla^2 v \\
\frac{\partial u}{\partial x}+\frac{\partial v}{\partial y}+\frac{\partial w}{\partial z} &= 0
\end{aligned} \tag{4.3}$$

Hierbei sind u,v,w die Geschwindigkeitskomponenten in kartesischen Koordinaten, f der Coriolis-Parameter und g die Erdbeschleunigung. ζ beschreibt die Auslenkung der Meeresoberfläche. A_H und A_V sind horizontale bzw. vertikale Viskositätskoeffizienten. α ist ein dimensionsloser, von der aktuellen Wassertiefe abhängiger Parameter, der unterhalb einer Wassertiefe von 2 cm null und oberhalb von 10 cm eins wird. Innerhalb dieses Bereichs nimmt der vertikale Viskositätskoeffizient A_V linear mit α ab. Desweiteren hängt A_V von der turbulenten kinetischen Energie ab, die ebenfalls durch dynamische Gleichungen beschrieben ist. Eine Beschreibung dieser Größen findet sich bei Burchard und Bolding (2002) und Stanev et al. (2003). Für das verwendete Strömungsfeld wurden die Ergebnisse vertikal integriert.
Da die Lösung eines solchen Modells für den Zeitraum von mehreren Jahren, wie für ökologische Modelle benötigt, nicht möglich ist, wird ein EOF-Datensatz (empirische orthogonale Funktionen, siehe Anhang B) über vier Tiden mit insgesamt

32 Stützstellen (Zeitpunkten) und einer räumlichen Auflösung von 600 m × 400 m verwendet. Der Datensatz ermöglicht die Rekonstruktion der simulierten Geschwindigkeiten in u- und v-Richtung über die ersten beiden Moden (Anhang B). Die rekonstruierten Strömungsfelder für die u- und v-Komponenten werden auf 200 m × 200 m verfeinert (Anhang C).
Mittels einer Fourieranalyse wird aus dem verfeinerten Feld für jeden Gitterpunkt das zeitliche Spektrum bestimmt. Somit kann für jeden Gitterpunkt zu jeder beliebigen Zeit der Strömungsvektor berechnet werden.

4.2.3 Bestimmung des Wasserstandes

Da die EOF-Daten keine Werte für den Wasserstand liefern, wird dieser modelliert. Grundlage für die Berechnung ist ein Datensatz des mittleren Tidenmittelwassers mit einer räumlichen Auflösung von 200 m × 200 m. Der Wasserstand im Rückseitenwatt wird hauptsächlich durch die Gezeiten bestimmt. Die Tide in der Deutschen Bucht ist von der vom Atlantik kommenden Gezeitenwelle geprägt.
Ausschlaggebend ist hierbei vornehmlich die halbtägige Hauptmondtide (M_2) mit einer Dauer von 12.4 Stunden und die vierteltägige Mondtide (M_4) mit einer Dauer von 6.21 Stunden. Die Überlagerung dieser Tiden führt zusammen mit der Bodentopographie des Wattgebiets zu einer Asymmetrie in der Tidenwelle. Ist die Geschwindigkeit, in der das Wasser abläuft, größer als die, mit der es aufläuft, spricht man von Ebbdominanz, anderenfalls von Flutdominanz. Innerhalb der Wattgebiete kann die Form des Tidensignals recht unterschiedlich sein. Im Modell wird angenommen, dass die Tide im gesamten Gebiet der am Messpfahl entspricht.
Die zeitliche Verschiebung des Eintretens von Hoch- und Niedrigwasser wird für das betrachtete Gebiet vernachlässigt[6].
Entsprechend der Beschreibung bei Saleck (2002) beträgt die Auslenkung ζ_M

$$\zeta_M = M_2 \cos(\omega_{M_2} t - \theta_{M_2}) + M_4 \cos(2\omega_{M_2} t - \theta_{M_4}) \tag{4.4}$$

mit den Amplituden M_2 und M_4 der M_2 und M_4 Tide, der Kreisfrequenz ω_{M_2} und der Phasenverschiebungen θ_{M_2} und θ_{M_4}. Die Phasenverschiebungen bestimmen die Zeitpunkte von Ebbe und Flut.
Desweiteren wird der Wasserstand durch die Hauptsonnentide S_2 mit einer Periodendauer von 12 Stunden beeinflusst. Diese führt zusammen mit den Mondtiden

[6] Die Zeitverschiebung zwischen dem Eintreten von Hoch- und Niedrigwasser zwischen Neuharlingersiel und Spiekeroog beträgt weniger als eine halbe Stunde. Dies wird im vorliegenden Modell vernachlässigt, um Rechenzeit zu sparen.

zu dem charakteristischen Wechsel von Spring- und Nipptide mit einer Periodendauer von 15.5 Tagen. Diese Schwingung wird nicht wie sonst üblich als weiterer Summand in Gleichung 4.4 hinzugefügt, sondern in Form einer Amplitudenmodulation berücksichtigt. Dies hat zwei Gründe:

1. Das Strömungsfeld beinhaltet keinerlei Information über die Sonnentide. Um die Variation der Strömungsgeschwindigkeiten aufgrund der Sonnentide zu berücksichtigen, werden die Daten entsprechend amplitudenmoduliert (Abschnitt 4.2.7).

2. Die Parametrisierung der Wasserstandskurve wird recht schwierig, wenn sowohl Hoch- und Niedrigwasser als auch Spring- und Nippzeit der Realität angepasst werden sollen.

Man erhält so für die Auslenkung ζ

$$\zeta = \zeta_M \, (1 + \sigma \, \cos(\omega_{S_2} t - \theta_{S_2})) \tag{4.5}$$

mit der Amplitude σ, der Kreisfrequenz ω_{S_2} und der Phasenverschiebung θ_{S_2}, die den Zeitpunkt der Springtide festlegt. Bei der Berechnung des Tidensignals wird auf die Berücksichtigung der Verbundtiden[7] verzichtet. Für die Form des Tidensignals ist das Verhältnis M_4/M_2 sowie die Phasendifferenz $\Delta\theta = 2\theta_{M_2} - \theta_{M_4}$ ausschlaggebend. Die absoluten Phasenverschiebungen richten sich nach dem Simulationszeitraum, die absoluten Amplituden nach den geographischen Gegebenheiten. Bei

Parameter	Wert	Bedeutung
M_4/M_2	0.1	Amplitudenverhältnis von vierteltägiger und halbtägiger Mondtide
$\Delta\theta$	120°	Phasendifferenz von vierteltägiger und halbtägiger Mondtide

Tabelle 4.2: Kenndaten des Tidensignals

der Parametrisierung wurde insbesondere darauf geachtet, dass die wesentlichen Charakteristika von Strömung und Wasserstand korrespondieren (Abbildung 4.5). Hierzu wurde als Referenz die Strömungsgeschwindigkeit am Messpfahl gewählt. Amplitudenverhältnis und Phasendifferenz wurden so gesetzt, dass die Extrema des Tidenhubs mit den Minima der Strömungsgeschwindigkeit zusammenfallen. Hiernach liegt an dieser Stelle eine leichte Flutdominanz vor. Die gemessenen Werte

[7] Die harmonischen Glieder des Gezeitenpotentials heissen Partialtiden. Ist die Frequenz einer Partialtide ein ganzzahliges Vielfaches einer anderen, so spricht man von Obertide. Die M_4-Tide ist eine Obertide der M_2-Tide. Durch Energieübertragung zwischen den Partialtiden z.B. durch Reibung am Meeresboden im Flachwasserbereich entstehen sogenannte Verbundtiden.

zeigen dagegen eher einen symmetrischen Verlauf der Tide (Abbildung 4.6). Die Parametrisierung ist in Tabelle 4.2 gegeben. Um numerische Probleme zu vermei-

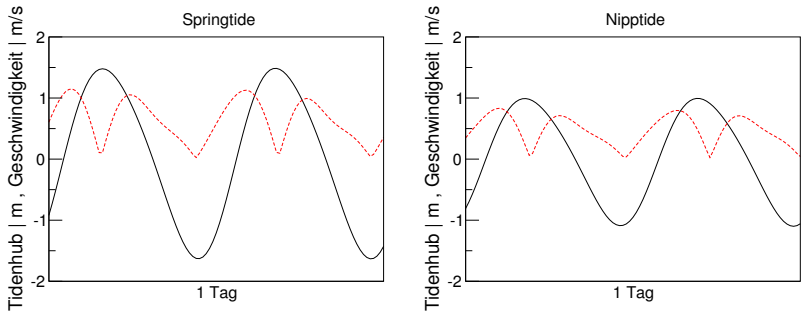

Abbildung 4.5: Tidenhub (durchgezogene Linie) und Absolutgeschwindigkeit (gestrichelt) zur Springzeit (links) und Nippzeit (rechts) am Messpfahl

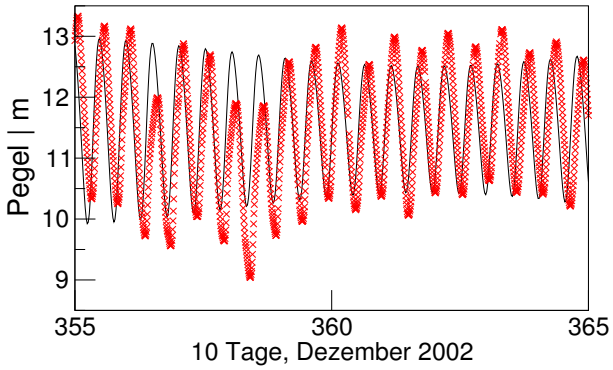

Abbildung 4.6: Pegelstand am Messpfahl Tag 355-365 im Jahr 2002 (Kreuze) im Vergleich zur Simulation (duchgezogene Linie).

den, wird die minimale Wassertiefe eines Voxels auf eine Sicherheitstiefe von 10 cm gesetzt. Somit fällt im Modell eine Box nur dann trocken, wenn sich in ihr kein Voxel mehr befindet. Da in der Realität aber durchaus Teile der Box trockenfallen, wird zusätzlich eine Kenngröße bestimmt, die die Berücksichtigung des Trockenfalls ermöglicht.

Anhand der Wasserstände an den Gitterpunkten innerhalb der Box k wird der Anteil der Fläche q_{wet} der Box k bestimmt, der zur Zeit t von Wasser bedeckt ist:

$$q_{wet}(k,t) = \frac{1}{|\mathcal{M}_k|} \sum_{i \in \mathcal{M}_k} \delta_i(t) \qquad \mathcal{M}_k = \{\text{Indizes der Gitterpunkte in Box } k\} \tag{4.6}$$

mit

$$\delta_i(t) = \begin{cases} 0 & \text{, wenn} \quad h_i(t) \leq 0 \\ 1 & \text{, wenn} \quad h_i(t) > 0, \end{cases} \tag{4.7}$$

wobei $h_i(t)$ der Wasserstand zur Zeit t an der Gitterzelle i ist. Diese Größe wird u.a. bei der Kopplung des pelagischen an das benthische System benötigt (Abschnitt 5.2.5, Gleichung 5.44).

4.2.4 Turbulente Diffusion

Der Diffusionsterm wird durch die bei Maier-Reimer und Sündermann (1982) und Hunter (1987) beschriebene Methode in das Modell eingeführt. Betrachtet man die Konzentration C einer beliebigen Substanz als die Anzahl von Partikeln in einem Volumen, so kann die Änderung der Konzentration durch eine mittlere Geschwindigkeit aller Teilchen und einer individuellen zufälligen Bewegung jedes einzelnen Teilchen beschrieben werden. In **EcoTiM** wird nun angenommen, dass jedes Voxel dieser zufälligen Bewegung unterliegt. Jedes Voxel erfährt somit in der Zeit τ einen Versatz x,

$$x = u\tau, \tag{4.8}$$

wobei u nun durch eine Zufallsverteilung φ gegeben ist. Der Zusammenhang einer solchen Annahme mit der turbulenten Diffusion wurde bereits von Einstein (1905) beschrieben. Demnach gilt für den turbulenten Diffusionskoeffizienten

$$K = \frac{1}{2\tau} \int_{-\infty}^{\infty} y^2 \varphi(y) dy. \tag{4.9}$$

Der Diffusionskoeffizient hängt also nur von der Varianz der Verteilung φ ab. Für eine Gleichverteilung von u im Intervall $[-U, U]$ gilt dann

$$K = \frac{1}{6} U^2 \tau. \tag{4.10}$$

Die Gleichverteilung beschreibt die typische Monte-Carlo-Methode. Wird anstelle der Gleichverteilung die Überlagerung zweier δ -Funktionen bei U und $-U$ angenommen, so gilt

$$K = \frac{1}{2} U^2 \tau. \tag{4.11}$$

Dies entspricht einem Random-Walk mit einer Schrittweite $x = U\tau$.
In **EcoTiM** ist erstere Verteilung 2-dimensional implementiert. Bei einer maximalen Geschwindigkeit von 35 cm/s, was einem Versatz von 300 m oder 1.5 Gitterabständen pro Zeitschritt (0.01 d) entspricht, beträgt der Diffusionskoeffizient $K = 35\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$.
Dieser Wert gibt den turbulenten Diffusionskoeffizienten für die Voxel an, kann aber auch als Maß für den Diffusionskoeffizienten der betrachteten Substanz angesehen werden.

4.2.5 Diffusives Mixing

Die bisher beschriebenen Transportprozesse beschreiben den Transport der Voxel im Modellgebiet. Änderungen der Konzentration innerhalb eines Voxels haben bisher keinerlei Auswirkungen auf die Konzentrationen benachbarter Voxel. Das bisher betrachtete Tracer-Konzept muss an dieser Stelle erweitert werden. Die betrachteten Voxel stellen bei **EcoTiM** keine punktförmigen Tracer dar, sondern beschreiben jedes für sich einen Mesokosmos. Daher kann es zwischen verschiedenen Voxeln zu hohen Konzentrationsgradienten kommen. Der Ausgleich dieser Gradienten wird durch einen zusätzlichen Prozess, Mixing genannt, beschrieben. Um der zugrunde liegenden Boxstruktur Rechnung zu tragen, wird angenommen, dass dieser Mischungsprozess nur zwischen Voxeln innerhalb einer Box stattfindet. Für eine Substanz der Konzentration c in Voxel i gilt

$$c(i,t+\Delta t) = c(i,t) + \sigma\Delta t \sum_{j\in Box} (c(j,t) - c(i,t)). \tag{4.12}$$

Für $\sigma\Delta t < 1$ ist dieses Verfahren numerisch stabil. Für $\Delta t = 0.01$ d stellt dies keine Einschränkung dar. Nimmt man eine effektive Wirkungslänge im Bereich zwischen 1 km und 8 km an, und geht man davon aus, dass der Diffusionskoeffizient im Bereich um $35\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$ liegt, so liegt der Mischungsparameter σ im Bereich zwischen 0.2 und 1.4 pro Tag (Anhang A).
Maier-Reimer und Sündermann (1982) beschreiben mit ihrer WABLOT-Technik einen ähnlichen Ansatz, bei dem die Diffusion zwischen den einzelnen Tracern und der über eine Box gemittelten Konzentration aller Tracer stattfindet. Dieser Ansatz ist auf den ersten Blick anschaulicher, bereitet aber bei der Massenbilanzierung Probleme. Durch den Austausch von Masse zwischen Tracern und der fiktiven Box entstehen Massendefekte, die eine Bilanzierung unmöglich machen. Bei den betrachteten Voxeln dagegen, deren Volumen den gesamten Wasserkörper beschreiben, be-

schreibt die Diffusion zwischen den einzelnen Voxeln einen, realen bilanzierbaren Massentransport. Der Ansatz von Maier-Reimer und Sündermann wird jedoch bei der Festlegung der Randbedingungen realisiert (Abschnitt 4.2.6).

4.2.6 Randbedingungen

Innerhalb der Box 1, die die Nordsee beschreibt, werden die Konzentrationen aller Zustandsvariablen mit dem COCOA-Modell (Continental Coastal Application, Lenhart et al., 1997) berechnet oder, soweit vorhanden, über Messwerte bestimmt. Im ersten Fall werden die Simulationsergebnisse der Box 77 des COCOA-Modells (siehe Abbildung 4.7) als Randbedingung für den Bereich der Nordsee genommen. Im zweiten Fall, wenn Messwerte als Randbedingung vorliegen, werden diese Fourier analysiert. Anhand der resultierenden Spektren werden dann die jeweiligen Konzentrationen für jeden Zeitpunkt rekonstruiert. Mit diesem Verfahren wird vermieden, dass sich Abweichungen des Nordseemodells von den Messdaten auf das Wattmodell übertragen. Es wird nun angenommen, dass Voxel, die das Wattge-

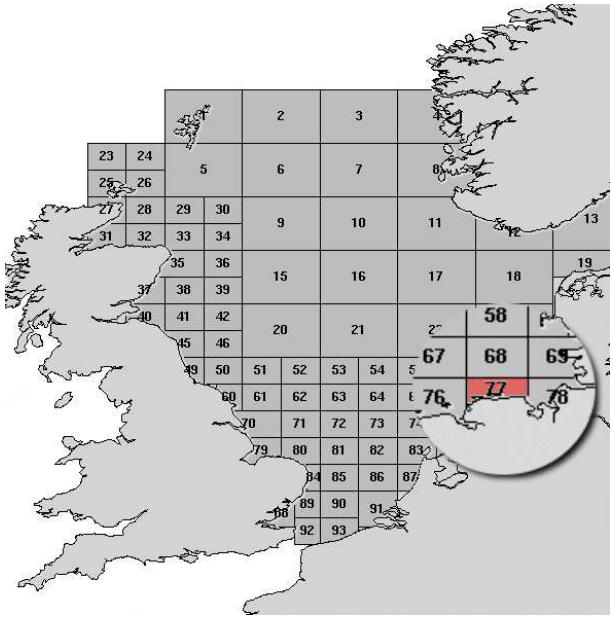

Abbildung 4.7: Der COCOA Set-Up des ERSEM Nordseemodells mit Box 77 als Randbedingung für **EcoTiM**

biet verlassen und in die Nordsee gelangen, dort mit dem Nordseewasser gemischt werden. Für ein Voxel i der Konzentration c_i gilt somit

$$c_i(t+\Delta t) = c_i(t) + \sigma_1 \Delta t (c(t) - c_i(t)), \tag{4.13}$$

wobei $c(t)$ die Konzentration in Box 1, σ_1 die Mischungsrate, und Δt der Zeitschritt ist.
Für die Mischungsrate σ_1 gelten die gleichen Überlegungen wie beim Mixing zwischen den Voxeln (Abschnitt 4.2.5 und Anhang A).
An den Wasserscheiden westlich und östlich des Spiekerooger Rückseitenwatts wird kein weiterer Austausch angenommen. Es wird sichergestellt, dass die Voxel das Gebiet an diesen Rändern nicht verlassen (Abschnitt 4.2.7).

4.2.7 Korrektur des Strömungsfeldes

Korrektur bezüglich der Sonnentide

Die Daten des Strömungsfeldes enthalten keine Information über den Spring-Nipp-Zyklus. Daher werden die Geschwindigkeitswerte und der Wasserstand zusätzlich amplitudenmoduliert (Abschnitt 4.2.3), um den Spring-Nipp-Zyklus näherungsweise zu beschreiben.
Für die neuen Geschwindigkeitswerte $\hat{\mathbf{v}}$ ergibt sich damit nach Gleichung 4.5

$$\hat{\mathbf{v}}(\mathbf{x},\mathbf{y},\mathbf{t}) = (1+\sigma\,\cos(\omega_{S_2}t-\theta_{S_2}))\,\mathbf{v}(\mathbf{x},\mathbf{y},\mathbf{t}). \tag{4.14}$$

Randkorrektur

Die Bewegung der Voxel entlang des Strömungsfeldes muss in einigen Fällen korrigiert werden. Voxel, die aufgrund des Feldes das Modellgebiet verlassen wollen, werden künstlich im Gebiet gehalten, um die Massenerhaltung im Gebiet zu gewährleisten. Hierzu wird die neue Postion des Voxels bestimmt. Liegt diese außerhalb des Modellgebiets (z.B. auf Land) wird das Voxel in diesem Zeitschritt nicht bewegt. Eine solche Korrektur ist nur bei einem angemessen kurzen Zeitschritt sinnvoll. Bei einem Zeitschritt von $\Delta t = 0.01\,\mathrm{d}$ und einer maximalen Geschwindigkeit von ca. $v = 0.1\,\mathrm{m/s}$ im Bereich der Wattscheiden, beträgt der maximale Versatz 86 m. Dieser Wert liegt deutlich unter der Gitterauflösung, so dass der Fehler tolerierbar ist. An der Nordgrenze der Box 1 wird analog verfahren. Im Bereich der West- und Ost-Grenzen der Boxen 1 und 2 wird angenommen, dass sich die Voxel zyklisch bewegen. Voxel, die das Gebiet nach Osten verlassen, werden im Westen mit unveränderter y-Koordinate ins Modell-Gebiet gesetzt, und umgekehrt. Dieses ist bei Box 1 unproblematisch, da die durch das Randmodell vorgegebenen Bedingungen für den gesamten Bereich des Niedersächsischen Wattenmeeres identisch sind. Gleiches gilt für Box 2 solange man annimmt, dass kein zusätzlicher ostwärts

gerichteter Strom betrachtet wird.

Trockenfall

Eine weitere Korrektur wird dadurch notwendig, dass das Strömungsfeld keine Information über trockenfallende Gebiete besitzt. Das Strömungsfeld enthält an den Stellen, wo kein Wasser vorhanden ist, praktisch Nullen. Somit würden Voxel, die auf trockenfallende Gebiete laufen, dort verweilen bis eine von null verschiedene Geschwindigkeit auftritt. Da dies sicher falsch ist, werden solche Voxel ebenfalls auf ihrer Position festgehalten, falls ihre neue Zielposition eine Wassertiefe kleiner als 0.01 m aufweist.

Korrektur anhand der Gradienten

Ein nicht sofort augenfälliges Phänomen erfordert eine weitere Korrektur. Nach Spagnol et al. (2002) tritt bei dem zweidimensionalen, über die Tiefe integrierten Lagrange'schen Transport, das Phänomen der Clusterung von Tracern auf. Im zweidimensionalen Ansatz gilt für die Konzentration c einer Substanz in einem Tracer

$$\frac{\partial(hc)}{\partial t} = -\nabla \cdot (\mathbf{v}hc - hK\nabla c) \,, \tag{4.15}$$

wobei t die Zeit, h die Wassertiefe, K der horizontale Diffusionskoeffizient und $\mathbf{v}$ das über die Tiefe gemittelte Strömungsfeld ist (Abschnitt 4.1). ∇ ist hierbei der zweidimensionale Gradient bzw. die zweidimensionale Divergenz. Gleichung 4.15 kann zu

$$\frac{\partial(hc)}{\partial t} = -\nabla \cdot \left((\mathbf{v} + Kh^{-1}\nabla h)hc - K\nabla(hc)\right) \tag{4.16}$$

umgeschrieben werden. Gleichung 4.16 beschreibt den advektiven und diffusiven Transport der Größe hc. Die advektive Strömungsgeschwindigkeit ist durch $\mathbf{v} + Kh^{-1}\nabla h$ gegeben (Spagnol et al., 2002; Hunter, 1987).
Ein vorgegebenes Strömungsfeld $\mathbf{v}$ muss also zur korrekten Beschreibung des zweidimensionalen Falls zu

$$\mathbf{v_{corr}} = \mathbf{v} + \frac{K}{h}\nabla h \tag{4.17}$$

erweitert werden. Vernachlässigt man die zusätzliche Geschwindigkeit $\frac{K}{h}\nabla h$, so werden die Tracer allmählich in Richtung der flachsten Stellen des Tiefenprofils transportiert.

Im Modell wird die Korrekturgeschwindigkeit wie folgt bestimmt. Für ein Voxel an der Position (i, j) gilt

$$v_x(t+\Delta t) = K\frac{h_{corr}(i+1,j)-h_{corr}(i-1,j)}{|max(h_{corr}(i,j),h_{save})|} \tag{4.18}$$

$$v_y(t+\Delta t) = K\frac{h_{corr}(i,j+1)-h_{corr}(i,j-1)}{|max(h_{corr}(i,j),h_{save})|}, \tag{4.19}$$

wobei v_x und v_y die Geschwindigkeitskomponenten in West-Ost Richtung bzw. in Süd-Nord-Richtung beschreiben. Der Diffusionskoeffizient K wird in der gleichen Größenordnung wie bei der turbulenten Diffusion (Abschnitt 4.2.4) angenommen. h_{save} ist eine angenommene Mindestwassertiefe, die sicherstellt, dass der Gradient nicht über alle Grenzen wächst. Dies ist eine eher technische Größe, da sie im Modell mit 0.01 m angesetzt wird. Anstelle des aktuellen Tiefenprofils h wird ein korrigiertes Tiefenprofil h_{corr} zugrundegelegt. Da das Tiefenprofil viele kleine Hebungen und Senken enthält, würde die Korrektur anhand des Originalprofils dazu führen, dass sich die Voxel in den Senken sammeln. Dieses wird vermieden, indem ein zum Rand hin überhöhtes Profil zugrunde gelegt wird. Ausgehend vom Originalprofil bei mittlerem Tidenmittelwasser, wird für alle Gitterpunkte $\mathbf{x}$, für die $r_{min} < \|\mathbf{x}-\mathbf{x_c}\|_2 < r_{max}$ gilt, die mittlere Tiefe h um

$$\Delta h = s\frac{\|x-x_c\|_2 - r_{rmin}}{r_{rmax}-r_{rmin}} \tag{4.20}$$

vermindert. Hierbei beschreibt $\mathbf{x_c}$ den Mittelpunkt, um den der "Kessel" gebildet wird, r_{min} und r_{max} die Radien des Kreisringes, in dem korrigiert wird, und s die Steigung, mit der überhöht wird (Abbildung 4.8). Dieses korrigierte Tiefenprofil

$$h_{corr} = h - \Delta h \tag{4.21}$$

wird nur zur Bestimmung der Korrektur der Strömungsgeschwindigkeit benutzt. Desweiteren wird diese Korrektur nur dann berücksichtigt, wenn im Abstand von zwei Gitterpunkten kein Land ist. Anderenfalls besteht die Gefahr, dass die Voxel eine einmal eingenommene Position in Küstennähe nicht mehr verlassen. Dies tritt bei relativ tiefen Bereichen in Landnähe, wie z.B. Fahrwasser oder Hafenbecken, auf.

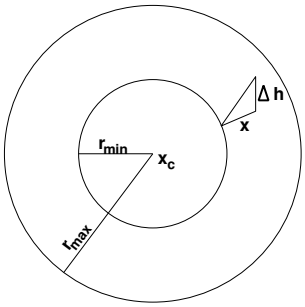

Abbildung 4.8: Bereich der Randüberhöhung zur Bestimmung der Geschwindigkeitskorrektur anhand der Tiefengradienten. Exemplarisch ist die Überhöhung Δh im Abstand $r_{min} + x$ vom Mittelpunkt x_c eingezeichnet.

Bilanzierung

Die bisher aufgeführten Korrekturmechanismen stellen sicher, dass die Voxel nicht clustern, auf Land laufen oder das Modellgebiet verlassen. Eine weitere Korrektur wird notwendig, wenn das Modell die Möglichkeit bieten soll, Stoffflüsse zu bilanzieren. Durch die unabhängig voneinander berechnete Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit stimmt das tatsächliche Volumen mit dem zu erwartenden Volumen nicht grundsätzlich überein. Das in Box i zu erwartende Volumen V_i^e ist durch

$$V_i^e(t) = \sum_{k \in G_i} A_G \, h_k(t) \tag{4.22}$$

gegeben, wobei G_i die Indexmenge aller Gitterpunkte in Box i, $A_G = 4 \cdot 10^4 \, \mathrm{m}^2$, die zu einem Gitterpunkt gehörige Fläche und $h_k(t)$ die aktuelle Wassertiefe am Gitterpunkt k ist. Das tatsächliche Volumen $V_i(t)$ ist durch

$$V_i(t) = \sum_{j \in J_i(t)} V \tag{4.23}$$

gegeben, wobei J_i die Indexmenge aller zur Zeit t in Box i befindlichen Voxel ist. Im Modell wird angenommen, dass sämtliche Voxel das gleiche Volumen V haben. V_i^e und V_i weichen im allgemeinen voneinander ab. Es wird nun durch ein Korrekturverfahren versucht, diese Abweichung im Mittel verschwinden zu lassen, so dass zumindest langfristige (über mehrere Tiden) Bilanzierungen möglich sind.

Bei diesem Verfahren wird die Baumstruktur der Boxanordnung ausgenutzt (Abbildung 4.9). Es wird dabei angenommen, dass jede Box genau eine Nachbarbox besitzt, mit der sie Voxel austauschen kann. Beginnend mit den untersten Ästen des Baumes wird zuerst die Anzahl der Voxel bestimmt, die zuviel bzw. zuwenig

in der jeweiligen Box vorhanden sind. Sind zuviele Voxel in der Box werden solange zufällig ausgewählte Voxel in die Nachbarbox verschoben, bis die richtige Anzahl erreicht ist. Der Zielort eines verschobenen Voxels liegt in einem Bereich mit boxabhängigen Radius um einen vorgegeben Gitterpunkt. Analog werden aus der Nachbarbox zufällig ausgewählte Voxel in die Box geholt, wenn die Anzahl zu gering ist. Diese Verfahren wird dann entlang des Baumes bis zur Box 1 wiederholt. Bei diesem Verfahren kommt zum Tragen, dass das Gesamtvolumen aller Voxel das Volumen des Rückseitenwatts bei Hochwasser übersteigt. Somit ist die Korrektur für die Boxen 2-7 möglich und es kann der Ein- und Ausstrom durch das Seegat in den den Inseln vorgelagerten Bereich (Boxen 1 und 2) bilanziert werden.

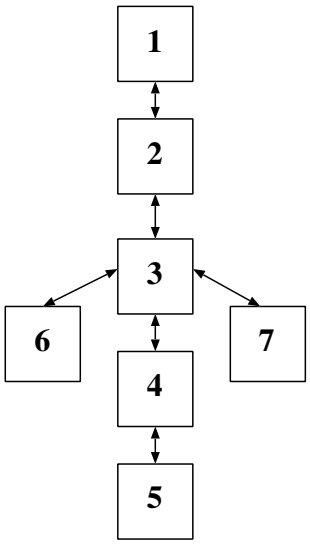

Abbildung 4.9: Die Baumstruktur der Boxen. Die Pfeile geben an zwischen welchen Boxen Voxel ausgetauscht werden, um die Volumenbilanz zu korrigieren.

4.2.8 Kopplung an das benthische System

Bisherige Lagrange'sche Modelle wurden zumeist zur Beschreibung der Dynamik innerhalb einer Wassersäule benutzt, bei der aufgrund der Wassertiefe die Austauschprozesse mit dem Sediment und die benthische Biologie vernachlässigt werden konnten. In flachen Gewässern, zu denen das Watt gehört, ist diese Vereinfachung nicht zulässig. Dabei stellt sich nun die Frage wie der Austausch zwischen beweglichen Tracern mit dem Sediment zu beschreiben ist.
Zur Lösung dieses Problems kann man zwei Ansätze wählen: Im ersten Ansatz wird für jeden Tracer ein Benthal mitgerechnet und die mittlere benthische Konzentrati-

on in einer Box ebenfalls durch Mittelung aller Tracer in der Box bestimmt. Hierbei müssen dann entsprechend der aktuellen Koordinaten des Tracers die Parameter für das Benthal angepasst werden. Faktisch hat man damit dann aber für alle Tracer einer Box die gleiche Beschreibung. Daher wird der zweite Ansatz realisiert bei dem in jeder Box die benthischen Prozesse simuliert werden und die Austauschprozesse mit dem Pelagial durch Massenflüsse zwischen dem Sediment der Box und sämtlichen Voxeln in dieser Box beschrieben werden.
Hierbei kommt wiederum zu Gute, dass die Voxel in einer Box das gesamte Volumen der Box repräsentieren.
Die Austauschprozesse mit dem Benthal lassen sich in zwei Gruppen einteilen:

1. Sedimentationsprozesse (vom Pelagial ins Benthal)
2. diffusive Prozesse (Austausch zwischen Pelagial und Benthal)

Bei den Sedimentationsprozessen sinkt Material aus der Wassersäule auf die Sedimentoberfläche. Dabei hat die Konzentration dieser Substanz im Sediment keinen Einfluss auf den Massenfluss. Bei den diffusiven Prozessen bestimmt der Konzentrationsgradient zwischen Voxel und Sediment den Massenfluss. Im folgenden werden hier Prozesse innerhalb einer Box betrachtet. Daher wird der Index für die Box weggelassen.

Sedimentationsprozesse

Der Massenfluss einer Substanz der Konzentration c aus einem Voxel j in das Sediment der Box beträgt

$$f_j^M(t) = v\frac{1}{h_j(t)}\,c_j V\ , \tag{4.24}$$

wobei v eine feste oder variable Sedimentationsgeschwindigkeit beschreibt, $h_j(t)$ die Tiefe des Voxel j zur Zeit t und V das für alle Voxel gleiche und konstante Volumen ist. Die Sedimentationsrate $r = \frac{v}{h_j(t)}$ hängt von der Tiefe des Voxels ab. Im Modell wird anstelle der tatsächlichen Voxeltiefe die Wassertiefe, die sich aus der Tide ergibt, zur Bestimmung von r berücksichtigt.
Die resultierende Konzentrationsänderung[8] im Voxel beträgt dann

$$\frac{d}{dt}c_j(t) = -f_j^M(t)\frac{1}{V}\ . \tag{4.25}$$

[8] Für pelagische Stoffe werden die Einheiten $\mathrm{mmol/m^3}$ bzw. $\mathrm{mg/m^3}$, für benthische Stoffe $\mathrm{mmol/m^2}$ bzw. $\mathrm{mg/m^2}$ verwendet.

Die Änderung der Konzentration c^B im Sediment beträgt

$$\frac{d}{dt}c^B(t) = f_j^M(t)\frac{1}{A}\,. \tag{4.26}$$

Hierbei ist A die Fläche der Box.

Diffusionsprozesse

Die Diffusionsprozesse sind komplexer als die Sedimentationsprozesse, da die aus dem Sediment ausströmenden Stoffe anteilig auf die Voxel der Box verteilt werden müssen.

Sei f^M ein aus dem Benthal ausströmender Massenfluss einer Substanz der Konzentration c^B, so beträgt der Massenanteil, der in ein Voxel j einströmt,

$$f_j^M(t) = \frac{A_j(t)}{A} f^M\,. \tag{4.27}$$

Hierbei ist A die Fläche der Box und $A_j(t)$ die Fläche, die das Voxel aktuell einnimmt. Damit der Prozess massenerhaltend beschrieben ist, muss

$$A = \sum_{j\in J(t)} A_j(t) \qquad f.a.\ t \geq 0 \tag{4.28}$$

erfüllt sein. $J(t)$ beschreibt hierbei die Indexmenge aller Voxel in der betrachteten Box zur Zeit t.

Die Bedingung 4.28 kann auf verschiedene Weisen erfüllt werden. Kanonisch ist die Bestimmung der Flächen über die durch die Tide vorgegebene Wassertiefe.

Sei $h_j(t)$ die aktuelle Tiefe eines Voxels j und V das für alle Voxel gleiche und konstante Volumen, so gilt

$$A_j(t) = \frac{V}{h_j(t)}\,. \tag{4.29}$$

Einsetzen in 4.28 ergibt

$$A = V \sum_{j\in J(t)} \frac{1}{h_j(t)} \qquad \text{bzw.} \qquad V = \frac{A}{\sum\limits_{j\in J(t)} \frac{1}{h_j(t)}}\,. \tag{4.30}$$

Aus 4.29 ergibt sich

$$A_j(t) = A\frac{\frac{1}{h_j(t)}}{\sum_{l\in J(t)}\frac{1}{h_l(t)}}\,. \tag{4.31}$$

Nimmt man nun an, dass sich die aktuellen Tiefen $h_j(t)$ proportional zu den erwarteten Tiefen $h_j^e(t)$, die sich aus der Tidenbewegung ergeben, verhalten, kann man die Fläche, die ein Voxel j zur Zeit t einnimmt, durch

$$A_j(t) = A\frac{\frac{1}{h_j^e(t)}}{\sum_{l\in J(t)}\frac{1}{h_l^e(t)}} \tag{4.32}$$

bestimmen.
Die Konzentrationsänderung im Voxel beträgt dann

$$\frac{d}{dt}c_j(t) = f_j^M(t)\frac{1}{V}\,, \tag{4.33}$$

die im Benthos

$$\frac{d}{dt}c^B(t) = -f^M(t)\frac{1}{A}\,. \tag{4.34}$$

Für einen einströmenden Massenfluss gelten die gleichen Überlegungen wie bei der Sedimentation. Die Bestimmung der Massenflüsse ist in Abschnitt 5.1.4 und Abschnitt 5.2.5 beschrieben.

4.2.9 Transport partikulären benthischen Materials

Durch die Gezeitenströmung wird neben pelagischem auch benthisches Material bewegt. Dieser Transport wird durch die Lagrange'sche Formulierung nicht berücksichtigt. Es wird angenommen, dass partikuläres Material in Richtung Festland transportiert werden muss, um den permanenten Ausstrom an Nutrienten aufgrund des existierenden Nährstoffgradienten von der See zur Küste hin zu kompensieren (Ebenhöh et al., 2004). Daher wird ein einfacher zusätzlicher advektiver Transportmechanismus für benthischen Detritus vorgeschlagen.
Für zwei benachbarte Boxen i, j mit den Flächen A_i resp. A_j wird das harmonische

Mittel der Flächen A_h

$$A_h = \frac{A_i \cdot A_j}{A_i + A_j} \tag{4.35}$$

bestimmt. Diese Formulierung stellt sicher, dass die berücksichtigte Fläche mindestens die Hälfte der kleineren der beiden Flächen und maximal die kleinere Fläche selbst ist.
Die pro Tag von Box i nach Box j transportierte Masse M_{ij} ist dann durch

$$M_{ij} = r_i \cdot A_h \cdot Q_i \tag{4.36}$$

gegeben, wobei r_i der Anteil der harmonischen Fläche A_h ist, der pro Tag berücksichtigt wird und Q_i die Detrituskonzentration[9] in der i-ten Box ist. Die Austauschraten sind in Abschnitt 6.3 in Tabelle 6.4 gegeben.

4.3 Externe physikalische Einflüsse

Das biologische Modell wird wesentlich durch physikalische Antriebe beeinflusst. Diese Größen werden, soweit möglich, vom COCOA Modell übernommen. Für Temperatur und Trübheit werden Messwerte, die im Wattgebiet erhoben wurden, aufbereitet. Die Süßwasserdynamik wird aus Messwerten rekonstruiert. Die Datensätze, die **EcoTiM** antreiben, sind in Tabelle 4.4 zusammengefasst.

4.3.1 Lichteinstrahlung

Die Photosynthese der Primärproduzenten ist nicht nur vom Nährstoffangebot, sondern auch erheblich von der verfügbaren Lichtenergie abhängig. Um für diesen Prozess realitätsnahe Eingangsdaten zu liefern, werden die von Pätsch und Radach (1997) für das Jahr 1995 aufbereiteten Lichtdaten für den Bereich der Deutschen Bucht verwendet. Hierbei handelt es um tägliche Zeitreihen der mittleren Strahlungsleistung während der Photoperiode. Dazu wurden aus beobachteten Bedeckungsdaten des Himmels Parameter für Markoff-Prozesse ermittelt, aus denen wiederum Dämpfungen der astronomisch verfügbaren Lichtstrahlung I_{ast} berechnet wurden (Pätsch, 1994). Aus diesen Tagesmittelwerten wird in **EcoTiM** der tatsächliche Verlauf während eines Tages zurückgerechnet (Abbildung 4.10). Ist $\overline{I}_c$ (c steht

[9] Die C-,N-,P-,Si-Anteile des Detritus werden getrennt betrachtet. Silikat in biogener Form wird im Modell als Detritus bezeichnet.

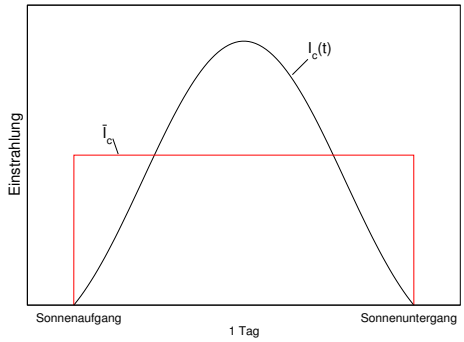

Abbildung 4.10: Rekonstruktion der tageszeitabhängigen Einstrahlung $I_c(\tau)$ aus dem Mittelwert $\overline{I}_c$ über die Photoperiode nach Dobson und Smith (1988).

für cloudiness) die mittlere Einstrahlung während der Photoperiode (Zeitspanne zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang), q_p der Anteil der Photoperiode am Gesamttag und τ die Tagesszeit, wobei das Intervall $[-\pi,\pi]$ einen Tag darstellt, dann ist durch

$$I_c(\tau) = \max\left[0, \overline{I}_c \cdot \left(\cos\left(\frac{\tau}{2q_p}\right) + \cos^2\left(\frac{\tau}{2q_p}\right)\right) \cdot \frac{2\pi}{4+\pi}\right] \tag{4.37}$$

eine Approximation der Einstrahlung in Abhängigkeit von der Tageszeit gegeben. Diese Approximation geht auf Dobson und Smith (1988) zurück und ist in Ebenhöh et al. (1997) ausführlich beschrieben[10]. Der Faktor $2\pi/(4+\pi)$ normiert die Gleichung so, dass

$$\frac{1}{2\pi}\int_{-\pi}^{\pi} I_c(\tau)\, d\tau = q_p \cdot \overline{I}_c \tag{4.38}$$

gilt. Somit bleibt die globale Strahlungsenergie, die die Meeresoberfläche während eines Tages erreicht, erhalten. Diese steht jedoch nicht komplett für die Photosynthese zur Verfügung. Es wird angenommen, dass ein fester Anteil q_{photo} der Einstrahlung photosynthetisch genutzt werden kann, wobei im Modell die Abhängigkeit von der Wellenlänge vernachlässigt wird. Im folgenden wird das photosynthetisch nutzbare Licht mit

$$I_0 = q_{photo} \cdot I_c \tag{4.39}$$

bezeichnet. Die photosynthetisch nutzbare Strahlung wird durch Selbstabschattung und die Trübung des Wassers durch Schwebstoffe (Abschnitt 4.3.3) weiter reduziert.

[10] Die Berechnung der Einstrahlung über einen einfachen Cosinus würde die Einstrahlung am Morgen und am Abend überschätzen.

4.3.2 Turbulenz

Die Sedimentationsprozesse im Wasser hängen von der Turbulenz ab. Je größer die Strömungsgeschwindigkeit und je geringer die Wassertiefe desto weniger Material wird sedimentieren, da mehr Schwebstoffe verwirbelt werden. Es wird ein normierter Regulationsterm e_{turb} als Maß für die Turbulenz eingeführt:

$$e_{turb} = \left(1 - \frac{D}{D + D^h}\right) \cdot \frac{\parallel v_{tide} \parallel}{\parallel v_{tide} \parallel + v^h}. \tag{4.40}$$

Hierbei ist D die aktuelle Wassertiefe und $\parallel v_{tide} \parallel$ die Absolutgeschwindigkeit des Tidenstroms für das jeweilige Voxel. D^h und v^h sind die jeweiligen Halbsättigungswerte.
Der Regulationsfaktor nimmt mit wachsender Geschwindigkeit und fallender Wassertiefe zu. Der Verlauf ist in Abbildung 4.11 dargestellt.

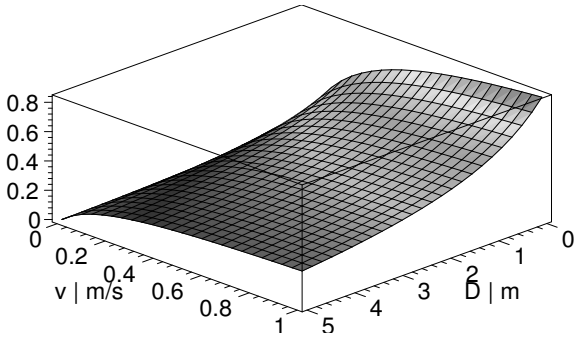

Abbildung 4.11: Der Regulationsfaktor e_{turb} für die Sedimentation pelagischen Materials als Maß für die Turbulenz in Abhängigkeit von Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit nach Gleichung 4.40. Die Halbsättigungskonstanten betragen für diese Darstellung $D^h = 2.0\,\mathrm{m}$ und $v^h = 0.2\,\mathrm{m/s}$.

4.3.3 Trübheit

Das an der Wasseroberfläche einfallende Licht wird in der Wassersäule durch die Hintergrundattenuation und durch Extinktion und Streuung durch Schwebstoffe gedämpft.
Der in einer Tiefe d verfügbare Anteil der Oberflächeneinstrahlung beträgt $e^{-\sigma d}$, wobei σ der Attenuationskoeffizient ist, der sich aus Hintergrundattenuation und Attenuation durch Schwebstoffe ergibt.
Die Hintergrundattenuation σ_0, die sich durch die Dämpfung des Wassers und der darin gelösten organischen Stoffe ergibt, wird bei Colijn (1982) mit $0.4\,\mathrm{m}^{-1}$ angegeben.

Colijn gibt folgende Beziehung zwischen dem Schwebstoffgehalt und dem Attenuationskoeffizienten an:

$$\sigma = \sigma_0 + 0.04 \cdot 10^{-3} C_{seston} \,, \tag{4.41}$$

wobei C_{Seston} die Schwebstoffkonzentration sämlicher Schwebstoffe in $\mathrm{mg/m^3}$ ist. Diese lineare Beziehung zwischen Schwebstoffanteil und Attenuation wird nach Colijn auch bei hohen Planktondichten während der Frühjahrsblüte nicht maßgeblich gestört. Die Abschattung durch Plankton und Detritus spielt somit im Wattenmeer eine untergeordnete Rolle und wird von der grundsätzlich sehr hohen Schwebstoffkonzentration überdeckt.

Die Gesamtschwebstoffkonzentration C_{seston} in $\mathrm{mg/m^3}$ wird im Modell aus den Konzentrationen der organischen Anteile C_j (Phytoplankton, Zooplankton und Detritus) in $\mathrm{mg\,C/m^3}$ sowie der Konzentration der anorganischen Schwebstoffe C_{iss} in $\mathrm{mg/m^3}$ bestimmt. Hierbei werden für die organischen Anteile die aktuellen Modelldaten verwendet, wobei ein Trockengewicht-zu-Kohlenstoff-Verhältnis von $q_{DW:C} = 2\,\mathrm{mg/mg\,C}$ angenommen wird:

$$C_{seston} = C_{iss} + q_{DW:C} \sum C_j \,. \tag{4.42}$$

Der Anteil der anorganischen Schwebstoff wird aus den Seston-Daten von 1995 (Liebezeit et al., 1996, Liebzeit, unpublizierte Daten) geschätzt. Hierzu wird zuerst die saisonale Entwicklung bestimmt, indem die Messdaten Fourier-analysiert (zum Verfahren der Fourieranalyse nicht äquidistanter Messdaten siehe Anhang E) und normiert werden. Diese normierten Jahreswerte $iss(t)$ werden mit einem boxabhängigen Grundwert iss_0 multipliziert, der den Schwebstoffgehalt des jeweiligen Wattgebiets wiederspiegelt. Diese Werte wurden in Übereinstimmung mit den von Colijn (1982) für das Ems-Dollart Gebiet gemessenen Werten bestimmt. Die tidale Dynamik wird dadurch berücksichtigt, dass die Werte mit dem strömungs- und wassertiefenabhängigen Turbulenzfaktor e_{turb} (Gleichung 4.40) und einem Verstärkungsfaktor e_{enh} verstärkt werden:

$$C_{iss}(t) = iss_0 \cdot iss(t) \cdot (1 + e_{enh} \cdot e_{turb}) \,. \tag{4.43}$$

Der Sestongehalt der Box 5 ist in Abbildung 4.12 dargestellt, die boxabhängigen Grundwerte in Tabelle 4.3.

Box	iss_0 in mg/m^3	$\overline{C_{seston}}$ in mg/m^3
2	7500	13491
3	15000	24310
4	25000	42697
5	35000	68515
6	45000	97969
7	45000	82803

Tabelle 4.3: Grundwerte für anorganische Schwebstoffe (iss_0) und resultierende Jahresmittelwerte der Gesamtschwebstoffkonzentration $\overline{C_{seston}}$ für die Boxen nach Abbildung 4.4.

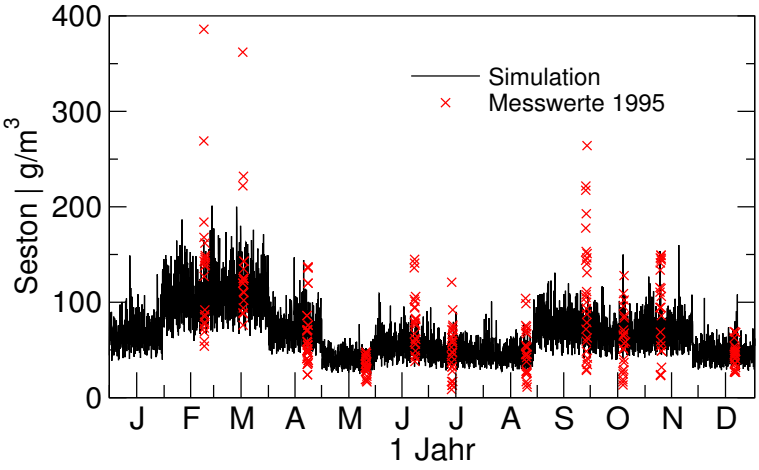

Abbildung 4.12: Modellierte (Linie) und gemessene Sestonwerte (Kreuze) in Box 5 (Gröninger Plate). Der Verstärkungsfaktor für die tidale Dynamik beträgt $e_{enh} = 5$.

4.3.4 Temperatur

Die Wassertemperatur beeinflußt viele Stoffwechselprozesse im Pelagial. Im Modell wird die Wassertemperatur als Funktion vorgegeben. Dieser Ansatz orientiert sich an der ursprünglichen ERSEM-Philosophie, dass physikalischen Parameter des Modells extern bestimmt werden. Im Wattbereich ist dieser Ansatz nur bedingt richtig, da die betrachteten Wasserkörper die in ihnen enthaltene Wärmemenge mittransportieren. Bei der Implementation wird auf diesen Aspekt verzichtet, da die Temperatur in keinem Prozess explizit eingeht. Entsprechend der Van't Hoffschen Regel (Lampert und Sommer, 1993) wird bei einer Erhöhung der Temperatur um 10 °C eine Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit um den Q_{10}-Wert von 1.5 bis 4 angenommen. Damit ergibt sich für die Temperaturabhängigkeit der biologischen Prozesse der dimensionslose Faktor

$$e_T(T) = Q_{10}^{\frac{T-10}{10}} \quad . \tag{4.44}$$

Für einige Algenarten trifft diese Abhängigkeit der Stoffwechselaktivität von der Temperatur nur für einen eingeschränkten Temperaturbereich zu. Die Assimilationsraten nehmen bei hoher Wassertemperatur wieder ab (siehe 5.1.1 und 5.2.1). In diesem Fall wird der Temperaturfaktor e_T wie folgt modifiziert: Es wird angenommen, dass bis zur Temperatur t_1 der ursprüngliche funktionale Zusammenhang nach 4.44 erhalten bleibt und sich dann eine Phase verlangsamter Zunahme anschliesst, bis der Faktor dann ab der Temperatur t_s abnimmt (Abbildung 4.13). Hierzu wird angenommen, dass t_s der Scheitelpunkt einer nach unten geöffneten Parabel ist, die an der Stelle t_1 stetig und mit gleicher Steigung die Kurve nach Gleichung 4.44 fortsetzt:

$$e_{T_{inhib}} = \begin{cases} e_T(T) & T \leq t_1 \\ a \cdot T^2 + b \cdot T + c & T > t_1 \end{cases} \tag{4.45}$$

mit $\quad b = \frac{t_s}{t_s - t_1} \cdot \frac{\ln(Q_{10})}{10} \cdot e_T(t_1), \qquad a = -\frac{b}{2t_s}, \qquad c = e_T(t_1) - a \cdot t_1^2 - b \cdot t_1 \,.$

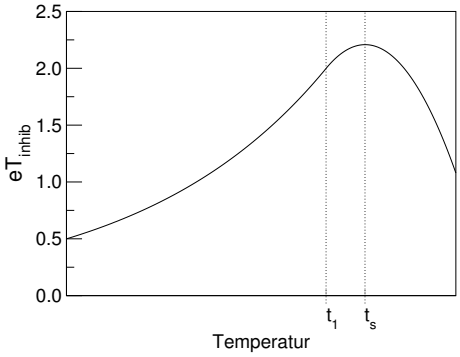

Abbildung 4.13: Temperaturfaktor mit Inhibition nach Gleichung 4.45.

Die für den Wattbereich vorgegebene Temperaturkurve T sei

$$T(t) = \overline{T} - T_a \cos(2\pi \frac{t - d_{min}}{y}) \tag{4.46}$$

wobei der Mittelwert der Temperatur $\overline{T} = 12.42$ °C und der kälteste Tag $d_{min} = 30$ aus den Messungen für 1994 (Dittmann, 1999) stammt. Die Jahreslänge ist auf $y = 365.25\,\mathrm{d}$ gesetzt. Die Temperaturkurve ist in Abbildung 4.14 gegeben.

4.3.5 Sauerstoffdynamik

Zur Bestimmung der Sauerstoffkonzentration $O_{100\%}$ in $\mathrm{mmol\,O_2/m^3}$, bei der die Sättigung des Wassers 100 % beträgt, wird folgende Formel angewendet (Baretta

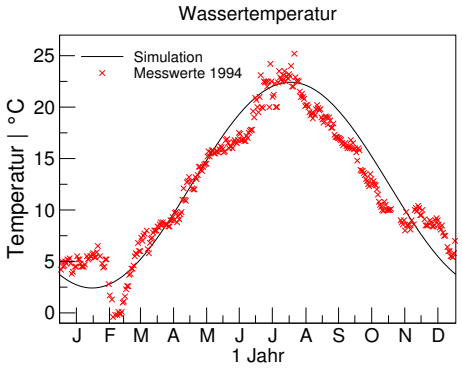

Abbildung 4.14: Die für das Watt vorgegebene Temperaturkurve (Linie) und die für das Jahr 1994 an der Wetterstation Norderney gemessenen Werte (Kreuze).

und Ruardij, 1988)

$$O_{100\%} = \frac{475.0 - 2.65 \cdot C_{Salt}}{33.5 + T}. \tag{4.47}$$

Hierbei ist C_{Salt} die Salzkonzentration in psu[11] und T die Temperatur in $^{\circ}C$. Die Parameter wurden empirisch ermittelt. Die relative Sauerstoffsättigung O_{SAT} beträgt dann für die aktuelle Sauerstoffkonzentration C_{O_2}

$$O_{SAT} = \frac{C_{O_2}}{O_{100\%}}. \tag{4.48}$$

Eine akkuratere Beschreibung zur Bestimmung der Sättigungskonzentration ist bei Weiss (1970) gegeben. Die Auswirkung dieser verbesserten Beschreibung auf das Modellverhalten ist gering, da die Sauerstoffsättigung des Wassers im ERSEM-Modell nur die Mortalität des Mikrozooplanktons und die Dynamik der Bakterien beeinflusst. Daher wird auf diese rechenzeitintensivere Formulierung verzichet. Ebenfalls gering ist die Auswirkung des Salzgehalts auf die Ergebnisse. Daher wird für den Salzgehalt der Nordsee ein konstanter Wert von 32.5 psu angesetzt. Die Salzkonzentration für die Wattgebiete wird durch Sieleinträge, Niederschlag und Verdunstung beeinflusst (Abschnitt 4.3.6 und 4.3.7).

4.3.6 Sieleinträge

Das Rückseitenwatt von Spiekeroog wird durch die Einleitung von Süßwasser und den darin enthaltenden Nährstoffen durch das Schöpfwerk in Neuharlingersiel beeinflusst. Die Größe des Einzugsgebiets dieses Siels beträgt ca. 125 km^2 (Kölsch

[11] Practical Salinity Unit, 1 psu entspricht einem Salzgehalt von 0.1 %.

et al., 2003). Die Sielzugmengen und Nährstoffeinträge von Phosphor und Stickstoff wurden für die Jahre 1997-1999 vom NLWK[12] aufgezeichnet (Post und Aden, 2003). Hierzu wurden in monatlichen Abständen die Konzentrationen und Abflusswerte bestimmt. Im allgemeinen findet der Sielzug einmal täglich um Niedrigwasser herum statt. Daher wird im Modell angenommen, dass täglich kurz vor Niedrigwasser ein Dreißigstel der monatlichen Fracht in das Rückseitenwatt eingeleitet wird. Die Einleitung erfolgt in die Box 4 entsprechend der topographischen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet. Die Nährstoffmengen werden gleichmäßig auf alle Voxel, die sich zum Sielzeitpunkt in der Box 4 befinden, verteilt. Hierbei wird für die Aufteilung von Gesamtstickstoff auf die Nährstoffe Ammonium, Nitrit und Nitrat ein Verhältnis von 60:10:30 in Anlehnung an die von Liebezeit (2003) in 1995 gemessenen Werte angenommen[13]. Für Silikat werden approximativ die von Kölsch et al. (2003) für 2002 gemessenen Werte angenommen.

Während für die Nährstoffe die eingeleiteten Nährstoffmengen berücksichtigt werden, wird für Salz die Verdünnung durch eingeleitetes Süßwasser bestimmt, ohne die tatsächliche Volumenänderung zu betrachten[14]. Ist V das Voxelvolumen und ΔV das eingeleitete Frischwasservolumen, so gilt für die Salzkonzentration C im Voxel

$$\Delta C = \frac{C \cdot V}{V + \Delta V} - C. \tag{4.49}$$

4.3.7 Niederschlag und Verdunstung

Niederschlag und Verdunstung werden im Modell nur in Bezug auf die Salzkonzentration berücksichtigt und dienen ausschliesslich der Überprüfung der Transportprozesse. Die Änderung der Nährstoffkonzentrationen aufgrund von Niederschlag und Verdunstung werden vernachlässigt.

Für den Niederschlag werden die vom NLWK an der Messstelle Aurich gemessenen Monatsmittelwerte für 1999 angenommen (Post und Aden, 2003). Vereinfachend wird der Gesamtniederschlag als gleichmäßig über den Monat angenommen. Die resultierende Konzentrationsänderung ergibt sich entsprechend aus Gleichung 4.49.

Die Verdunstung wird als temperaturabhängig entsprechend Gleichung 4.44 angenommen, wobei für die Verdunstung bei 10 °C in etwa 0.5 mm pro Tag angenommen wird. Die fiktive Volumenänderung ΔV (in m^3) beträgt bei einer Verdunstung

[12] Niedersächsischer Landesverband für Wasserwirtschaft und Küstenschutz
[13] Im Modell wird Nitrit nicht berücksichtigt.
[14] Salz ist nicht massenerhaltend modelliert.

Bedeutung	Box	Jahr	Quelle
Topographie			
Tiefenprofil	1-7	-	(Stanev, ICBM)
Boxeinteilung	1-7	-	(Lenhart et al., 2002)
Transport			
Strömungsfeld	1-7	-	EOF-Daten aus GCM Modell (Stanev, ICBM)
Forcing			
Einstrahlung	1-7	1995	COCOA Forcing-Daten (Lenhart & Pätsch, IfM)
Temperatur	1	1995	COCOA Forcing-Daten (Lenhart & Pätsch, IfM)
Temperatur	2-7	1994	Messungen ELAWAT
Schwebstoffe	1	1995	COCOA Forcing-Daten (Lenhart & Pätsch, IfM)
Schwebstoffe	2-7	1995	Dynamik aus Messungen des Projekts ELAWAT
Süßwassereinträge			
Sielvolumen	4	1999	monatliche Mittelwerte (Post & Aden, NLWK)
Sieeintrag Stickstoff	4	1999	monatliche Messung (Post & Aden, NLWK)
Sieleintrag Phosphor	4	1999	monatliche Messung (Post & Aden, NLWK)
Sieleintrag Silikat	4	2002	monatliche Messung (Kölsch et. al., ICBM)
Niederschlag	2-7	1999	monatliche Mittelwerte (Post & Aden, NLWK)
Randbedingungen			
Zustandsvariablen	1	1995	COCOA Modellergebnisse (Lenhart, IfM)
Nährstoffe	1	1995	Messdaten Helgoland Reede (Wiltshire, BAH)

Tabelle 4.4: Liste der Datensätze, mit denen **EcoΓiM** angetrieben wird. Angegeben ist jeweils die Box, auf die der Datensatz Einfluss nimmt, das Jahr der Datenerhebung und die Datenquelle[16].

von n mm pro Tag und einer Voxelfläche von A (in m^2)

$$\Delta V = -\frac{n}{1000} \cdot A \cdot e_T \ , \tag{4.50}$$

wobei e_T der Temperaturfaktor nach Gleichung 4.44 ist. Die Änderung der Salzkonzentration ergibt sich aus Gleichung 4.49.

[16] ICBM – Institut für Biologie und Chemie des Meeres, Oldenburg
IfM – Institut für Meereskunde Hamburg
NLWK –Niedersächsischer Landesverband für Wasserwirtschaft und Küstenschutz
BAH– Biologische Anstalt Helgoland
ELAWAT– Elastizität des Ökosystems Wattenmeer

5 Das Ökosystemmodell ERSEM

Das Ökosystemmodell von **EcoTiM** basiert im wesentlichen auf den Gleichungen von ERSEM. Die grundlegenden Ideen von ERSEM sind in Baretta-Bekker (1995), Baretta-Bekker und Baretta (1997) und Vichi (2002) beschrieben. Bei ERSEM handelt es sich um ein die Stoffkreislaufmodell, dass die Kreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphat und Silikat vollständig beschreibt. Das Modell besteht aus einem pelagischen und einem benthischen Teilmodell, die über Stoffaustauschprozesse miteinander interagieren. Neben den Transportprozessen werden Stoffumwandlungsprozesse wie z.B Assimilation und Nitrifizierung modelliert. Dabei wird das Nahrungsnetz durch funktionelle Gruppen beschrieben. Dies hat den Vorteil, dass die Zahl der Zustandsvariablen überschaubar bleibt, ohne dass die Bilanzierbarkeit der Gesamtbiomassen verloren geht. Das Nahrungsnetz von ERSEM ist in Abbildung 5.1 dargestellt.

Dass das Modell auf ERSEM basiert, bedeutet nicht, dass sämtliche Modellgleichungen mit ERSEM identisch sind. ERSEM wird vielmehr als eine Modellphilosophie betrachtet. Die wesentliche Aspekte sind hierbei die Betrachtung von Stoffkreisläufen und die Beschreibung des Nahrungsnetzes in Form eines Top-Down-Ansatzes. Dies bedeutet, dass nicht wie bei einem Bottom-Up-Ansatz[1] einzelne Arten modelliert und zu einem (unvollständigen) Gesamtmodell zusammengefasst werden, sondern funktionelle Gruppen, denen alle existierenden Arten zugeordnet werden. Die Gesamtheit der funktionellen Gruppen beschreibt das biologische System dann vollständig. Bei der Entwicklung von **EcoTiM** wurde jedoch darauf geachtet, die Modellteile von ERSEM soweit wie möglich beizubehalten, und nur dort Veränderungen vorzunehmen, wo sie für die Beschreibung des Ökosystems Watt unabdingbar sind. Es sei dabei darauf hingewiesen, dass einige Modellteile auf die Modellversion von ERSEM II (Baretta-Bekker und Baretta, 1997) zurückgehen, andere auf ERSEM III (Vichi, 2002) basieren.

Der biologische Teil des Modells kann als gewöhnliches Differentialgleichungsmodell aufgefasst werden, bei dem die zeitlichen Änderungen der Massen der Dichten der Zustandsvariablen bestimmt werden. Die Modellgleichungen sind im allgemeinen von der Form

$$\frac{d}{dt}Z = r(Z,...) \cdot Z \,. \tag{5.1}$$

[1] siehe Fußnote 1 auf Seite 5

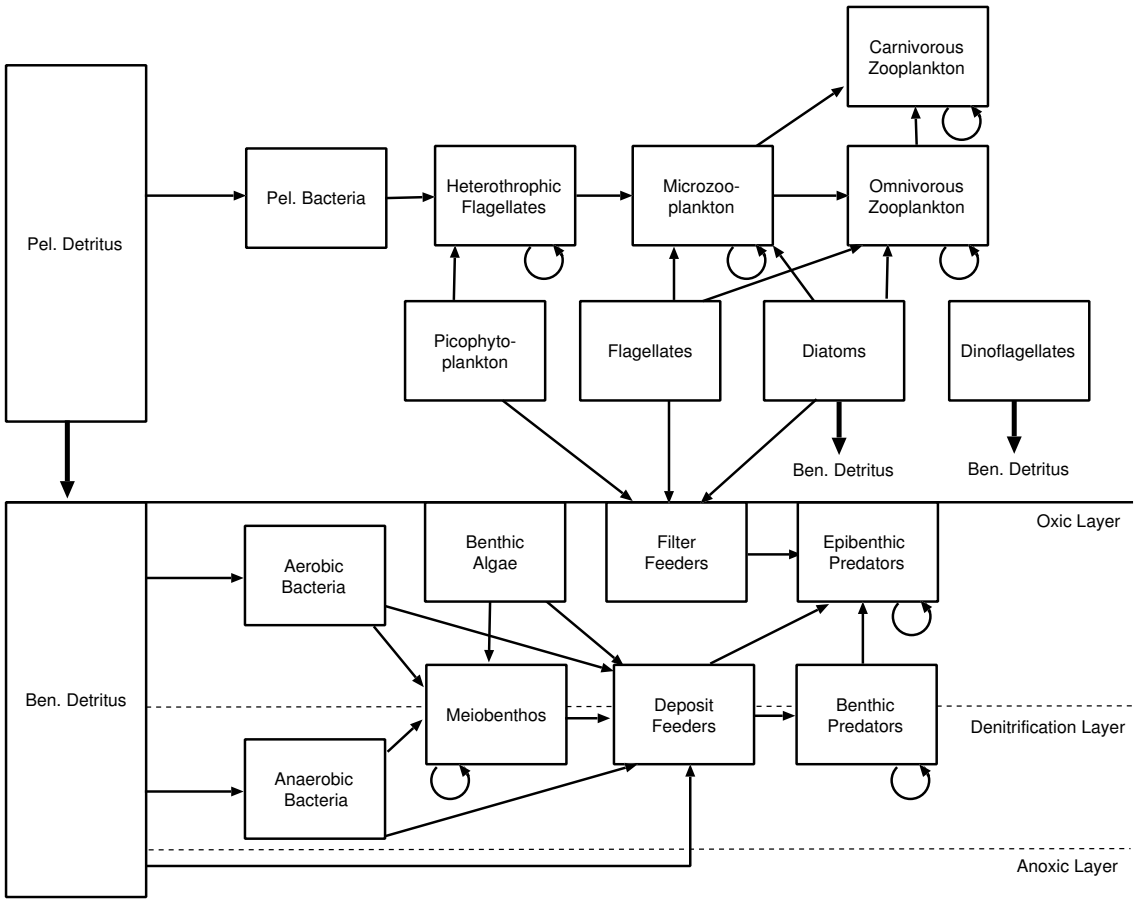

Abbildung 5.1: Das Nahrungsnetz von ERSEM in **EcoTiM**. Die Anordnung von links nach rechts spiegelt die Grössenverhältnisse der Organismen innerhalb der funktionellen Gruppen bzw. deren trophische Positionen innerhalb der Teilnetze wieder. Die dünnen Pfeile stellen die Biomassenflüsse dar. Pseudokannibalistische Nahrungsflüsse innerhalb einer funktionellen Gruppe sind durch die halbkreisförmigen Pfeile angedeutet. Die Sedimentationsflüsse sind fett dargestellt. Die benthischen Schichten sind nicht entsprechend ihrer tatsächlichen Dicke eingezeichnet.

Im folgenden wird diese Multiplikation der dynamischen, spezifischen Änderungsrate r mit der Zustandsvariablen Z nicht immer explizit erwähnt.

Die Beschreibung der Prozesse kann an dieser Stelle nur einen Überblick über den Aufbau des Modells geben. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird darauf verzichtet, sämtliche Prozesse als Gleichung darzustellen. Daher wird auch auf eine eineindeutige Bezeichnung sämtlicher Parameter verzichet, da dies die Lesbarkeit der einzelnen Abschnitte deutlich erschweren würde. Der Leser möge die Bedeutung der Bezeichner den jeweiligen Abschnitten entnehmen. Die vollständige Beschreibung der wesentlichen Modellteile findet sich bei Radford (Internal Report, 1996) und Vichi (2002).

5.1 Das pelagische System

Das pelagische System umfasst Zustandsvariablen für die Nährstoffe Ammonium, Nitrat, Phosphat und Silikat, für die Gase Sauerstoff, Kohlendioxid und Stickstoffgas sowie für Detritus und die funktionellen Gruppen des Nahrungsnetzes (Abbildung 5.1).
Das pelagische Nahrungsnetz besteht aus jeweils 4 funktionellen Gruppen für Primärproduzenten und Sekundärproduzenten sowie einer Gruppe für pelagische Bakterien. Die Primärproduzenten werden wie folgt eingeteilt:

- Diatomeen: 20μm - 200μm ESD (equivalent spherical diameter), einzellige Eukaryonten mit silkathaltiger Zellwand
- Flagellaten: 2μm - 20μm ESD, bewegliche einzellige Eukaryonten, z.B. *Phaeocystis*
- Pikophytoplankton: 0.2μm - 2μm ESD, kleinste autotrophe Einzeller, mit Preferenz für Ammonium als Stickstofflieferant
- Dinoflagellaten: 20μm - 200μm ESD, sämtliche größeren Phytoplankter, inklusive unfreßbarer Arten

Für jede dieser Gruppen gibt es Zustandsvariablen für den Kohlenstoff-, den Stickstoff sowie den Phosphatanteil. Für die Gruppe der Diatomeen gibt es zusätzlich eine Zustandsvariable für den Silkatanteil.
Die Sekundärproduzenten sind in folgende Gruppen eingeteilt:

- Heterotrophe Nanoflagellaten: 2μm - 20μm ESD, z.B. Protozoen
- Mikrozooplankton: 20μm - 200μm ESD, Heterotrophes Mikrozooplankton ohne Flagellaten
- Omnivores Mesoplankton: 200μm - einige Zentimeter, z.B. Kopepoden wie *Acartia* und Meroplankton
- Carnivores Mesozooplankton: 200μm - einige Zentimeter, z.B. Anneliden

Die Larvenstadien der mehrzelligen Zooplankter werden im Modell dem Zooplankton der jeweiligen funktionellen Gruppe zugeordnet (Broekhuizen et al., 1995). Die Prädation von Arten innerhalb einer funktionellen Gruppe wird durch Pseudo-Kannibalismus beschrieben. Dieser Prozess stellt einen stabilisierenden Faktor für das Gesamtsystem dar (Kohlmeier und Ebenhöh, 1995).

Primärproduzenten, Mikrozooplankton und heterotrophe Flagellaten haben variable interne Nutrientenverhältnisse. Die Mesozooplanktongruppen haben ein festes C:N:P-Verhältnis nach Redfield (Redfield et al., 1963).

Der mikrobielle Kreislauf („microbial loop“) umfasst Zustandsvariablen für pelagische Bakterien, DOM und leichtabbaubaren Detritus. Diese Gruppen haben jeweils variable Nutrientenverhältnisse.
In dieser Definition des pelagischen Systems stellt das carnivore Mesozooplankton den „Top-Prädator“ dar. Die Verluste, die für die funktionellen Gruppen durch carnivores Mesozooplankton und ihre eigene Mortalität verursacht werden, umfassen vereinfachend auch die Verluste durch Säuger, Seevögel und Fischerei.
Die pelagischen Zustandsvariablen, sowie ihre Modellbezeichner und Einheiten sind in Anhang G in Tabelle G.1 zusammengefasst.
Die funktionellen Gruppen kann man in die drei Hauptgruppen *Primärproduzenten*, *Sekundärproduzenten* und *Destruenten (Bakterien)* einteilen. Diese Gruppen sind als sogenannte Standardorganismen modelliert, wobei die Definition des Organismus im Nahrungsnetz durch die Parameter erfolgt.

5.1.1 Primärproduzenten

Die funktionellen Gruppen für Primärproduzenten werden weitestgehend einheitlich beschrieben. Jeder Primärproduzent wird durch Zustandsvariablen für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphat charakterisiert. Diatomen werden zusätzlich durch eine weitere Zustandsvariable für Silikat beschrieben. Folgende Prozesse beschreiben die Physiologie der Primärproduzenten (Abbildung 5.2):

- Assimilation
- Exudation
- Respiration
- Aufnahme von Nährstoffen
- Lysis
- Verluste durch Sedimentation
- Verluste durch Prädation

Im folgenden werden Terme, die sich nur auf einige funktionelle Gruppen beziehen, in eckigen Klammern dargestellt.

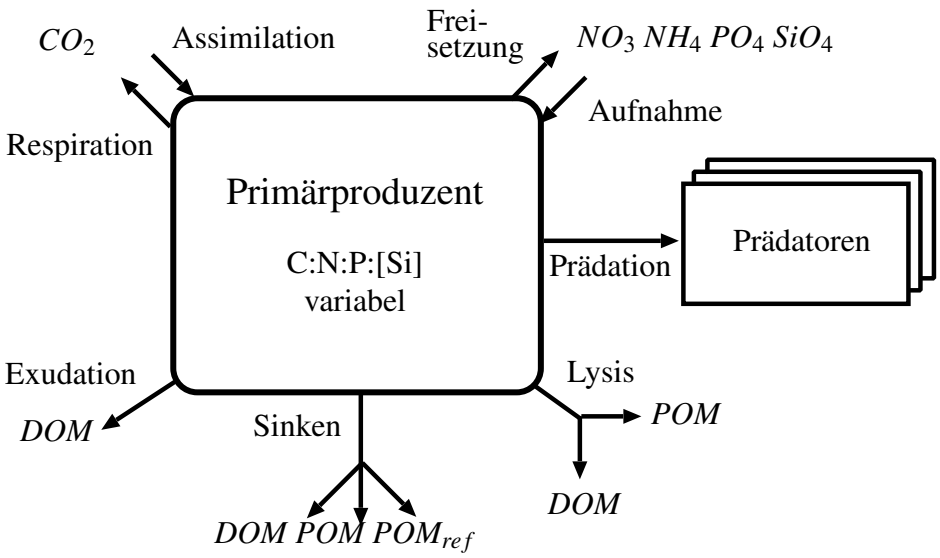

Abbildung 5.2: Diagramm des Modellprimärproduzenten. Dargestellt sind die Prozesse und die Zielgrößen der Prozesse. Die Primärproduktion und Respiration verändert ausschließlich den Kohlenstoffanteil der funktionellen Gruppe. Die Nährstoffaufnahme und Freisetzung sind von der Kohlenstoffdynamik entkoppelt. Die Ausscheidungsprodukte sind von gelöster Form (DOM). Lysis und Sedimentationsprodukte werden je nach Nährstoffstatus dem gelösten organischen Material (DOM) oder partikulärem organischen Material (POM) zugeführt. Diese Aufteilung folgt der Unterscheidung von strukturellen und cytoplasmatischen Zellanteilen. Ein Teil des bei der Sedimentation entstehenden partikulären Materials wird als refraktär (POM_{ref}) angenommen.

Nutrientenabhängige Regulationsfaktoren

Viele Prozesse innerhalb der Zelle hängen vom aktuellen Nutrienten-Kohlenstoffverhältnis ab. Dementsprechend werden im folgenden die im Modell benötigten Regulationsfaktoren beschrieben. Wenn nicht ausdrücklich vermerkt, wird nicht zwischen den verschiedenen Nährstoffen unterschieden. Um nicht mit den Bezeichnern in Konflikt zu geraten, wird für Nährstoff **N** und für Stickstoff N verwendet. Wenn es bei den Faktoren ausdrücklich auf den spezifischen Nährstoff ankommt, so wird für Phosphat ein p, für Stickstoff ein n und für Silikat ein s als Index angehängt.
Das Verhältnis von Nährstoff zu Kohlenstoff innerhalb der Zelle wird nach unten hin dadurch limitiert, dass die strukturellen Anteile der Zellen ein nahezu festes Verhältnis aufweisen. Dieses wird nach Sommer (1994) als die Hälfte des Redfield-Wertes $n^{min} = 0.5\, n^R$ angenommen[2]. Die maximalen Verhältnisse n^{max} sind durch die Speicherkapazität der Zellen begrenzt und betragen in etwa das Zweifache der Redfield-Verhältnisse.

[2]Die atomaren Verhältnisse nach Redfield betragen in etwa C:N:P:Si = 106:15:1:15.

Für Phosphat und Ammonium sind die Regulationsfaktoren der Nutrientenlimitierung durch

$$e_p = min\left(1, max\left(0, \frac{n_p - n_p^{min}}{n_p^R - n_p^{min}}\right)\right), \quad e_n = min\left(1, max\left(0, \frac{n_n - n_n^{min}}{n_n^R - n_n^{min}}\right)\right) \tag{5.2}$$

gegeben.
Da Diatomeen keine Speicherkapazität für Silikat besitzen, ist der Regulationsfaktor e_s für die Silikataufnahme nur von der externen Silikatkonzentration N_s abhängig:

$$e^s = \frac{N_s}{2h_s}\,, \tag{5.3}$$

wobei h_s die Konzentration darstellt, bei der die Wachstumsrate die Hälfte des maximalen Werts annimmt.
Es wird angenommen, dass sämtliche Prozesse Liebig-limitiert ablaufen, so dass für den prozessbestimmenden Nutrientenstatus

$$e^N = min(e_p, e_n) \qquad \text{bzw. für Diatomeen} \qquad e^N = min(e_p, e_n, e_s) \tag{5.4}$$

gilt.

Assimilation

Die Assimilationrate von Kohlenstoff r_{ass} hängt von der bei 10 $°C$ maximal möglichen Assimilationsrate r_{ass_0}, die als Parameter angegeben ist, sowie von Regulationsfaktoren für Licht (e_I) und Temperatur (e_T, siehe 4.44) ab. Für Diatomeen ist die Bruttoprimärproduktion außerdem vom Silikatgehalt des umgebenden Wassers abhängig (e_{Si}).
In Kulturexperimenten konnte gezeigt werden, dass *Phaeocystis* die Vermehrung oberhalb von 20 °C verlangsamt und oberhalb von 25 °C einstellt (Elbrächter et al., 1994). Für Flagellaten, die hauptsächlich durch *Phaeocystis* repräsentiert sind, wird angenommen, dass die Assimilationrate bei hohen Wassertemperaturen absinkt. Der Temperaturfaktor e_T ist dann entsprechend Gleichung 4.45 modifiziert.

$$r_{ass} = r_{ass_0} \cdot e_I \cdot e_T \cdot [e_{Si}] \tag{5.5}$$

Der Lichtregulationsfaktor e_I hängt von der aktuell photosynthetisch verfügbaren Einstrahlung I_0 (Gleichung 4.39) sowie von der optimal verwertbaren Einstrahlung I_{opt}, im folgenden Optimallicht genannt, ab (Abschnitt 5.1.1).

Die Lichtabhängigkeit wird entsprechend Ebenhöh et al. (1997) modelliert, wobei die Mittelung über den Tag, wie sie in ERSEM notwendig ist, entfällt.
Die Einstrahlung I als Funktion der Wassertiefe z ist durch

$$I(z) = I_0\, e^{-\sigma z} \tag{5.6}$$

mit dem Extinktionskoeffizienten σ gegeben. Sei $p(I(z))$ die Produktivität pro Kubikmeter, dann beträgt die über die Wassersäule [0,D] gemittelte lichtabhängige Produktivität

$$prod(I_0) = \frac{1}{D}\int_0^D p(I(z))\, dz\,. \tag{5.7}$$

Als Produktivitätskurve p wird nach Ebenhöh et al. (1997)

$$p(I) = p_0 \frac{2x}{1+x^2}\,, \qquad x = \frac{I}{I_{opt}} \tag{5.8}$$

angenommen, wobei p_0 die maximale Produktivität ist. Für den lichtabhängigen Regulationsfaktor ergibt sich

$$e_I = \frac{prod(I_0)}{p_0}\,. \tag{5.9}$$

Nimmt man an, dass p_0 tiefenunabhängig ist, so ist diese Formulierung unabhängig von der Wahl von p_0. Die Abhängigkeit der Produktivität vom optimalen Licht führt dazu, dass bei plötzlich ansteigender Einstrahlung die Produktivität zunächst fällt, bis sich die Zellen adaptiert haben.

Licht-Adaptation

Algenzellen können sich an wechselnde Lichtbedingungen anpassen. Diese Anpassung braucht normalerweise einige Tage, so dass kurzfristige Schwankungen keinen großen Einfluss haben. Es ist daher davon auszugehen, dass die Zellen sich an der mittleren täglichen Einstrahlung $\overline{I}_0$ orientieren und nicht an den Tag-Nacht-Rhytmus adaptieren. Der Anpassungsprozess wird als einfacher Relaxationsprozess mit der Ratenkonstanten r_I beschrieben, bei dem sich die Algenzellen auf einen Gleichgewichtswert $\tilde{I}_{opt}$ einstellen. Für das Optimallicht I_{opt}, gilt dann

$$\frac{d}{dt} I_{opt} = r_I \left(\tilde{I}_{opt} - I_{opt}\right)\,, \tag{5.10}$$

wobei

$$\tilde{I}_{opt} = max\left(I_{opt}^{min}, \overline{I(D_a)}\right) \tag{5.11}$$

gilt. I_{opt}^{min} ist ein freier Modellparameter, der den Minimalwert angibt, den I_{opt} annehmen kann. Es wird angenommen, dass die Anpassung in der Tiefe D_a erfolgt. Diese ist durch die halbe aktuelle Wassertiefe gegeben und soll maximal 5 m betragen. Die mittlere Einstrahlung, auf die sich die Algenzellen einstellen, beträgt dann

$$\overline{I(D_a)} = \overline{I}_0 \cdot e^{-\sigma D_a} \, . \tag{5.12}$$

Dieser Anpassungsprozess wird für alle pelagischen Algen als gleich angenommen.

Exudation

Die Exudation umfasst die Ausscheidung gelöster Zellanteile. Es wird angenommen, dass die Ausscheidung proportional zur Assimilation ist und vom Nutrientenstatus der Zelle abhängt. Die Exudationsrate r_{exu} beträgt dann

$$r_{exu} = \left(q_{exu_0} + (1 - q_{exu_0})(1 - e^N)\right) \cdot r_{ass} \, , \tag{5.13}$$

wobei q_{exu_0} den Anteil der Assimilation angibt, der ausgeschieden wird, wenn die Nährstoffspeicher der Zelle vollständig gefüllt sind. Ist die Zelle vollständig nährstofflimitiert, wird die gesamte Bruttoassimilation ausgeschieden.

Respiration

Die Respiration setzt sich aus der Basalrespiration und einem von der Assimilation abhängigen Teil zusammen. Die Basalrespirationsrate ist nur von der Temperatur abhängig. Der aktivitätsabhängige Teil umfasst einen festen Anteil des assimilierten Kohlenstoffs abzüglich des Kohlenstoffverlusts durch Lysis:

$$r_{res} = r_{res_0} \cdot e_T + q_{res}\left(r_{ass} - r_{exu}\right) \, , \tag{5.14}$$

r_{res_0} ist die Basalrespirationsrate bei 10 °C.

Lysis

Lysis umfasst sämtliche Prozesse, die zur Zerstörung der Zellmembran bzw. Zellwand führen. In diesem Fall werden sowohl die strukturellen Anteile der Zelle

wie auch das Cytoplasma frei. Es wird angenommen, dass der Nährstoffgehalt der Strukturanteile dem minimal möglichen entspricht und die Strukturanteile bei der Lyse zu partikulärem organischen Material werden. Das Cytoplasma mit seinem variablen Nährstoffgehalt wird größtenteils zu gelöstem organischen Material. Sind die Zellen vollständig nährstofflimitiert, werden die gesamten Lysisprodukte zu partikulärem organischen Material. Der Anteil, der zu partikulärem organischen Material wird, beträgt

$$q_{part} = min(1, \frac{n_p^{min}}{n_p}, \frac{n_n^{min}}{n_n}) \,, \tag{5.15}$$

der verbleibende Teil wird zu gelöstem organischen Material. Die Lysisrate nimmt mit Stress durch Nährstoffmangel zu und beträgt

$$r_{lys} = r_{lys_0} \cdot \frac{h_N}{e_N + h_N} \,, \tag{5.16}$$

wobei r_{lys_0} die konstante spezifische maximale Lysisrate und h_N der Halbsättigungswert ist. Für Dinoflagellaten wird eine zusätzliche, dichteabhängige Mortalität angenommen. Diese begründet sich durch Abschattung der Zellen untereinander und durch lokale Nährstofflimitierung in unmittelbarer Umgebung der Zellen.
Nährstoffe werden analog zur Kohlenstoffdynamik je nach Nutrientenverhältnis zu DOM oder Detritus. Silikat wird ausschliesslich zu Detritus.

Nutrientenaufnahme

Nach Droop (1973) hängt die Wachstumsrate von Phytoplankton von der internen Nutrientenkonzentration in der Zelle ab. Daher wird die Aufnahme von Nährstoffen unabhängig von der Kohlenstoffassimilation modelliert. Die Aufnahme von Nutrienten ist somit unabhängig von der photosynthetischen Aktivität der Zelle, hängt aber sowohl vom internen Verhältnis als auch von der externen Nutrientenkonzentration ab. Es werden zwei voneinander unabhängige Aufnahmeraten $f_{up_{ext}}$ und $f_{up_{int}}$ bestimmt, wobei die tatsächliche dann der kleineren entspricht. Geht man davon aus, dass die Zelle quasi „leer“ ist, d.h. dass sie nur aus Strukturelementen besteht und ihr aktuelles **N**:C-Verhältnis minimal ist, dann ist die Aufnahmerate proportional zur externen Konzentration des betrachteten Nährstoffs **N**[3] mit einer

[3]Bei Stickstoff wird angenommen, dass die Zellen sowohl Ammonium als auch Nitrat aufnehmen können, wobei je nach funktioneller Gruppe eine Präferenz für Ammonium besteht. Diese Präferenz ist durch die unterschiedliche Permeabilität der Zellmembranen bedingt.

Proportionalitätskonstanten λ, die die spezifischen Permeablititätseigenschaften der Zellmembran wiederspiegelt (Aksnes und Egge, 1991):

$$r_{up_{ext}} = \lambda \cdot \mathbf{N} \,. \tag{5.17}$$

Bei der internen Aufnahmerate wird die Kompensation der aktuellen Nettoproduktion und die potentielle Aufnahme, um den Nährstoffspeicher zu füllen, berücksichtigt:

$$r_{up_{int}} = r_{ass_{net}} n_{max} + r\,(n_{max} - n) \;, \tag{5.18}$$

mit der maximalen spezifischen Regenerationsrate r, dem maximalen **N**:C-Verhältnis n_{max} und dem aktuellen **N**:C-Verhältnis n der Zelle und der spezifischen Nettokohlenstoffassimilationsrate

$$r_{ass_{net}} = r_{ass} - r_{resp} - r_{exu} - r_{lys} \,. \tag{5.19}$$

Die Aufnahme von Silikat durch Diatomeen ist direkt von der spezifischen Nettoassimilation abhängig, da die Zellen keine Möglichkeit zur Speicherung von Silikat besitzen.

Verluste durch Sedimentation

Viele Phytoplanktonarten verlieren mit zunehmendem Nutrientenstress die Fähigkeit, sich in der Wassersäule in der Schwebe zu halten. Dieses ist insbesondere bei der Limitierung von Diatomeen durch Silikatmangel und bei der Limitierung von Dinoflagellaten durch Nitrat der Fall (Varela et al., 1995). Daher wird zusätzlich zu einer festen Sedimentationsrate eine vom Nutrientenverhältnis abhängige Sinkgeschwindigkeit für Diatomeen und Dinoflagellaten angenommen. Dies führt letztlich dazu, dass der sedimentierende Anteil von der aktuellen Wassertiefe abhängt. Somit gewinnt dieser Prozess mit abnehmender Wassertiefe zunehmend an Bedeutung. Hohe Turbidität im Wasser wirkt dem Absinken entgegen. Daher wird die Sinkgeschwindigkeit v als Funktion des Nutrientenstatus und der Turbulenz (Abschnitt 4.3.2) bestimmt:

$$v = (v_0 + v_{max} \cdot max(0, n_{low} - n)) \cdot (1 - e_{turb}) \;, \tag{5.20}$$

wobei v_0 die feste Sedimentationsgeschwindigkeit unabhängig vom Nutrientenstatus, v_{max} die maximale Sinkgeschwindigkeit bei Nutrientenlimitierung und e_{turb} ein Regulationsfaktor ist, der den Grad der Turbulenz angibt (Abschnitt 4.3.2). n ist das aktuelle **N**:C-Verhältnis und n_{low} das Verhältnis, unterhalb dessen der Sedimentationsprozess einsetzt. Die sedimentierten Zellen werden zum größten Teil zu leichtabbaubarem benthischem Detritus, ein kleiner Teil wird zu gelöstem organischem benthischem Material bzw. zu refraktärem benthischem Detritus.

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten und der Prädationsmatrix in Anhang G.3. Sie werden in Abschnitt 5.1.2 beschrieben.

Chlorophyll-a

Zum Vergleich der Abundanzen mit Messwerten wird der Kohlenstoffgehalt in Chlorophyll-a umgerechnet. Es wird angenommen, dass das Chlorophyll-a-zu-Kohlenstoff-Verhältnis konstant ist. Für Diatomeen wird ein Verhältnis von 1:25, für alle anderen Gruppen von 1:50 angenommen.

5.1.2 Sekundärproduzenten

Zu den Sekundärproduzenten zählen die zwei funktionellen Gruppen des Mikrozooplanktons sowie die zwei Gruppen des Mesozooplanktons. Ein wesentlicher Unterschied zwischen Mikrozooplankton und Mesozooplankton im Modell besteht darin, dass für das Mikrozooplankton ein variables C:N:P-Verhältnis angenommen wird. Die Sekundärproduzenten werden durch folgende Prozesse beschrieben (Abbildung 5.3):

- Prädation
- Assimilation, Exkretion, Exudation und Mortalität
- Respiration
- Ausscheidung überschüssiger Nährstoffe

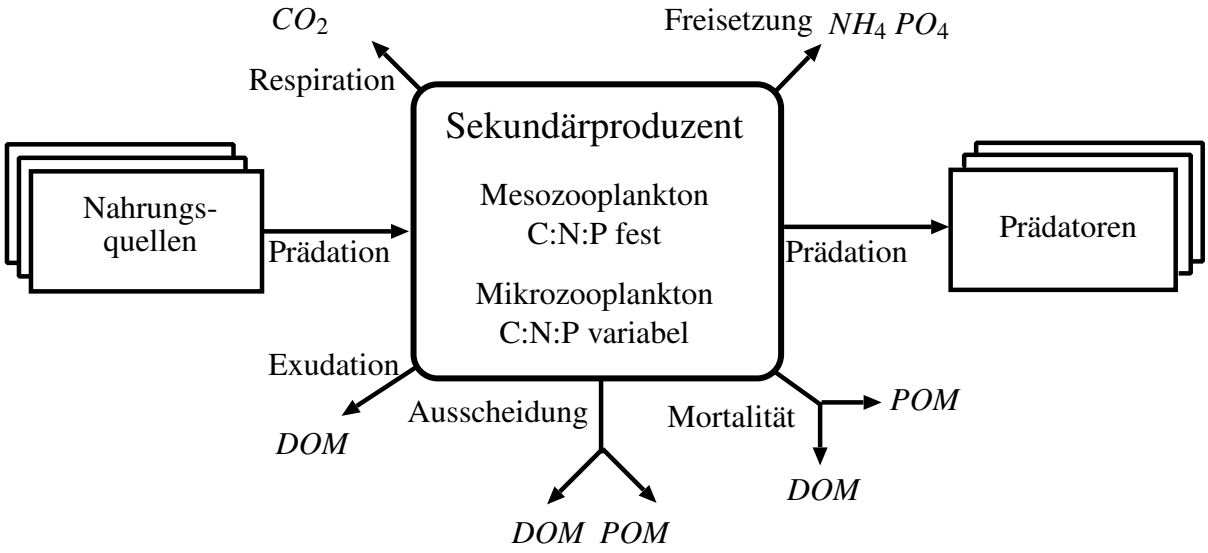

Abbildung 5.3: Diagramm der Modellsekundärproduzenten. Für Mikrozooplankton ist das C:N:P-Verhältnis variabel, für Mesozooplankton wird im Modell ein festes Verhältnis angenommen. Dargestellt sind die Prozesse und die Zielgrößen der Prozesse. Die Respiration verändert ausschliesslich den Kohlenstoffanteil der funktionellen Gruppe. Die Exudationsprodukte sind von gelöster Form (DOM). Defäkations- und Mortalitätsprodukte werden mit einem festen Verhältnis dem gelöstem organischen Material (DOM) oder dem partikulärem organischen Material (POM) zugeführt. Die Freisetzung von Nährstoffen bei Mesozooplankton stellt sicher, dass das feste C:N:P-Verhältnis erhalten bleibt.

Mikrozooplankton

Prädation

Die Prädationsrate des Mikrozooplanktons hängt von der Temperatur und der zur Verfügung stehenden Nahrungsmenge ab. Die Abhängigkeit von der zur Verfügung stehenden Nahrungsmenge entspricht einer Holling Typ II Antwort (Lampert und Sommer, 1993). Die Prädation von Kohlenstoff ist durch

$$r_{pred} = r_{pred_0} \cdot e_T \cdot \frac{F_c}{F_c + F_c^h} \tag{5.21}$$

gegeben, wobei r_{pred_0} die maximale Aufnahmerate, e_T der Temperaturfaktor nach (4.44), F_c die gesamte zur Verfügung stehende Nahrung und F_c^h die Halbsättigungskonstante ist. Der Index c kennzeichnet den Kohlenstoffanteil der Nahrung.

Die Nahrungsmenge F_c setzt sich aus den einzelnen Nahrungsquellen nach Tabelle G.3 zusammen. Sei X_i der Kohlenstoffanteil der i-ten Nahrungsquelle, so ist durch

$$F_c = \sum_i q_i \cdot e_i \cdot X_i \tag{5.22}$$

die gesamte potentielle Nahrung gegeben. Hierbei ist q_i der Präferenzfaktor des Zooplanktons für diese i-te Nahrungsquelle nach Tabelle G.3[4]. Für Mikrozooplankton wird angenommen, dass Nahrungsquellen größerer Abundanz überproportional bevorzugt assimiliert werden. Der Regulationsfaktor e_i für die Nahrungsdichte in Michalis-Menten-Form stellt dies sicher. Bei der Nahrungsdichte X_i^h sinkt die Präferenz auf die Hälfte:

$$e_i = \frac{X_i}{X_i + X_i^h} \, . \tag{5.23}$$

Die Stickstoff-, Phosphat- und Silikatanteile[5] der Nahrung werden entsprechend dem aktuellen Nutrientenverhältnis der Nahrungsquelle aufgenommen.

Assimilation, Exkretion, Exudation und Mortalität

Es wird angenommen, dass ein konstanter Anteil der aufgenommenen Nahrung assimiliert wird und der verbleibende Teil ausgeschieden bzw. veratmet wird. Die Nettoassimilationsrate beträgt somit

$$r_{pred_{net}} = q_{pred} \cdot r_{pred} \, , \tag{5.24}$$

und die Exkretionsrate beträgt

$$r_{excr} = q_{excr} \cdot (1 - q_{pred}) \cdot r_{pred} \, , \tag{5.25}$$

wobei q_{excr} den Anteil angibt, der ausgeschieden wird und $(1 - q_{excr})$ den Anteil angibt, der veratmet wird (Gleichung 5.28). Die Exkretionsprodukte werden in festem Verhältnis zu gelöstem Material bzw. zu Detritus. Die Mortalitätsrate unterteilt sich in einen konstanten natürlichen Mortalitätsanteil r_{mort_0} und einen Anteil, der von der aktuellen Sauerstoffsättigung des Wassers (Gleichung 4.3.5) abhängt:

$$r_{mort} = r_{mort_0} + r_{mort_{O_2}} (1 - e_{O_2}) \, , \tag{5.26}$$

[4] Der Übersichtlichkeit halber wird hier auf weitere Indizes verzichtet.
[5] Silikat wird nur formal aufgenommen und wieder vollständig ausgeschieden.

mit

$$e_{O_2} = \frac{O_{SAT}}{O_{SAT} + O_{SAT}^h} \,. \tag{5.27}$$

Der Regulationsfaktor e_{O_2} für die sauerstoffabhängige Mortalitätsrate $r_{mort_{O_2}}$ ist von der relativen Sauerstoffsättigung O_{SAT} abhängig . Hierbei ist O_{SAT}^h die Sättigung, bei der die sauerstoffabhängige Mortalität die Hälfte des Maximalwerts erreicht.
Die Ausscheidung von Nährstoffen erfolgt entsprechend des aktuellen **N**:C-Verhältnisses der betrachteten Mikrozooplanktongruppe proportional zur Kohlenstoffausscheidung.

Respiration

Die Respiration des Zooplanktons setzt sich aus der Basalrespiration und einem aktivitätsabhängigen Anteil zusammen. Die Basalrespiration mit der Basalrespirationsrate r_{resp_0} bei 10 °C hängt von der Temperatur ab. Die aktivitätsabhängige Respirationsrate des Mikrozooplanktons ergibt sich aus der Exkretionsrate: (5.25)

$$r_{resp} = r_{resp_0} \cdot e_T + (1 - q_{excr}) \cdot (1 - q_{pred}) \cdot r_{pred} \,. \tag{5.28}$$

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten und der Prädationsmatrix in Anhang G.3. Sie werden bei den einzelnen Prädatoren beschrieben.

Mesozooplankton

Prädation

Die Prädationsrate des Zooplanktons hängt von der Temperatur und der zur Verfügung stehenden Nahrungsmenge ab. Die Aufnahmerate wird dadurch bestimmt, dass die Organismen ein bestimmtes Volumen v pro Zeiteinheit und Masse nach Nahrung durchsuchen (v in $\mathrm{m}^3/(\mathrm{mg\,C.d})$) und dass sie eine gewisse Zeit τ zur Nahrungsaufnahme benötigen (handling time). Sowohl die „handling time“ als auch das Suchvolumen hängt von der Temperatur und der Jahreszeit ab (Broekhuizen et al., 1995). Im Modell wird nur die Temperaturabhängigkeit berücksichtigt. Details hierzu finden sich bei Broekhuizen und Bryant (1996). Die maximale Aufnahmerate

beträgt

$$r_{pred_0} = \frac{1}{\tau} , \tag{5.29}$$

und der Halbsättigungswert F_c^h für die Holling Typ II Antwort der Prädation

$$F_c^h = \frac{r_{pred_0}}{v} . \tag{5.30}$$

Die Gleichung für die Prädationsrate hat dann die Form (vgl. Gleichung 5.21)

$$r_{pred} = r_{pred_0} \cdot e_T \cdot \frac{F_c}{F_c + F_c^h} , \tag{5.31}$$

wobei e_T der Temperaturfaktor nach Gleichung 4.44, F_c die gesamte zur Verfügung stehende Nahrung und F_c^h die Halbsättigungskonstante ist. Der Index c kennzeichnet den Kohlenstoffanteil der Nahrung.
Die Nahrungsmenge F_c setzt sich aus den einzelnen Futterquellen nach G.3 wie folgt zusammen. Sei X_i der Kohlenstoffanteil der i-ten Nahrungsquelle, so ist durch

$$F_c = \sum_i q_i \cdot X_i \tag{5.32}$$

die gesamte potentielle Nahrung gegeben. Hierbei ist q_i der Präferenzfaktor des Zooplanktons für diese i-te Nahrungsquelle nach Anhang G.3. Für Mesozooplankton wird angenommen, dass die Nahrungsaufnahme proportional zur jeweiligen Dichte der Beuteart ist. Diese Annahme ist aufgrund der hohen Artendiversität realistisch (Broekhuizen et al., 1995).
Die Stickstoff-, Phosphat- und Silikatanteile[6] der Nahrung werden entsprechend dem aktuellen Nutrientenverhältnis der Nahrungsquelle aufgenommen.

Exkretion, Exudation und Mortalität

Für Mesozooplankton wird angenommen, dass ein Teil des aufgenommenen Materials in gelöster Form, ein Teil in Form von „fecal pellets“ ausgeschieden und ein Teil veratmet wird. Der Unterschied zum Mikrozooplankton besteht darin, dass die Exkretionsrate und die Respirationsrate unabhängig voneinander sind. Die Exkretionsrate beträgt

$$r_{excr} = q_{dil} \cdot r_{pred} + q_{fec} \cdot r_{pred} , \tag{5.33}$$

[6] siehe Fußnote 5 auf Seite 55.

wobei q_{dil} den Anteil angibt, der in gelöster Form ausgeschieden wird und q_{fec} den Anteil, der in Form von fecal pellets, also in partikulärer Form ausgeschieden wird. Im Modell sind die Anteile q_{dil} und q_{fec} von der jeweiligen Substanz (C,N,P,Si) abhängig.
Die Mortalitätsrate ist von der Wassertemperatur abhängig und beträgt

$$r_{mort} = r_{mort_0} \cdot e_T \ . \tag{5.34}$$

Hierbei ist r_{mort_0} die Mortalitätsrate bei 10 °C Wassertemperatur und e_T der Temperaturregulationsfaktor nach Gleichung 4.44.
Die Ausscheidung von Nährstoffen erfolgt bei der Mortalität entsprechend des festen **N**:C-Verhältnisses der betrachteten Mesozooplanktongruppe proportional zur Kohlenstoffausscheidung.

Respiration

Die Respiration des Zooplanktons setzt sich aus der Ruherespiration und einem aktivitätsabhängigen Anteil zusammen. Die Ruherespiration mit der Ruherespirationsrate r_{resp_0} bei 10 °C hängt von der Temperatur ab. Die aktivitätsabhängige Respirationsrate des Mesozooplanktons hängt direkt von der Bruttoaufnahme ab:

$$r_{resp} = r_{resp_0} \cdot e_T + q_{resp} \cdot r_{pred} \ . \tag{5.35}$$

Die Ausscheidung von Nährstoffen in Zusammenhang mit der Respiration wird im Modell durch substanzabhängige Parameter r_{resp_0} und q_{resp} erreicht.

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten und der Prädationsmatrix in Anhang G.3. Sie werden bei den einzelnen Prädatoren beschrieben.

Ausscheidung überschüssiger Nährstoffe

Mesozooplankton hat per Definition ein festes **N**:C- Verhältnis. Daher werden überschüssige Nährstoffe, die zur Verletzung dieses Verhältnisses führen, ausgeschieden. Dieser Prozess ist eher technischer Natur. Er ist detailliert bei Vichi (2002) beschrieben.

5.1.3 Bakterien und Detritus

Die Gruppe der pelagischen Bakterien umfasst sämtliche heterotrophen Arten, die gelöstes organisches Material und Detritus zersetzen können. Die Zersetzungsprozesse können dabei aerober oder anaerober Natur sein. In der aktuellen Modellversion wird nicht zwischen frei im Wasser schwimmenden und an Substrat gebundenen Bakterien unterschieden. Bakterien, DOM und Detritus haben im Modell variable C:N:P-Verhältnisse. Die Bakterien werden durch folgende Prozesse beschrieben (Abbildung 5.4):

- Detritusaufnahme
- Respiration
- Aufnahme und Ausscheidung von Nährstoffen

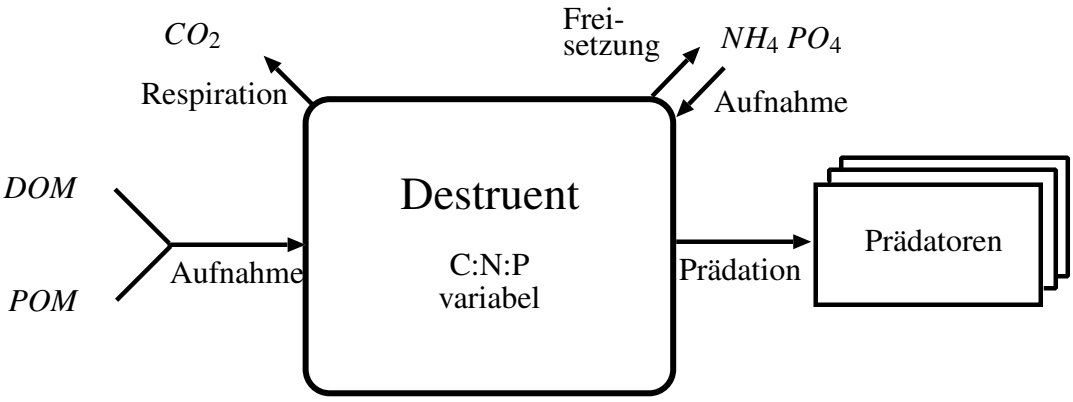

Abbildung 5.4: Diagramm des Modelldestruenten. Für Destruenten ist das C:N:P-Verhältnis variabel. Dargestellt sind die Prozesse und die Zielgrößen der Prozesse. Die Respiration verändert ausschliesslich den Kohlenstoffanteil der funktionellen Gruppe. Destruenten nehmen sowohl gelöstes als auch partikuläres organisches Material auf, wobei die Umsetzungrate des gelösten Materials deutlich höher ist. Ist der Nährstoffanteil des Detritus zu schlecht, können die Bakterien zusätzlich anorganische Nährstoffe aufnehmen.

Assimilation

Die Aufnahme von Substrat hängt entweder von der maximalen Aufnahmerate bei den aktuellen Umweltbedingungen oder von dem aktuellen Angebot an Substrat ab. Die Aufnahmerate, die sich bei Überangebot von Substrat ergibt, beträgt

$$r_{upt_{int}} = r_{upt_0} \cdot e_{O_2} \cdot e_T \ , \tag{5.36}$$

wobei r_{upt_0} die maximale Aufnahmerate bei 10 °C und e_T der Temperaturregulationsfaktor nach Gleichung 4.44 ist. Der Regulationsfaktor e_{O_2} beschreibt die Abhängigkeit der Aktivität von der relativen Sauerstoffsättigung O_{SAT} nach Gleichung 5.27. Diese Aufnahmerate wird nur erreicht, wenn genügend Substrat zur Verfügung steht. Es wird angenommen, dass die gesamte Menge an gelöstem organischen Kohlenstoff, *DOC* und ein Teil des Detritus POC^{up} aufgenommen werden kann. Der Anteil an Detritus, der als Substrat verwertet werden kann, ist vom Nährstoffgehalt des Detritus abhängig. Die substratabhängige Aufnahmerate beträgt dann

$$r_{upt_{ext}} = \frac{DOC + POC^{up}}{B_c} \; . \tag{5.37}$$

Hierbei ist B_c der Kohlenstoffanteil der aktuellen Bakterienbiomasse. Die kleinere der beiden Raten bestimmt dann die tatsächliche Aufnahmerate r_{upt}:

$$r_{upt} = min(r_{upt_{int}}, r_{upt_{ext}}) \; . \tag{5.38}$$

Respiration

Die Respiration der Bakterien wird in einen Basalrespirationsanteil und einen aktivitätsabhängigen Anteil aufgeteilt. Die Basalrespiration hängt von einer konstanten maximalen Respirationsrate und der Temperatur ab. Die aktivitätsabhängige Respirationrate hängt von der Aufnahmerate r_{upt} ab. Hierbei wird unterschieden, inwieweit die bakterielle Aktivität eher aerob oder eher anaerob abläuft. In Abhängigkeit von der Sauerstoffsättigung des Wassers, wird die Zusammensetzung der funktionellen Gruppe interpretiert. Hierbei wird berücksichtigt, dass der anaerobe Abbau von organischem Material mehr Energie kostet als der aerobe, so dass für den anaeroben Abbau eine geringe Effizienz und somit ein höherer Respirationanteil angenommen wird. Die Respirationsrate beträgt somit

$$r_{resp} = r_{resp_0} \cdot e_T + (1 - q_{ox} \cdot O_{SAT} - q_{anox} \cdot (1 - O_{SAT})) \cdot r_{upt} \; . \tag{5.39}$$

Hierbei ist q_{ox} die bakterielle Effizienz bei hoher Sauerstoffsättigung und q_{anox} die Effizienz bei niedriger Sauerstoffsättigung.

Nutrientenaufnahme

Die Aufnahme von Phosphat und Ammonium aus Detritus erfolgt proportional zum Kohlenstoffffluss. Ist das aktuelle zelluläre Nutrientenverhältnis größer als das maximale, so werden Phosphat und Ammonium an das Wasser abgegeben. Ist das aktuelle Verhältnis kleiner als der physiologisch angenommene Wert, so nehmen die Zellen die Nährstoffe aus dem Wasser auf. Diese Aufnahme wird durch eine Michaelis-Menten-Dynamik beschrieben. Die Bakterien konkurrieren in diesem Fall mit dem Phytoplankton um Nährstoffe.

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten und der Prädationsmatrix in Anhang G.3. Sie werden bei den einzelnen Prädatoren beschrieben.

Silikatregeneration

Die Regeneration von Silikat im Pelagial ist mit einer konstanten Rate proportional zum Silikatanteil im Detritus.

Nitrifikation

Der Prozess der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat unter Bindung von Sauerstoff ist chemisch durch die Gleichung

$$(NH_4^+ + OH^-) + 2\,O_2 \longrightarrow (NO_3^- + H^+) + 2\,H_2O \tag{5.40}$$

beschrieben. Im Modell wird eine temperaturabhängige (Gleichung 4.44) Nitrifikationsrate angenommen.

5.1.4 Sedimentation von Detritus

Ein Teil des partikulären Detritus sedimentiert mit einer von der Wassertiefe und von der Strömungsgeschwindigkeit abhängigen Sinkgeschwindigkeit v_{sed}:

$$v_{sed} = v_{sed_0} \cdot (1 - e_{turb})\ . \tag{5.41}$$

Ein geringer Teil des sedimentierten Detritus wird zu benthischem refraktärem Detritus, der größte Teil wird zu leicht-abbaubarem benthischem Detritus.

Der normierte Regulationsfaktor e_{turb} ist in Abschnitt 4.3.2 beschrieben. Der Regulationsfaktor nimmt mit wachsender Geschwindigkeit und fallender Wassertiefe zu, so dass die Sedimentationsgeschwindigkeit bei geringer Strömungsgeschwindigkeit und großer Wassertiefe am größten ist.

5.2 Das benthische System

Das Benthal stellt mit seiner Speicherfähigkeit und dem Abbau des sich ablagernden Detritus die wichtigste Nutrientenquelle des Wattenmeeres dar. Die Bedeutung der Austauschprozesse wie Sedimentation und Diffusion zwischen Pelagial und Benthal nimmt mit abnehmender Wassertiefe zu (Ebenhöh et al., 2004).
Die wesentlichen im Modell berücksichtigten Prozesse im benthischen System sind die Ein- und Ablagerung organischen Materials aus dem Pelagial und der Kreislauf von Kohlenstoff und den Nutrienten Ammonium, Nitrat, Phosphat und Silikat innerhalb des benthischen Nahrungsnetzes. Weiterhin werden die diagenetischen Prozesse dieser Nährstoffe im Porenwasser berücksichtigt. Hierbei wird die Vertikalstruktur innerhalb der obersten 30 cm des Sediments implizit berücksichtigt.
Das benthische Nahrungsnetz (Abbildung 5.1) besteht aus zwei funktionellen Gruppen für benthische Primärproduzenten,

- Benthische Diatomeen: alle Silikat-abhängigen Primärproduzenten, die auf oder im Sediment leben[7] und
- Benthische Nicht-Diatomeen: alle nicht Silikat-abhängigen Primärproduzenten, die auf oder im Sediment leben, insbesondere Cyanobakterien,

zwei funktionellen Gruppen von an der Oberfläche lebenden Organismen sowie drei funktionellen Gruppen von Prädatoren, die innerhalb des Sediments leben,

- Epibenthische Prädatoren: alle großen beweglichen Organismen an der Sedimentoberfläche wie z.B. Krustazeen (Megabenthos),
- Sedimentfresser: innerhalb des Sediments lebende Organismen, die Detritus und kleinere Organismen der meiobenthischen Gruppe fressen (z.B. Polychaeten wie *Arenicola marina* und *Lanice conchilega*),
- Filtrierer: alle wenig beweglichen Organismen an der Sedimentoberfläche, die das sie umgebende pelagische Wasser filtrieren (z.B. Mollusken),
- Meiobenthos: kleine Organismen ($< 1\,\mathrm{mm}$), die sich hauptsächlich von Bakterien ernähren (z.B. Protozoen),
- benthische Prädatoren: carnivore Organismen mittlerer Größe, die im Bereich der sauerstoffhaltigen Schicht agieren

sowie aeroben und anaeroben Bakterien.

[7] Im Modell wird das Aufwirbeln benthischer Algen und die Besiedelung des Benthos mit pelagischen Algen vernachlässigt.

Die benthischen Primärproduzenten haben im Modell ein variables C:N:P:[Si]-Verhältnis, alle Sekundärproduzenten haben ein festes C:N:P-Verhältnis.
Der mikrobielle Kreislauf umfasst gelöstes organisches Material (DOM), leichtabbaubaren Detritus, refraktären Detritus, sowie aerobe und anaerobe, nitratreduzierende Bakterien. Während das organische Material und Detritus auch hier mit variablem C:N:P:[Si]-Verhältnis angenommen werden, behalten die Bakterien ihr C:N:P-Verhältnis bei.
Der Detritusabbau und die Nährstofffreisetzung sind von besonderer Bedeutung. Um diese Prozesse richtig zu beschreiben, wird die Vertikalstruktur des Sediments im Modell implizit berücksichtigt. Dazu wird das modellierte Sediment (die oberen 30 cm) in drei Schichten mit beweglichen Horizonten aufgeteilt (Abbildung 5.5):

- oxische Schicht: oberste Schicht (einige Millimeter), die molekularen Sauerstoff enthält und in der Nitrifikation stattfindet,
- Denitrifikationsschicht: mittlere Schicht (einige Millimeter bis wenige Zentimeter), die Sauerstoff nur in Form von Nitrat enthält und in der die Energiegewinnung über Denitrifikation abläuft und
- anoxische Schicht: untere Schicht (einige Zentimeter) in der Sulfat-Reduzierung auftritt[8]

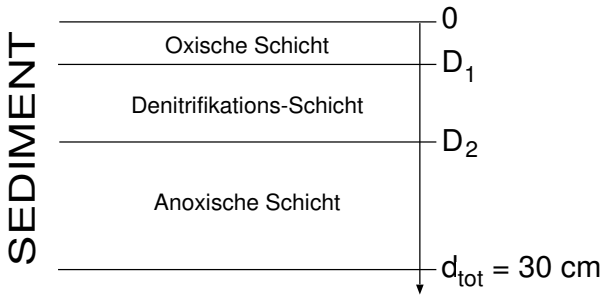

Abbildung 5.5: Die Schichteinteilung des Sediments. Die Schichtdicken sind nicht maßstabsgerecht und im Modell dynamisch. Die oxische Schicht ist im Durchschnitt wenige Millimeter dick, die Denitrifikationsschicht wenige Zentimeter. Die Gesamtdicke des Modellsediments beträgt 30 cm.

In diesen Schichten leben unterschiedliche Destruenten:

- aerobe Bakterien,
- anaerobe nitratreduzierende Bakterien,
- anaerobe sulfatreduzierende und methanogene Bakterien.

[8] Streng genommen zählt auch die Denitrifikationsschicht per Definition zum anoxischen Bereich. Im ERSEM-Modell wird aber nur der Bereich, in dem kein Nitrat mehr vorliegt, als anoxisch bezeichnet.

Die letzten beiden sind im Modell in der Gruppe der anaeroben Bakterien zusammengefasst.
Die Horizonte der benthischen Schichten werden massgeblich durch die Prozesse *Bioturbation* und *Bioirrigation* beeinflusst: Durch biologische Aktivitäten („Umgraben“ des Sediments, Ausscheiden in tiefen Schichten) wird einerseits Detritus in tiefere Schichten transportiert, andererseits werden aber auch die effektiven Diffusionskonstanten verändert, sodass gelöste Stoffe schneller in das freie Wasser gelangen und Sauerstoff besser aus dem freien Wasser in das Sediment gelangt.

Die Prozessbeschreibungen der funktionellen Gruppen sowie des mikrobiellen Kreislaufs stimmen im wesentlichen mit dem von Ebenhöh et al. (1995) beschriebenen und von Blackford (1997) weiterentwickelten Modell überein. Um das Modell den Gegebenheiten im Watt anzupassen, wurden zusätzliche funktionelle Gruppen für benthische Diatomeen und Nicht-Diatomeen hinzugefügt. Die Prozessbeschreibung orientiert sich an der Beschreibung für pelagische Primärproduzenten und an dem von Blackford (2002) vorgeschlagenen Modell. Die Nährstoffdynamik und die dynamische Modellierung der Horizonte werden durch die Prozesse des vereinfachten Nutrientenmodells von Ebenhöh et al. (1996) beschrieben.
Die benthischen Zustandvariablen, sowie ihre Modellbezeichner und Einheiten sind in Anhang G in Tabelle G.2 zusammengefasst.
Die benthischen Organismen werden in die Module Primärproduzenten, Sekundärproduzenten und Destruenten unterteilt. Die funktionellen Gruppen der jeweiligen Module unterscheiden sich dabei vornehmlich durch die Parametrisierung.

5.2.1 Benthische Primärproduzenten

Die benthischen Primärproduzenten sind in Anlehnung an die pelagischen Primärproduzenten modelliert. Ein ähnliches Modell wird von Blackford (2002) für das Gebiet der Adria beschrieben. Der Vollständigkeit halber werden die Prozesse an dieser Stelle noch einmal aufgeführt. Die benthischen Primärproduzenten werden durch folgende Prozesse beschrieben:

- Assimilation
- Exudation
- Respiration
- Aufnahme von Nährstoffen
- Lysis
- Verluste durch Prädation

Die benthischen Diatomeen sowie die nicht-silikatabhängigen benthischen Algen werden im Modell als zwei getrennte funktionelle Gruppen behandelt, im Nahrungsnetz jedoch nicht unterschieden und als benthische Algen bezeichnet.

Assimilation

Die Assimilationrate von Kohlenstoff r_{ass} hängt von der bei 10 °C maximal möglichen Assimilationsrate r_{ass_0}, die als Parameter angegeben ist, von Regulationsfaktoren für Licht (e_I), Temperatur (e_T, Gleichung 4.44) und Silikatgehalt des umgebenden Porenwassers e_{Si} (Abschnitt . 5.1.1) ab:

$$r_{ass} = r_{ass_0} \cdot e_I \cdot e_T \cdot e_{Si}. \tag{5.42}$$

Für benthische Algen konnte Watermann et al. (1999) in Laborexperimenten zur Konkurrenz zwischen benthischen Cyanobakterien und Diatomeen zeigen, dass bei Temperaturen von 10 °C und 20 °C die benthischen Diatomeen (*Nitzschia sp.*) und bei 25 °C die Cyanobakterien (*M. chthonoplastes*) dominieren. Es wird angenommen, dass durch hohe Wassertemperaturen die photosynthetische Aktivität inhibiert wird. Hierzu wird für den Temperaturfaktor e_T der in Gleichung 4.45 beschriebene funktionale Zusammenhang angenommen.
Die Lichtabhängigkeit ist wie in Abschnitt 5.1.1 beschrieben modelliert. Es wird angenommen, dass sich die benthischen Algen bei Trockenfall an der Sedimentoberfläche befinden und sich bei Flut einige Millimeter in das Sediment eingraben Asmus et al. (1994). Die Produktivität wird also für den trockengefallenen Anteil $(1 - q_{wet})$ der Box entsprechend der photosynthetisch nutzbaren Einstrahlung I_0 an der Sedimentoberfläche (vgl. 4.3.1) bestimmt und für den überfluteten Anteil q_{wet} entsprechend der Tiefe der Wassersäule z und der Eindringtiefe D ins Sediment. Der Extinktionskoeffizient σ für die Wassersäule wird wie in 4.3.3 beschrieben angenommen. Die Eindringtiefe D ins Sediment sowie der Extinktionskoeffizient im Sediment σ_D sind durch Parameter beschrieben (Tabelle G.13).
Als Produktivitätskurve p wird wie bei pelagischen Algen (Abschnitt 5.1.1)

$$p(I) = p_0 \frac{2x}{1+x^2}, \qquad x = \frac{I}{I_{opt}} \tag{5.43}$$

angenommen, wobei p_0 die maximale Produktivität ist.
Die mittlere Produktivität $prod(I_0)$ wird nun aus der sich bei Trockenfall ergebenden Produktivität und der Produktivität bei der mittleren aktuellen Wassertiefe z in

der Box bestimmt. Diese Werte werden entsprechend der Trockenfallfläche gewichtet und gemittelt:

$$prod(I_0) = p_0 \cdot \left(\frac{2x}{1+x^2} \cdot (1 - q_{wet}) + \frac{2y}{1+y^2} \cdot q_{wet} \right) \tag{5.44}$$

mit

$$x = \frac{I_0}{I_{opt}} \qquad \text{und} \qquad y = \frac{I_0 \cdot e^{-\sigma z} \cdot e^{-\sigma_D D}}{I_{opt}}.$$

Für den lichtabhängigen Regulationsfaktor ergibt sich

$$e_I = \frac{prod(I_0)}{p_0}. \tag{5.45}$$

Licht-Adaptation

Wie pelagische Primärproduzenten passen sich die benthischen Algen den gegebenen Lichtverhältnissen an. Die Anpassungstiefe nach Abschnitt 5.1.1 ist die mittlere aktuelle Wassertiefe der Box. Hier wird ebenfalls berücksichtigt, dass der Anteil $(1 - q_{wet})$ (4.6) der Box trockenfällt.

Die mittlere Einstrahlung zur Bestimmung der optimalen Einstrahlung nach (5.12) beträgt für benthische Diatomeen

$$\overline{I(D_a)} = \overline{I}_0 \cdot \left(e^{-\sigma D_a} \cdot q_{wet} + (1 - q_{wet}) \right). \tag{5.46}$$

Exudation

Die Exudation umfasst die Ausscheidung gelöster Zellanteile. Es wird angenommen, dass die Ausscheidung proportional zur Assimilation ist und vom Nutrientenstatus der Zelle abhängt. Die Exudationsrate r_{exu} beträgt dann

$$r_{exu} = \left(q_{exu_0} + (1 - q_{exu_0})(1 - e^N) \right) \cdot r_{ass}, \tag{5.47}$$

wobei q_{exu_0} den Anteil der Assimilation angibt, der ausgeschieden wird, wenn die Nährstoffspeicher der Zelle vollständig gefüllt sind. Ist die Zelle vollständig nährstofflimitiert, wird die gesamte Bruttoassimilation ausgeschieden.

Respiration

Die Respiration setzt sich aus der Basalrespiration und einem von der Assimilation abhängigen Teil zusammen. Die Basalrespirationsrate ist nur von der Temperatur abhängig. Der aktivitätsabhängige Teil umfasst einen festen Anteil des assimilierten Kohlenstoffs abzüglich des Kohlenstoffverlusts durch Lysis:

$$r_{res} = r_{res_0} \cdot e_T + q_{res} \left(r_{ass} - r_{exu} \right) . \tag{5.48}$$

r_{res_0} ist die Basalrespirationsrate bei 10 °C.

Lysis

Lysis umfasst sämtliche Prozesse, die zur Zerstörung der Zellmembran bzw. Zellwand führen. In diesem Fall werden sowohl die strukturellen Anteile der Zelle wie auch das Cytoplasma frei. Es wird angenommen, dass der Nährstoffgehalt der Strukturanteile dem minimal möglichen entspricht und die Strukturanteile bei der Lyse zu partikulärem organischen Material werden. Das Cytoplasma mit seinem variablen Nährstoffgehalt wird größtenteils zu gelöstem organischen Material. Der Anteil, der zu partikulärem organischen Material wird, beträgt

$$q_{part} = min(1, \frac{n_p^{min}}{n_p}, \frac{n_n^{min}}{n_n}) , \tag{5.49}$$

der verbleibende Teil wird zu gelöstem organischen Material. Die Lysisrate nimmt mit Stress durch Nährstoffmangel zu und beträgt

$$r_{lys} = r_{lys_0} \cdot \frac{h_N}{e_N + h_N} \tag{5.50}$$

wobei r_{lys_0} die konstante spezifische maximale Lysisrate und h_N der Halbsättigungswert ist.

Für benthische Diatomeen wird eine zusätzliche, dichteabhängige Mortalität angenommen. Diese begründet sich durch Abschattung der Zellen untereinander und durch lokale Nährstofflimitierung in unmittelbarer Umgebung der Zellen.

Nährstoffe werden analog zur Kohlenstoffdynamik je nach Nutrientenverhältnis zu gelöstem organischem Material bzw. zu Detritus. Silikat wird ausschliesslich zu Detritus.

Nutrientenaufnahme

Nach Droop (1973) hängt die Wachstumsrate von Phytoplankton von der internen Nutrientenkonzentration in der Zelle ab. Daher wird die Aufnahme von Nährstoffen unabhängig von der Kohlenstoffassimilation modelliert. Die Aufnahme von Nutrienten ist somit unabhängig von der photosynthetischen Aktivität der Zelle, hängt aber sowohl vom internen Verhältnis als auch von der externen Nutrientenkonzentration ab. Es werden zwei voneinander unabhängige Aufnahmeraten $f_{up_{ext}}$ und $f_{up_{int}}$ bestimmt, wobei die tatsächliche dann der kleineren entspricht. Geht man davon aus, dass die Zelle quasi „leer“ ist, d.h. dass sie nur aus Strukturelementen besteht und ihr aktuelles **N**:C-Verhältnis minimal ist, dann ist die Aufnahmerate proportional zum externen Gehalt des betrachteten Nährstoffs **N** im Porenwasser [9]:

$$r_{up_{ext}} = \lambda \cdot N. \tag{5.51}$$

Bei der internen Aufnahmerate wird die Kompensation der aktuellen Nettoproduktion und die potentielle Aufnahme, um den Nährstoffspeicher zu füllen, berücksichtigt:

$$r_{up_{int}} = r_{ass_{net}} n_{max} + r\left(n_{max} - n\right), \tag{5.52}$$

mit der maximalen spezifischen Regenerationsrate r, dem maximalen **N**:C-Verhältnis n_{max}, dem aktuellen **N**:C-Verhältnis n der Zelle und der spezifischen Nettoassimilationsrate

$$r_{ass_{net}} = r_{ass} - r_{resp} - r_{exu} - r_{lys}\ . \tag{5.53}$$

Die Aufnahme von Silikat durch Diatomeen ist direkt von der spezifischen Nettoassimilation abhängig, da die Zellen keine Möglichkeit zur Speicherung von Silikat besitzen.

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten (Tabelle G.4). Sie werden in Abschnitt 5.2.2 beschrieben.

[9] Bei Stickstoff wird angenommen, dass die Zellen sowohl Ammonium als auch Nitrat aufnehmen können.

Chlorophyll-a

Bei den im Modell betrachteten Diatomeen wird ein Chlorophyll-a-zu-Kohlenstoff-Verhältnis von 1:25, bei den Nicht-Diatomeen von 1:50 angenommen.

5.2.2 Benthische Sekundärproduzenten

Die benthischen Sekundärproduzenten werden durch folgende Prozesse beschrieben:

- Prädation bzw. Filtration
- Respiration
- Mortalität
- Exkretion
- Verluste durch Prädation
- Ausscheidung überschüssiger Nährstoffe

Prädation

Die Prädationsrate ergibt sich aus der maximalen Prädationsrate r_{pred_0}, dem Temperaturregulationsfaktor e_T nach Gleichung 4.44, der Verfügbarkeit von Sauerstoff e_O und aus dem zur Verfügung stehenden Nahrungsangebot F_c.

$$r_{pred} = r_{pred_0} \cdot e_T \cdot e_O \cdot \frac{F_c}{F_c + F_c^h} \tag{5.54}$$

Es wird dabei vereinfachend angenommen, dass eine niedrige Sauerstoffkonzentration im Porenwasser C_{O_2} direkt auf die Aufnahmerate wirkt. Zusätzlich wird bei Sauerstofflimitierung eine erhöhte Mortalität angenommen. Der dimensionslose Limitierungsfaktor e_O ist durch

$$e_O = \frac{(C_{O_2} - C_{O_2}^{min})^3}{(C_{O_2} - C_{O_2}^{min})^3 + {C_{O_2}^h}^3} \tag{5.55}$$

gegeben, die kubische Form der Abhängigkeit stellt sicher, dass Organismen, die an Sauerstoffstress gewöhnt sind, bis zum kritischen Grenzbereich um $C_{O_2}^h$ gut überleben. Unterhalb der Mindestkonzentration $C_{O_2}^{min}$ ist ein Überleben unmöglich.
F_c stellt die gesamte zur Verfügung stehende Nahrung dar und F_c^h die Halbsättigungskonstante der Holling II Kurve. Der Index c kennzeichnet den Kohlenstoffanteil der Nahrung.

Die Nahrungsmenge F_c setzt sich aus den einzelnen Nahrungsquellen nach Tabelle G.4 wie folgt zusammen. Sei X_i der Kohlenstoffanteil der i-ten Nahrungsquelle, so ist durch

$$F_c = \sum_i q_i \cdot e_i \cdot X_i \tag{5.56}$$

die gesamte potentielle Nahrung gegeben. Hierbei ist q_i der Präferenzfaktor der funktionellen Gruppe für diese i-te Nahrungsquelle nach Tabelle G.4 [10]. Es wird angenommen, dass Nahrungsquellen größerer Abundanz überproportional bevorzugt assimiliert werden. Der Regulationsfaktor e_i für die Nahrungsdichte in Michalis-Menten-Form stellt dies sicher. Bei der Nahrungsdichte X_i^h sinkt die Präferenz für diesen Nahrungstyp auf die Hälfte:

$$e_i = \frac{q_i \cdot X_i}{q_i \cdot X_i + X_i^h}. \tag{5.57}$$

Die Aufnahme der Stickstoff-, Phosphat- und Silikatanteile[11] der Nahrung wird entsprechend dem aktuellen Nutrientenverhältnis der Nahrungsquelle aufgenommen.
Handelt es sich bei einer Nahrungsquelle um Detritus, so wird die vertikale Verteilung implizit berücksichtigt. Die potentiell zur Verfügung stehende Detritusmenge hängt von der Tiefe ab, in dem sich die Organismen typischerweise aufhalten. Ist diese Aufenthaltsschicht durch $[D_{min}, D_{max}]$ gegeben und ist durch ρ die vertikale Verteilung der gesamten Detritusmenge Q gegben (siehe Abschnitt 5.2.4), so erhält man für die als Nahrung zur Verfügung stehende Detritusmenge $\tilde{Q}$

$$\tilde{Q} = Q \cdot \int_{D_{min}}^{D_{max}} \frac{\rho(z)}{\rho_0} dz. \tag{5.58}$$

Für die Nährstoffkomponenten des Detritus wird diese Menge entsprechend bestimmt.

Filtration

Die Aufnahme von Kohlenstoff durch Filtrierer unterscheidet sich von der der andereren benthischen Sekundärproduzenten. Es wird davon ausgegangen, dass die Filtrierrate vom Wasservolumen abhängt, dass in einer bestimmten Zeit filtriert werden kann. Zusätzlich wird angenommen, dass partikuläres organisches Mate-

[10] Der Übersichtlichkeit halber wird hier auf weitere Indizes verzichtet.
[11] siehe Fußnote 5 auf Seite 55

rial im Wasser nicht homogen verteilt ist und die Konzentration in Bodennähe zunimmt. Hierzu wird ein Parameter d_w (m) eingeführt, der multipliziert mit der zur Verfügung stehenden Nahrung, auf zwei Weisen interpretiert werden kann. Wie beschrieben kann der Faktor als Konzentrationserhöhung der vorhandenen Nahrung in Bodennähe bei festem Suchvolumen, aber auch als Vergrößerung des Suchvolumens bei gleichbleibender Konzentration aufgefasst werden. Da während der Ebbe das filtrierbare Volumen deutlich abnimmt bzw. im Suchvolumen die Konzentration an Nahrung abnimmt, wird der tiefenabhängige Regulationsfaktor e_D eingeführt, der dies berücksichtigt:

$$e_D = min(d_w, D) \; . \tag{5.59}$$

Hierbei ist D die Tiefe des Voxels, aus dem filtriert wird.

Für die potentiell zur Verfügung stehende Nahrungsmenge ergibt sich dann unter der Annahme, dass die Filtrierer ausschließlich pelagisches Material aufnehmen,

$$F_c = e_D \cdot \sum_i q_i \cdot e_i \cdot X_i \; , \tag{5.60}$$

wobei q_i und e_i wie in (5.56) beschrieben gelten.

Die Filterierfähigkeit hängt wesentlich von der Dichte der Filtrierer ab. Eine zu hohe Populationsdichte führt nach Lohse (2002) zu einer intraspezifischen Konkurrenz. Im Modell wird dieser Tatsache Rechnung getragen, indem ein von der aktuellen Biomasse der Filtrierer abhängiger Regulationsfaktotr e_C eingeführt wird. Ist Y die Dichte der Filtrierer so ist durch

$$X = \frac{(Y - Y_l)^2}{Y - Y_l + Y^h} \tag{5.61}$$

ein Maß für die effektive Biomasse gegeben, die zur intraspezifischen Behinderung führt. Hierbei ist Y_l die Biomassendichte ab der Behinderung stattfindet und Y^h eine Art Halbsättigungswert. Dieser Wert X bestimmt dann den Regulationsfaktor zu

$$e_C = 1 - \frac{X}{X + X^h} \; , \tag{5.62}$$

wobei X^h der Halbsättigungswert ist.

Die Kurve für e_C für die in Tabelle G.18 angegebenen Parameterwerte ist in Abbildung 5.6 dargestellt. Die Filtrierrate r_{filt} wird entsprechend Gleichung 5.54 be-

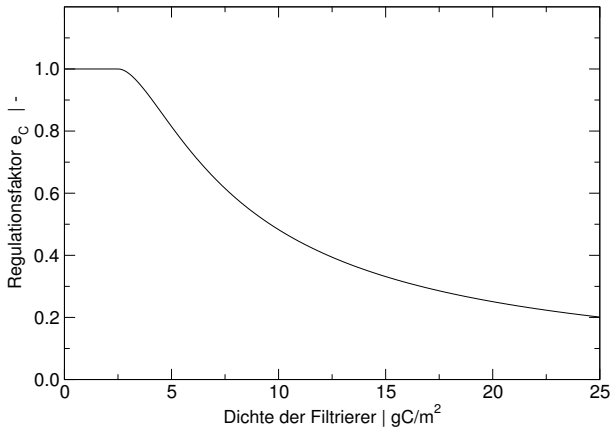

Abbildung 5.6: Regulationsfaktor für die Dichteabhängigkeit der Filtrationsrate für die in Tabelle G.18 angegebenen Parameterwerte.

schrieben:

$$r_{filt} = r_{filt_0} \cdot e_T \cdot e_O \cdot e_C \cdot \frac{F_c}{F_c + F_c^h} \,. \tag{5.63}$$

Die technische Realisierung der Massenflüsse zwischen den Lagrange'schen Wasserkörpern und dem ortsfesten Benthos, ist in Abschnitt 4.2.8 beschrieben.

Respiration

Die Respirationrate setzt sich aus einem temperaturabhängigen Basalrespirationanteil und einem aktivitätsabhängigen Anteil zusammen. Die Basalrespiration bei 10 °C beträgt r_{resp_0}. Die aktivitätsabhängige Respirationsrate ergibt sich als Anteil q der Brutto-Aufnahmerate r_{pred} (5.54) zu

$$r_{resp} = r_{resp_0} \cdot e_T + q \cdot r_{pred} \,. \tag{5.64}$$

Mortalität

Die temperaturabhängige Mortalitätsrate r_{mort_0} erhöht sich bei 10 °C mit zunehmender Sauerstofflimitierung (5.55) von r_{mort_0} auf $r_{mort_{0_2}}$:

$$r_{mort} = \max(r_{mort_0}, r_{mort_{0_2}} \cdot (1 - e_O)) \cdot e_T. \tag{5.65}$$

Exkretion

Ein Teil der aufgenommenen Nahrung wird direkt in Form von partikulärem Detritus ausgeschieden. Die Exkretionsrate beträgt somit

$$r_{excr} = q_{excr} \cdot r_{pred} \tag{5.66}$$

Entsprechend des C:N:P-Verhältnisses der Nahrung werden dann auch Nährstoffe ausgeschieden. Diese werden jedoch nur zu einem Teil zu partikulären Detritus. Ergibt sich durch die Aufnahme von Nahrung mit höherem Nutrientengehalt als es dem betrachteten Organismus entspricht, ein Nutrientenüberschuss, so wird dieser in gelöster Form ausgeschieden. Enthält die Nahrung zu wenig Nährstoffe wird Kohlenstoff in Form von partikulärem organischen Material (POC) abgegeben bis das feste C:N:P-Verhältnis erreicht ist.

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten und der Prädationsmatrix G.4 in Anhang G. Sie werden bei den einzelnen Prädatoren beschrieben.

Ausscheidung überschüssiger Nährstoffe

Benthische Sekundärproduzenten haben per Definition ein festes **N**:C- Verhältnis. Daher werden überschüssige Nährstoffe, die zur Verletzung dieses Verhältnisses führen, ausgeschieden. Dieser Prozess ist eher technischer Natur. Er ist detailliert bei Vichi (2002) beschrieben.

5.2.3 Benthische Bakterien und Detritus

Im Modell werden zwei Gruppen von Bakterien unterschieden. Die erste Gruppe umfasst sämtliche Arten, die Sauerstoff veratmen und in den ersten Millimetern des Sediments leben (vgl. Abschnitt 5.2.5), die zweite Gruppe umfasst sowohl Nitrat- als auch Sulfatreduzierer. Die Prozesse, die beide Gruppen beschreiben, sind:

- Assimilation
- Respiration
- Mortalität
- Aufnahme und Ausscheidung von Nährstoffen
- Verluste durch Prädation

Aerobe Bakterien

Assimilation

Der Abbau organischen Materials durch aerobe Bakterien erfolgt teilweise als schneller Abbau von Detritus, teilweise als langsamer Abbau von Detritus und als schneller Abbau von gelöstem organischem Material (DOM). Der schnelle Abbau von Detritus hängt vom Nährstoffgehalt des Deritus ab und verlangsamt sich, je schlechter der Detritus ist. Zusätzlich wird mit einer sehr kleinen Rate refraktäres Material abgebaut.
Der den aeroben Bakterien zur Verfügung stehende Detritus ergibt sich aus dem Anteil innerhalb der oxidierten Sedimentschicht $[0, D_1]$. Ist durch ρ die vertikale Verteilung der gesamten Detritusmenge Q nach Abschnitt 5.2.4 gegeben, so beträgt die zur Verfügung stehende Detritusmenge[12] $\tilde{Q}$

$$\tilde{Q} = Q \cdot \int_0^{D_1} \frac{\rho(z)}{\rho_0} dz. \tag{5.67}$$

Die Aufnahmerate setzt sich aus einem „schnellen“ und einem „langsamen“ Anteil zusammen. Der „langsame“ Anteil hängt von der Temperatur und von der Sauerstoffverfügbarkeit ab, der „schnelle“ zusätzlich von der Güte des zur Verfügung stehenden Detritus. Für die Aufnahmerate von Kohlenstoff gilt dann

$$r_{upt} = \left(r_{upt_{slow}} + r_{upt_{fast}} \cdot e_O \cdot e_Q \right) \cdot e_T \cdot \tilde{Q}_c, \tag{5.68}$$

wobei r_{upt_0} die maximale Aufnahmerate, $\tilde{Q}_c$ die Kohlenstoffkonzentration des verfügbaren Detritus ist und e_Q, e_T, e_O die Regulationsfaktoren bezüglich Detritusgüte, Temperatur (Gleichung 4.44) und Sauerstoff sind. Der Regulationsfaktor für Sauerstoff ergibt sich aus der aktuellen Eindringtiefe von Sauerstoff ins Sediment (D_1) in Form einer Michaelis-Menten-Kurve mit dem Halbsättigungswert D_1^h:

$$e_O = \frac{D_1}{D_1 + D_1^h}. \tag{5.69}$$

Der Regulationsfaktor für die Detritusgüte ist in Form einer Liebig-Limitierung durch

$$e_Q = min(1, \frac{n_n^{\tilde{Q}}}{n_n^H}, \frac{n_p^{\tilde{Q}}}{n_p^H}) \tag{5.70}$$

[12] Die C-,N-,P-,Si-Komponenten des zur Verfügung stehenden Detritus werden separat bestimmt.

gegeben, wobei $n_n^{\tilde{Q}}$ resp. $n_p^{\tilde{Q}}$ das N:C- resp. P:C-Verhältnis des verfügbaren Detritus und n_n^H und n_p^H die entsprechenden als fest angenommenen Verhältnisse für Bakterien sind.

Der Abbau refraktären Detritus ($r_{upt_{refr}}$) erfolgt entsprechend dem „langsamen" Abbau partikulären Materials, wobei die maximale Abbaurate deutlich niedriger ist. Der zur Verfügung stehende Anteil refraktären Materials wird analog zu Gleichung (5.67) bestimmt.

Der Abbau gelösten organischen Materials ($r_{upt_{diss}}$) erfolgt mit einer deutlich erhöhten maximalen Abbaurate, wobei das gesamte gelöste Material im Sediment als Quelle verfügbar ist.

Die gesamte Aufnahmerate ist dann durch

$$r_{upt} = r_{upt_{part}} + r_{upt_{diss}} + r_{upt_{refr}} \tag{5.71}$$

gegeben.

Die Aufnahmeraten für die Nutrienten ergeben sich analog zur Aufnahmerate für Kohlenstoff, wobei anstelle mit der Kohlenstoffkonzentration mit der jeweiligen Nutrientenkonzentration multipliziert wird. Für Deritus wird zusätzlich eine Erhöhung der potentiellen Aufnahmerate um einen konstanten Faktor angenommen.

Vom aufgenommenen Detritus wird jeweils ein Teil in gelöster Form wieder ausgeschieden.

Respiration

Die Respiration der Bakterien wird in einen Basalrespirationsanteil und einen aktivitätsabhängigen Anteil aufgeteilt. Die Basalrespirationsrate hängt von einer konstanten maximalen Respirationsrate r_{resp_0} und der Temperatur ab. Der aktivitätsabhängige Teil der Respiration ist ein konstanter Anteil q_{upt} der gesamten Aufnahmerate r_{upt}.

Die Respirationsrate beträgt somit

$$r_{resp} = r_{resp_0} \cdot e_T + q_{upt} \cdot r_{upt} \ . \tag{5.72}$$

Mortalität

Die Mortalitätsrate r_{mort} der Bakterien steigt bei Sauerstofflimitierung bis zum Maximalwert r_{mort_0}.

$$r_{mort} = r_{mort_0} \cdot (1 - e_O) \,. \tag{5.73}$$

Die entstehende tote organische Substanz wird im festen Verhältnis zu DOM bzw. Deritus.

Nutrientenaufnahme und -abgabe

Bakterien können bei Bedarf Nährstoffe direkt aus dem Wasser aufnehmen. Bedarf ergibt sich erst dann, wenn die mit dem DOM bzw. Detritus aufgenommenen Nährstoffe nicht ausreichen, um das feste Nutrientenverhältnis der Bakterien zu erreichen. In diesem Fall, wenn temporär die Qualität des organischen Materials zu schlecht ist, werden Nährstoffe aus dem Porenwasser in Abhängigkeit der verfügbaren Nährstoffmenge aufgenommen. Diese Aufnahme folgt einer Michaelis-Menten-Kinetik.
Wird durch die Aufnahme organischen Materials das Nutrientenverhältnis der Bakterien überschritten, so werden die überschüssigen Nährstoffe ausgeschieden.

Verluste durch Prädation

Die Verluste durch Prädation ergeben sich aus den Prädationsraten der einzelnen Sekundärproduzenten und der Prädationsmatrix G.4. Sie werden bei den einzelnen Prädatoren beschrieben.

Anaerobe Bakterien

Die anaeroben Bakterien sind ähnlich zu den aeroben modelliert, kommen aber nur unterhalb der oxischen Schicht in der Denitrifikationsschicht und der anoxischen Schicht $[D_1, d_{tot}]$ (Abbildung 5.5) vor. Der ingestierbare Detritus wird entsprechend Gleichung 5.67 für diese Schicht bestimmt:

$$\tilde{Q} = Q \cdot \int_{D_1}^{d_{tot}} \frac{\rho(z)}{\rho_0} dz \,. \tag{5.74}$$

Gelöstes organisches Material steht aufgrund seiner geringen Eindringtiefe ins Sediment nicht zur Verfügung. Vereinfachend wird außerdem angenommen, dass die

durch absterbende anaerobe Bakterien entstehende organische Substanz ausschließlich aus partikulärem Detritus besteht. Somit findet sich unterhalb der oxidierten Schicht kein gelöstes organisches Material.
Es wird angenommen, dass die anaeroben Bakterien im Modell ihren Sauerstoff ausschließlich aus der Veratmung von Nitrat beziehen. Der Regulationsfaktor für Sauerstoff ergibt sich aus der Dicke der nitrathaltigen Schicht $[D_2 - D_1]$ in Form einer Michaelis-Menten-Kurve mit dem Halbsättigungswert D_2^h.

$$e_O = \frac{D_2 - D_1}{D_2 - D_1 + D_2^h} \tag{5.75}$$

5.2.4 Verfügbarkeit von Detritus und Bioturbation

Die Verteilung des Detritus innerhalb des Sediments hat maßgeblichen Einfluss auf die zur Verfügung stehende Nahrung der Detritus-konsumierenden funktionellen Gruppen. Daher ist es notwendig, den innerhalb des Lebensraums einer Gruppe zur Verfügung stehenden Detritus zu bestimmen (Ebenhöh et al., 1995). Nimmt man an, dass jede Detrituskomponente (C, N, P, Si) die mittlere Eindringtiefe D besitzt, so kann die Detritusdichte als Funktion der Tiefe x durch die normierte Funktion ρ angegeben werden

$$q(x) = q_0 \cdot \rho(x, D) \,, \tag{5.76}$$

wobei $\rho(0, D) = 1$ gilt und q_0 die Detritusdichte an der Sedimentoberfläche ist. Ist Q die Gesamtmenge Detritus unter 1 m^2 Sediment und d_{tot} die maximale Sedimentdicke, so kann durch

$$Q = \int_0^{d_{tot}} q(x)\, dx \tag{5.77}$$

der Wert für q_0 bestimmt werden, und

$$DQ = \int_0^{d_{tot}} x \cdot q(x)\, dx \tag{5.78}$$

definiert D als die mittlere Eindringtiefe. Diese Eindringtiefe[13] verändert sich durch Produktion oder Prädation in bestimmten Tiefen, durch Absinken von Algen und Detritus aus dem Pelagial auf die Sedimentoberfläche und durch vertikalen Transport partikulären Materials innerhalb des Sediments.

[13] Die Eindringtiefe wird für die C-,N-,P-,Si-Komponenten des Detritus separat bestimmt.

Sind die Produktionsraten f_i (Konsumption, wenn negativ) in den Tiefen D_i bekannt, so kann die Veränderung der mittleren Eindringtiefe D durch

$$\frac{d}{dt}D = \sum_i (D_i - D)\frac{f_i}{Q} + \gamma \tag{5.79}$$

für jede Verteilungsfunktion ρ beschrieben werden. Hierbei sei γ die Veränderung durch den Vertikaltransport.

Dieser Vertikaltransport wird durch physikalische Prozesse und durch Bioturbation verursacht. Vereinfachend wird angenommen, dass eine Schicht Δ (m/d) zwischen der Oberfläche und der Tiefe δ ausgetauscht wird. Dann erhält man für γ die Gleichung

$$\gamma = \frac{\tau}{\delta} \cdot \frac{1}{Q} \cdot (q(0) - q(\delta)), \tag{5.80}$$

wobei $\tau = \Delta \cdot \delta$ (m^2/d) in Analogie zu einer Diffusionskonstanten als freier Parmeter gewählt wird und $q = q_0 \cdot \rho(x, D)$ eine Funktion der Tiefe und der mittleren Eindringtiefe ist.

Nimmt man an, dass die Detrituskonzentration im Sediment exponentiell abfällt, so ist

$$\rho(x, D) = e^{-\frac{x}{T(D)}} \tag{5.81}$$

wobei der „Extinktionsparameter“ nun von D abhängt. Diese Wahl liegt nahe, da für $d_{tot} \to \infty$ gerade $T(D) = D$ gilt. Für geringe Eindringtiefen kann somit $T = D$ gesetzt werden und man erhält für den Transportterm γ in Gleichung 5.79

$$\gamma = \frac{\tau}{D} \cdot \frac{\left(1 - e^{\frac{-\delta}{D}}\right)}{\left(1 - e^{\frac{-d_{tot}}{D}}\right)} . \tag{5.82}$$

Da die Approximation von T durch D den Transport für große T überschätzt, und der Nenner in Gleichung 5.82 diesen Effekt noch verstärkt, wird vereinfachend

$$\gamma = \frac{\tau}{D}\left(1 - e^{\frac{-\delta}{D}}\right) \tag{5.83}$$

angenommen.

Der Parameter τ hängt von physikalischen Größen sowie der makrobenthischen

Biomasse ab. Ist τ_0 der Wert, der in Abwesenheit von makrobenthischen Organismen gilt, so wird der Wert um maximal μ verstärkt. Die Verstärkung hängt von der gewichteten makrobentischen Biomasse Y_{tur} in Form einer Michaelis-Menten-Kurve ab:

$$\tau = \tau_0 \cdot \left(1 + \mu \cdot \frac{Y_{tur}}{Y_{tur} + Y_{tur}^h}\right) \tag{5.84}$$

mit

$$Y_{tur} = \sum_i \beta_i Y_i \,, \tag{5.85}$$

wobei Y_i die Biomasse der i-ten funktionellen Gruppe und β_i die Gewichtung ist, mit der diese funktionelle Gruppe zur Bioturbation beiträgt.
Wenn nur die Bioturbation, ohne die anfangs erwähnten Produktionsterme, wirkt, erhöht sich die Detritus-Eindringtiefe sehr langsam ($D \sim \sqrt[3]{t}$ für $D >> \delta$).

5.2.5 Benthische Nutrienten

Das benthische Nutrientenmodell basiert auf dem in ERSEM-Kreisen unter dem Namen „Oldenburger Nutrientenmodell“ bekannten Modell (Radford, Internal Report, 1996). Es stellt eine Vereinfachung des „NIOZ Nutrientenmodells“ von Ruardij und van Raaphorst (1995) dar. Das Modell beschreibt die vertikale Verteilung der Nährstoffe Ammonium, Nitrat, Phosphat und Silikat sowie Kohlendioxid und Sauerstoff im Sediment. Desweiteren werden die Austauschflüsse zwischen pelagischem Wasser und Porenwasser bestimmt. Das Modell umfasst weiterhin die Beschreibung von Nitrifikation und Denitrifikation, von Silikat-Regeneration sowie von Adsoprtions-und Desorptionsprozessen. Das Sediment wird im Modell vertikal in eine oxische Schicht, die Denitrifikations-Schicht und eine anoxische Schicht unterteilt (Abbildung 5.5). Die oxische Schicht ist im allgemeinen nur wenige Millimeter dick, die Denitrifikationsschicht, in der Nitrat den Bakterien als Sauerstoffquelle dient, einige Zentimeter. Die Gesamtdicke des Sediment wird auf $d_{tot} = 30\,\mathrm{cm}$ begrenzt. Die Schichtdicken werden im Nutrientenmodell dynamisch modelliert.
Die Zustandsvariablen im benthischen System werden als Massen pro Quadratmeter ($\mathrm{mg\,C/m^2}$ resp. $\mathrm{mmol/m^2}$) angegeben. Um eine adäquate Beschreibung der Nährstoffprofile zu ermöglichen werden diese Massen in Porenwasser-Konzentrationen umgerechnet ($\mathrm{mg\,C/m^3}$ PW resp. $\mathrm{mmol/m^3}$ PW).

Die Idee des Modells besteht darin, dass Porenwasserprofile bestimmt werden, deren Gradienten an der Sedimentoberfläche die Austauschflüsse mit dem Pelagial festlegen. Hierzu wird für jede betrachtete Substanz zuerst ein Gleichgewichtsprofil bestimmt. Dieses Gleichgewichtsprofil wird dabei nicht für das gesamte Sediment auf einmal berechnet, sondern sukzessive Schicht für Schicht an der Oberfläche startend aufgebaut. Dabei stellt das jeweils räumlich höher liegende Profil die Rand- und Stetigkeitsbedingungen für das folgende dar. In einem zweiten Schritt wird implizit der Ein- und Ausfluss durch biologische Aktivität ins Sediment berücksichtigt. Hierzu wird die Differenz zwischen der Masse, die sich aus dem Gleichgewichtsprofil ergibt, und der um die Ein- und Ausflüsse korrigierten tatsächlichen Masse bestimmt und der Ausfluss aus dem Sediment entsprechend korrigiert. Diese Korrektur erfolgt mit einer gewissen Relaxationszeit. Im Gegensatz zum Modell von Ruardij und van Raaphorst (1995) werden die tatsächlichen Profile nicht explizit bestimmt.

Für einen gelösten Nährstoff (bzw. O_2 und CO_2) der Konzentration $C(x,t)$ zur Zeit t in der Tiefe x gilt die Gleichung

$$(p+1)\frac{\partial C}{\partial t} = D\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + \frac{P}{L}\,. \tag{5.86}$$

Diese Gleichung beschreibt den Prozess der vertikalen Diffusion mit der Diffusionskonstante D und die Quellen bzw. Senken P. Diese werden als gleichmäßig verteilt über die betrachtete Schicht der Dicke L angenommen. Der dimensionslose Parameter p (Abschnitt 5.2.6) beschreibt den Adsorptionskoeffizienten, der von der Porosität des Sediments abhängt (Ruardij und van Raaphorst, 1995). Der Prozess der Adsorption bzw. Desorption wird als instantaner Prozess beschrieben, bei dem Porenwasserkonzentration und Adsoprtion stets im Gleichgewicht stehen.

Die zeitliche Änderung der Konzentration wird wie folgt bestimmt: Es wird eine analytische Gleichgewichtslösung $C_{eq}(z)$ für jede betrachtete Schicht bestimmt. Beginnend an der Sedimentoberfläche wird für die oxische Schicht folgende Gleichung gelöst:

$$0 = D\frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + \frac{P}{L}\,. \tag{5.87}$$

Die allgemeine Lösung für konstantes P, D und L ist

$$C_{eq}(z) = -\frac{P}{2DL}z^2 + az + C_0\,. \tag{5.88}$$

Die erste Randbedingung ist durch die Oberflächenkonzentration $C_{eq}(0) = C_0$, die zweite Bedingung zur Bestimmung von a ist durch die Flüsse über die Ränder gegeben.

Der Fluss $j(z)$ beträgt

$$j(z) = D\frac{\partial C}{\partial z} = -\frac{P}{L}z + Da \; . \tag{5.89}$$

Im Gleichgewicht muss der Fluss $j(L)$ an der unteren Grenze L die Produktion P_L unterhalb von L kompensieren. Ebenso muss der Fluss $j(0)$ an der Sedimentoberfläche die gesamte Produktion im Sediment $P + P_L$ kompensieren:

$$j(0) = P + P_L \tag{5.90a}$$

$$j(L) = P_L \; . \tag{5.90b}$$

Unter diesen Bedingungen hat die eindeutige Lösung die Form

$$C_{eq}(z) = -\frac{P}{2DL}z^2 + \frac{P + P_L}{D}z + C_0 \; . \tag{5.91}$$

Für die Denitrifikationsschicht und die anoxische Schicht wird dieses Verfahren jeweils wiederholt, wobei angenommen wird, dass die Produktion innerhalb der anoxischen Schicht null ist. Das resultierende Profil besteht aus drei Parabelstücken[14]

$$C_{eq}^{ox}(z) \qquad 0 \le z \le D_1 \tag{5.92a}$$

$$C_{eq}^{nit}(z) \qquad D_1 < z \le D_2 \tag{5.92b}$$

$$C_{eq}^{anox}(z) \qquad D_2 < z \le d_{tot} \; , \tag{5.92c}$$

wobei die Schichtdicke L und die Produtionen P and P_L durch die jeweils aktuellen Werte in (5.91) ersetzt werden müssen.

Basierend auf diesen Profilen ergibt sich die Gesamtmasse pro Quadratmeter K_{eq}

[14] Für Sauerstoff wird nur das Profil in der oxischen Schicht bestimmt, da Sauerstoff nicht weiter eindringt. Die Randbedingung ergibt sich daraus, dass sowohl die Konzentration als auch der Gradient an der unteren Schichtgrenze verschwindet. Für Nitrat werden die oberen beiden Profile bestimmt. Die Konzentration und der Gradient von Nitrat verschwinden am unteren Rand der Denitrifikationsschicht.

unter Gleichgewichtsbedingung zu

$$K_{eq} = (p+1)\phi \left(\int_0^{D_1} C_{eq}^{ox}(z)dz + \int_{D_1}^{D_2} C_{eq}^{nit}(z)dz + \int_{D_2}^{d_{tot}} C_{eq}^{anox}(z)dz \right) \tag{5.93}$$

und ist proportional zur Porosität ϕ. Um die Formel einfach zu halten, wird der Adsortionskoeffizient p für alle Schichten als gleich angenommen. In der Realität und in der Modellimplementation variiert der Adsortionskoeffizient für Phosphat von Schicht zu Schicht in Abhängigkeit vom Oxidationszustand.

Der Gesamtdiffusionsfluss ergibt sich aus der Gesamtproduktion im Sediment P_{tot} und aus der überschüssigen Masse, die sich daraus ergibt, dass keine Gleichgewichtsbedingungen vorliegen $K_\Delta = K_{eq} - K$. Diese wird mit einer angemessenen Adaptationszeit τ freigesetzt:

$$\frac{\partial K}{\partial t} = -\left(P_{tot} - \frac{1}{\tau} K_\Delta \right) . \tag{5.94}$$

Diese Adaptationszeit ist für Sauerstoff und Nitrat, deren Horizonte dynamisch bestimmt werden, ein Parameter. Für alle anderen Stoffe wird der zusätzliche Fluss wie folgt bestimmt: Es wird angenommen, dass die überschüssige Masse entsprechend Abbildung 5.7 im Sediment verteilt ist und in jeder Schicht eine Konzentrationerhöhung $\widetilde{C}_{eq}$ induziert, deren Profil wiederum parabelförmig ist:

$$K_\Delta = (p+1)\phi \left(\int_0^{D_1} \widetilde{C}_{eq}^{ox}(z)dz + \int_{D_1}^{D_2} \widetilde{C}_{eq}^{nit}(z)dz + \int_{D_2}^{d_{tot}} \widetilde{C}_{eq}^{anox}(z)dz \right) . \tag{5.95}$$

Der Gradient an der Sedimentoberfläche bestimmt den zusätzlichen Fluss

$$j(0) = D \frac{\partial \widetilde{C}_{eq}^{ox}}{\partial z}(0) . \tag{5.96}$$

Um die Form der Parabeln zu bestimmen, wird der gleiche Algorithmus verwendet wie bereits beschrieben, wobei folgende Randbedingungen erfüllt sein müssen: Die Konzentration der zusätzlichen Masse und der Fluss müssen am Sedimentboden verschwinden und die Parabelstücke müssen an den Schichtgrenzen stetig zusam-

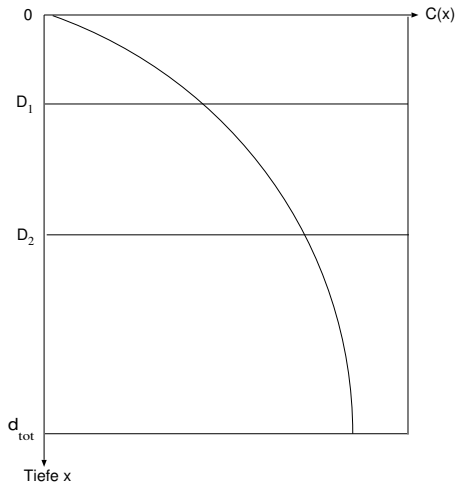

Abbildung 5.7: Verteilung der zusätzlichen Masse, die sich aus der Nicht-Gleichgewichtsbedingung ergibt, über das Sediment. Der Gradient an der Sedimentoberfläche bestimmt den zusätzlichen Aus- bzw. Einfluss.

menpassen:

$$\widetilde{C}_{eq}^{ox}(0) = 0 \tag{5.97a}$$

$$\widetilde{C}_{eq}^{nit}(D_1) = \widetilde{C}_{eq}^{ox}(D_1) \tag{5.97b}$$

$$\widetilde{C}_{eq}^{anox}(D_2) = \widetilde{C}_{eq}^{nit}(D_2) \tag{5.97c}$$

$$\frac{\partial \widetilde{C}_{eq}^{anox}}{\partial z}(d_{tot}) = 0\,. \tag{5.97d}$$

Weiterhin wird angenommen, dass die Produktion bzw. der Verbrauch der zu den Überschüssen in den jeweiligen Schichten führt, proportional zur jeweiligen Schichtdicke ist. Dieser Ansatz stellt eine dynamische Anpassung der Prozessgeschwindigkeit sicher. Abbildung 5.8 zeigt typische Beispiele für die sich ausbildenden Gleichgewichtsprofile.

Eindringtiefe von Sauerstoff und Nitrat

Um die Gleichgewichtslösung für Sauerstoff (Gleichung 5.88) zu bestimmen, müssen folgende Randbedingungen erfüllt werden:
Die Sauerstoffkonzentration an der Sedimentoberfläche muss der pelagischen Oberflächenkonzentration (Gleichung 5.112) entsprechen und Sauerstoffkonzentration und Gradient müssen bei D_1 verschwinden. Zusammen mit der Flussbedingung 5.90 ist das System überbestimmt. Daher wird die Schichtdicke D_1 als freier Pa-

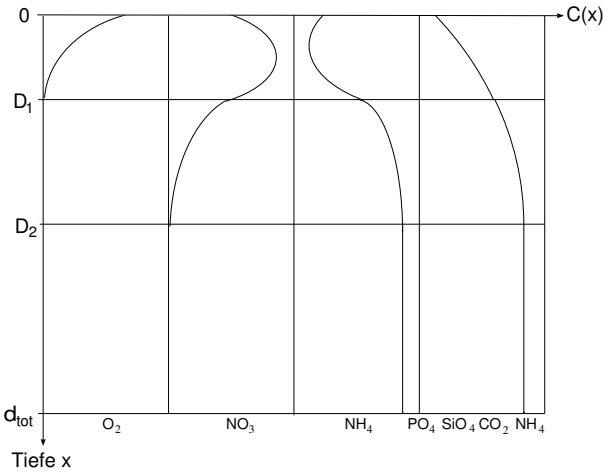

Abbildung 5.8: Gradienten der Nährstoffe und Gase im Sediment, wie sie sich typischerweise im Modell ausbilden.

rameter betrachtet und die Gleichgewichtseindringtiefe D_1^{eq} bestimmt. Es wird angenommen, dass sich diese Schichtdicke nicht instantan einstellt, sondern mit der Relaxationszeit τ angestrebt wird, so dass sich für die Eindringtiefe von Sauerstoff folgende DGL ergibt:

$$\frac{\partial D_1}{\partial t} = \frac{1}{\tau}\left(D_1^{eq} - D_1\right) \; . \tag{5.98}$$

Die Differenz der Gleichgewichtsmasse (5.93) und der aktuellen Masse wird mit der gleichen Relaxationszeit abgebaut.

Für Nitrat gelten die gleichen Überlegungen wie für Sauerstoff, wobei die Eindringtiefe D_2 entsprechend dynamisch angepasst wird. Die Eindringtiefe wird im Modell mit dem Schwefelhorizont gleichgesetzt.

Nitrifikation und Denitrifikation

Nitrifikation

Die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat unter Sauerstoffverbrauch ist ein zweistufiger Prozess, bei dem zuerst Ammonium zu Nitrit umgewandelt wird (z.B. durch *Nitrosomonas*) und anschließend das Nitrit zu Nitrat oxidiert wird (durch z.B. *Nitrobacter*). Dieser Gesamtprozess wird als Nitrifikation bezeichnet. Die vereinfachte chemische Reaktionsgleichung lautet

$$(NH_4^+ + OH^-) + 2\,O_2 \longrightarrow (NO_3^- + H^+) + 2\,H_2O \; . \tag{5.99}$$

Die Nitrifikation wird im Modell als Prozess erster Ordnung beschrieben. Die Nitrifikationsrate r_{nit} hängt von der Temperatur und der Verfügbarkeit von Ammonium und Sauerstoff ab. Hierbei wird angenommen, dass die Nitrifikation von der mittleren Ammoniumkonzentration in der oxischen Schicht abhängt und der Prozess auch nur in dieser Schicht abläuft. Die Sauerstoffabhängigkeit wird daher durch die relative Dicke der oxidierten Schicht D_1 bezogen auf die Gesamtdicke des Sediments d_{tot} ausgedrückt. Zusätzlich wird die Nitrifikation bei zu hoher Nitratkonzentration unterdrückt:

$$r_{nit} = r_{nit_0} \cdot e_T \cdot e_n \cdot \frac{D_1}{d_{tot}} \,. \tag{5.100}$$

Hierbei ist r_{nit_0} die Grundnitrifikationsrate bei 10 $^\circ C$, e_T der Temperaturregulationsfaktor (Gleichung 4.44) und e_n der Limitationsfaktor bei zu hoher Nitratkonzentration:

$$e_n = \frac{C^h_{NO_3}}{C^h_{NO_3} + \overline{C_{NO_3}}} \,, \tag{5.101}$$

mit der mittleren Nitratkonzentration $\overline{C_{NO_3}}$

$$\overline{C_{NO_3}} = \frac{K_{NO_3}}{D_1 + \frac{(D_2 - D_1)}{3}} \,, \tag{5.102}$$

die sich aus der Gesamtmasse K_{NO_3}, der Dicke der oxidierten Schicht D_1 und der Nitratschicht $D_2 - D_1$ ergibt. Hierbei wird angenommen, dass ein Teil des Nitrats bei hoher Konzentration kurzfristig in die Denitrifikationszone eindringt und somit die zu betrachtende Konzentration geringer ist, als durch das Gleichgewichtsprofil zu erwarten wäre. Beträgt die mittlere Nitratkonzentration gerade $C^h_{NO_3}$, so beträgt die Nitrifikationsrate die Hälfte des maximal möglichen Werts.

Denitrifikation

Der Bedarf an Sauerstoff in der Denitrifikationsschicht, der sich aus der Respiration der anaeroben Bakterien ergibt (Abschnitt 5.2.5), wird teilweise durch die Veratmung von Nitrat gedeckt[15].

[15] Im Modell werden Sulfat, Eisen und Mangan nicht als dynamische Variablen betrachtet. Dennoch kann die Reduktion dieser Stoffe im Modell implizit berücksichtigt werden. In diesem Fall wird nur ein Teil des von den anaeroben Bakterien zur Atmung benötigten Sauerstoffs aus Nitrat gewonnen.

Diese Denitrifikation kann in Form einer Ammonifizierung

$$(NO_3^- + H^+) + 2H_2O \longrightarrow (NH_4^+ + OH^-) + 2O_2 \tag{5.103}$$

oder in Form einer Denitrifizierung

$$4NO_3^- + 4H^+ \longrightarrow 2N_2 + 5O_2 + 2H_2O \tag{5.104}$$

ablaufen. Ist M_O^2 der Sauerstoffbedarf durch anaerobe Bakterien nach Gleichung 5.109 und ist η der Anteil, der zu Stickstoffgas veratmet wird, so beträgt der Sauerstoffbedarf ausgedrückt durch die Nitratreduktion $\mathcal{N}$ (in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^2$)

$$M_O^2 = \frac{\mathcal{N}}{\phi(D_2 - D_1)} \cdot ((1-\eta)\cdot\Omega_{N_2} + \eta\cdot\Omega_{NO_3}) \ . \tag{5.105}$$

Hierbei beschreibt ϕ die Porosität des Sediment und $D_2 - D_1$ die aktuelle Schichtdicke der Denitrifikationsschicht zur Umrechnung der Nitratreduktion im Porenwasser in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^3$. $\Omega_{N_2} = 2$ und $\Omega_{NO_3} = 5/4$ sind die stöchiometrischen Koeffizienten, die sich aus den chemischen Reaktionsgleichungen ergeben.

Produktions- und Verbrauchtsterme

Die Produktions- und Verbrauchsterme für die Nährstoffe Ammonium und Phosphat, die die aktuelle Porenwasserkonzentration ändern, ergeben sich aus den jeweiligen Flüssen in den Abschnitten 5.2.1, 5.2.2 und 5.2.3 sowie aus der Nitrifikation und Denitrifikation (Abschnitt 5.2.5). Die Umsätze durch benthische Diatomeen, Sekundärproduzenten und aerobe Bakterien inklusive der Nitrifikation bestimmen dabei die Porenwasserkonzentration in der oxischen Schicht $[0, D_1]$, die Umsätze durch anerobe Bakterien inklusive der Denitrifikation die Porenwasserkonzentration in der Nitrat-dominierten Schicht $[D_1, D_2]$.

Hierbei wird angenommen, dass die Nährstoffe jeweils homogen in den Schichten verteilt sind, so dass für die Produktionsflüsse M_N^1 in der aeroben Schicht und M_N^2 in der anaeroben Schicht (jeweils in $\mathrm{mmol}/(\mathrm{M}^3.\mathrm{d})$ PW)

$$M_N^1 = \frac{1}{\phi D_1} \cdot f^1_{prod_N} \qquad N = n, p \tag{5.106}$$

$$M_N^2 = \frac{1}{\phi(D_2 - D_1)} \cdot f^2_{prod_N} \qquad N = n, p \tag{5.107}$$

gilt. Hierbei sind die $f^i_{prod_N}$ $(i = 1,2)$ die Produktions- und Verbrauchflüsse von Ammonium[16] bzw. Phosphat in der oxischen bzw. Nitrat-dominierten Schicht in $\mathrm{mmol}/(\mathrm{m}^2.\mathrm{d})$. ϕ beschreibt die Porosität des Sediments.

Die Sauerstoffdynamik lässt sich von der Kohlenstoffdynamik der benthischen Organismen ableiten. Sie ist durch die Assimilation benthischer Algen und die Respiration von Algen, Sekundärproduzenten und aeroben Bakterien bestimmt. Ist $f^1_{prod_c}$ der gesamte Kohlenstoffumsatz durch benthische Algen, Sekundärproduzenten und aerobe Bakterien , so ist

$$M^1_O = \frac{\Omega_c}{\phi D_1} \cdot f^1_{prod_c} \tag{5.108}$$

der Sauerstoffverbrauch innerhalb der oxischen Schicht in Einheiten der Porenwasserkonzentration ($\mathrm{mmol\ O_2/m^3\ PW}$) unter Berücksichtigung der Porosität des Sediments ϕ. Hierbei ist D_1 die Dicke der oxischen Schicht und $\Omega_c = 1/12$, der Kehrwert der molaren Masse von Kohlenstoff.

Der „Sauerstoffverbrauch“ in der Nitrat-dominierten Schicht ergibt sich analog zu

$$M^2_O = \frac{1}{\phi(D_2 - D_1)} \cdot f_{prod^2_c}\ , \tag{5.109}$$

wobei $f^2_{prod_c}$ der Verbrauch durch die aneroben Bakterien in Form von Nitrat ist (Abschnitt 5.2.5).

Diffusion

Der Diffusionskoeffizient D in Gleichung 5.86 wird für alle gelösten Stoffe als gleich angenommen. Er setzt sich im Modell aus einem konstanten Anteil D_0, der die molekulare Diffusion beschreibt, dem Temperaturregulationsfaktor e_T nach Gleichung 4.44 und einem durch die Biologie bedingten Verstärkungsfaktor e_{irr} zusammen. Dieser Verstärkungsfaktor hängt wie bei der Bioturbation (Gleichung 5.84) von der gewichteten makrobentischen Biomasse ab:

$$D = D_0 \cdot e_T \cdot e_{irr} \tag{5.110}$$

[16] Liegt in der oxischen Schicht ein Ammoniumverbrauch vor, so wird angenommen, dass ein Teil davon in der Nitrifikationsschicht verbraucht wird. Der Verbrauchsterm in der oxischen Schicht wird in Form einer Michaelis-Menten-Abhängigkeit von der pelagischen Wasserkonzentration vermindert.

$$e_{irr} = \mu_{min} + \mu_{irr} \cdot \frac{Y_{irr}}{Y_{irr} + Y_{irr}^h} \qquad \text{mit} \qquad Y_{irr} = \sum_i \beta_i Y_i \; . \tag{5.111}$$

Hierbei ist μ_{min} die minimale Verstärkung und μ_{irr} die zusätzliche biomassenabhängige Verstärkung. Y_i ist die Biomasse der i-ten funktionellen Gruppe und β_i die Gewichtung, mit der diese funktionelle Gruppe zur Bioirrigation beiträgt.

Oberflächenkonzentrationen

Die pelagischen Konzentrationen an der Sedimentoberfläche in Gleichung 5.88 entsprechen sicher nicht den mittleren Konzentrationen im Pelagial, da sich ein Gradient zwischen pelagischen und benthischen Konzentrationen ausbildet. Um dies zu berücksichtigen, wird eine Konzentration C_0 als Oberflächenkonzentration angenommen, die von der mittleren pelagischen Konzentration C, der aktuellen Gesamtproduktion $\mathcal{P}$ und einem Mischungskoeffizienten ζ abhängt:

$$C_0 = \begin{cases} C + \zeta \mathcal{P} & \mathcal{P} \geq 0 \\ \frac{C^2}{C - \zeta \mathcal{P}} & \mathcal{P} < 0 \end{cases} \; . \tag{5.112}$$

5.2.6 Porosität und Adsorption

Die Sedimente der Tidenzonen werden in drei Klassen abhängig vom Schlickgehalt eingeteilt:

- Schlickwatt: besteht zu mehr als 50 % aus Partikeln der Korngröße kleiner 63 μm
- Mischwatt: besteht zu 5 % - 50 % aus Partikeln der Korngröße kleiner 63 μm
- Sandwatt: besteht zu weniger als 5 % aus Partikeln der Korngröße kleiner 63 μm

Nach dieser Klassifikation gibt es im Rückseitenwatt von Spiekeroog nur kleine isolierte Bereiche von Schlickwatt. Der größte Teil des Rückseitenwatts wird von Sand- und Mischwatt gebildet. Im zentralen Bereich dominiert Sandwatt (Flemming und Davis, 1994). Im Modell wird daher angenommen, dass die Boxen zwei bis vier Sandwatt-dominiert, die Boxen fünf bis sieben Mischwatt-dominiert sind. Die Porosität des Sediments, die den Anteil des Porenraumes am Gesamtvolumen des Sediments angibt, nimmt von Sanden ($> 63\,\mu$m) zu Tonen ($< 63\,\mu$m) hin zu. Daher wird für die küstennahen Bereiche eine gegenüber den zentralen Bereichen eine leicht erhöhte Porosität angenommen. Die Parametrisierung orientiert sich an der von Ruardij und van Raaphorst (1995).

Die Fähigkeit des Sediments, Stoffe zu binden und damit die Porenwasserkonzentration zu verringern, hängt vom Stoff, von der Partikelgröße und vom Oxidationsstatus des Sediments ab. Die Ausbildung vertikaler Gradienten ist insbesondere bei Phosphat maßgeblich vom aktuellen Adsorptionskoeffizienten abhängig. Slomp und van Raaphorst (1993) konnten zeigen, dass ein linearer Zusammenhang zwischen der Porosität und dem Adsorptionskoeffizienten von Phosphat K_a besteht. Der Modellparameter p für die Adsorption beträgt nach Ruardij und van Raaphorst (1995)

$$p = K_a \frac{1-\phi}{\phi} \rho \,, \tag{5.113}$$

wobei ϕ die Porosität des Sediments und ρ die Dichte der Partikel ist.
Phosphat wird an Fe(III) gebunden. Da dieses in der oxischen und der Denitrifikationsschicht in hoher Konzentration vorliegt, ist der Adsorptionskoeffizient in diesen Schichten dementsprechend hoch ($\approx 350:1-450:1$). In der anoxischen Schicht führt die Reduktion von Fe(III) zu Fe(II) zur Freisetzung von Phosphat, so dass das Verhältnis von gebundenem Phosphat zu gelöstem Phosphat entsprechend niedrig ist ($\approx 2:1$). Der Adsorptionskoeffizient für die anoxische Schicht wird boxunabhängig parametrisiert. Ebenso wird der Adsorptionskoeffizient für Ammonium als gleich für alle Schichten und Boxen angenommen.

Silikatregeneration

Die Regeneration von Silikat aus Detritus zu gelöstem Silikat wird als Prozess erster Ordnung mit einer konstanten Regenerationsrate aufgefasst. Die Regeneration wird für die oxische und die Denitrifikationsschicht getrennt bestimmt, wobei jeweils die zur Verfügung stehende Silikatmenge in Form von Detritus nach Abschnitt 5.2.4 bestimmt wird. Die Veränderung der mittleren Eindringtiefe durch den Abbau von silikathaltigem Detritus wird entsprechend Gleichung 5.79 berücksichtigt.

Umrechnung in Porenwasserkonzentrationen

Die Umrechnung der benthischen Gesamtmassen M (in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^2$) in Porenwasserkonzentrationen C (in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^3\,\mathrm{PW}$) erfolgt unter Berücksichtigung der jeweiligen Schichtdicke D, in der eine Substanz vorliegt, der Porosität ϕ und bei Phosphat und Ammonium des Adsorptionskoeffizientens p (5.2.6) in dieser Schicht:

$$C = \frac{M}{\phi\, D\, (p+1)} \,. \tag{5.114}$$

Bei Nitrat und Silikat ist der Adsorptionskoeffizient p null.

Sauerstoffdynamik bei Trockenfall

Die Austauschprozesse zwischen Wassersäule und Sediment sind in Abschnitt 4.2.8 beschrieben. Es wird angenommen, dass zwischen jedem Voxel einer Box und dem Sediment ein Austausch von Nährstoffen und Sauerstoff stattfindet. Wie in Abschnitt 4.2.3 beschrieben, wird im Transportmodell eine Mindestwassertiefe von 10 cm angenommen. Diese Annahme muss für den Prozess des Sauerstoffaustauschs modifiziert werden, da der Sauerstoffeintrag bei Trockenfall über die Luft-Sediment-Grenzschicht bzw. über die Wasser-Sediment-Grenzschicht eines sehr dünnen Wasserfilms stattfindet. Für den über Gleichung 4.6 gegebenen Anteil $(1 - q_{wet})$ der Box, der trockenfällt, wird daher die in Abschnitt 5.2.5 beschriebene Oberflächenkonzentration auf den Sättigungswert von Sauerstoff in Wasser gesetzt und dann das resultierende Gleichgewichtsprofil berechnet. Für den von Wasser bedeckten Anteil q_{wet} der Box werden die Profile über die Konzentrationen der Voxel innerhalb der Box bestimmt.

6 Modellergebnisse

In diesem Kapitel wird das Modellverhalten untersucht, Modellergebnisse mit Felddaten verglichen und Sensitivitätsuntersuchungen analysiert. Diese Untersuchungen können streng genommen nur vorläufiger Natur sein, da die Datensätze, die Eingang in das Modell finden, bisher nicht konsistent sind. Dies bedeutet, dass die Datensätze nicht alle für denselben Zeitraum vorliegen bzw. aufbereitet sind. Insbesondere sind die Betrachtungen von kleinskaligen Prozessen qualitativer Natur, da die dem Transport zugrunde liegenden Strömungsdaten aus wenigen Tidenzyklen mittels Fourieranalyse extrapoliert werden (4.2.2). Es kann also nicht erwartet werden, dass das Modell ein spezielles Ereignis an einem bestimmten Zeitpunkt exakt widerspiegelt. Dennoch sind die qualitativen Aussagen von großer Bedeutung, da sie Hinweise darauf geben, welche Daten das System sensitiv beeinflussen. Die Modellierung kann somit Entscheidungshilfen dafür geben, welche Kenngrößen in welcher zeitlichen Auflösung erhoben werden müssen, um das Gesamtsystem Watt (für eine definierte Zielfrage) ausreichend genau zu beschreiben.

6.1 Beschreibung des Standardlaufs

Als Referenz für die folgenden Untersuchungen dient ein sogenannter Standardlauf. Für diesen Simulationslauf wird das Modell mit dem von Lenhart et al. (1997) beschrieben COCOA-Modell angetrieben (vgl 4.2.6 und Abbildung 4.7) . Dieses Randmodell ist ein Boxmodell im herkömmlichen Sinn und simuliert das ERSEM-Stoffkreislaufmodell für das Gebiet der gesamten Nordsee. Die Boxeinteilung bei COCOA ist so gewählt, dass die küstenahen Gebiete höher aufgelöst sind als der Rest des Modellgebiets. Die Kopplung beider Modelle erfolgt durch die Identifikation der Box 77 von COCOA mit der Box 1 von **EcoTiM**. Der Simulationslauf des Randmodells erfolgt mit Transportdaten, Einstrahlungsdaten, Temperatur und Schwebstoffdaten des Jahres 1995. Da insbesondere für die Nährstoffe Phosphat, Ammonium und Silikat die vom Modell vorgegebene Dynamik stark von den gemessenen Werten abweicht, werden für diese Nährstoffe die von der BAH für 1995 bei Helgoland gemessenen Werte (Wahl, 1997) als Randbedingungen berücksichtigt (Abschnitt 4.2.6).

Die Modellsteuerung erfolgt wie in Kapitel 3 beschrieben und in Abbildung 3.1 dargestellt. Die Simulation beginnt mit Tag 0, an dem die Simulation mit vorgegebenen Startwerten initialisiert wird. Diese Startwerte werden aus einem „einge-

schwungenen“ Lauf über 20 Jahre ermittelt[1]. Hierbei wird eine Problematik offensichtlich, die sich aus der Multiskalität des Modells ergibt. Bei den bisherigen Implementationen von ERSEM wurde vereinfachend von einer Jahreslänge von 360 Tagen ausgegangen. Die Startwerte, die am Tag 0 eingelesen werden, können also vom letzten Tag einer Simulation über mehrere Jahre entnommen werden. Bei **EcoTiM** ist die Jahreslänge nicht genau festsetzbar, da durch die Überlagerung von Mond- und Sonnentiden sowie der Periodizität des Randmodells und der Antriebsdaten keine Periodizität erreicht wird. Um die realen Verhältnisse möglichst genau wiederzuspiegeln, wird für ein Jahr die Dauer von 365.2 Tagen angesetzt. Eine genauere Auflösung der Tageslänge ist nicht sinnvoll, da die Integrationen mit einem Zeitschritt von $1/10$ Tag rechnen. Die Ergebnisse des Randmodells, die für ein Jahr der Länge 360 vorliegen, werden Fourier-analysiert und die Rekonstruktion des Signals auf die Dauer von 365.2 Tagen projiziert. Dies hat zudem den Vorteil, dass die Randwerte nicht als unstetige tägliche Werte eingelesen werden, sondern mit dem gewünschten Zeitschritt von $1/10$ Tag rekonstruiert werden.

Durch die Quasiperiodizität innerhalb des realen Systems Wattenmeer kann man somit auch vom Modell nur bedingt Aussagen auf kleiner Skala über einen langen Zeitraum erwarten. Selbst wenn man den exakten Zeitpunkt von Springhochwasser kennt und das Modell entsprechend kalibriert, so wird das Modell nach einer Laufzeit von einigen Monaten die Tidenzeiten nicht mehr exakt treffen. Um dies zu erreichen, müssten für den gesamten Simulationszeitraum Daten über Strömungsgeschwindigkeit, Wasserstand etc. hochaufgelöst vorliegen und in das Modell eingespeist werden. Aber selbst dann führt die Diskretisierung des Transportmodells zu Ungenauigkeiten. Ein Modell wie das vorliegende kann somit nur bedingt zu gleicher Zeit Langzeit- wie Kurzzeitvorhersagen machen. Betrachet man Simulationen über mehrere Jahre, um z.B. einen Trend festzustellen, so werden Schwankungen mit einer Periodenlänge von einer Tide nur dann zeitrichtig dargestellt, wenn die Antriebsdaten für diesen Zeitraum vollständig in genügend feiner Auflösung vor-

[1] Um einen eingeschwungenen Lauf zu erhalten, werden die Antriebsdaten Jahr für Jahr wiederholt, bis sich die Simulationsergebnisse aller Zustandsvariablen zweier aufeinanderfolgender Jahre nicht mehr unterscheiden. An dieser Stelle kommt ein interessanter Aspekt in der Betrachtung von Lösungen mathematischer Modelle zum Tragen. Löst man ein Anfangsrandwertproblem, so betrachtet man streng genommen nur den Einschwingvorgang eines Systems. Kennt man die Anfang- und Randbedingungen mit ausreichender Genauigkeit wird die berechnete Trajektorie im Allgemeinen mit dem Verhalten des realen Systems ausreichend genau übereinstimmen. Kennt man die Anfangs- und Randbedingungen nicht, wie es bei Ökosystemmodellen häufig der Fall ist, lässt man die Simulation so lange laufen, bis das System einen Orbit erreicht, dessen Periodizität zumeist durch die zugrunde gelegten Zwangskräfte bestimmt ist. In diesem Fall wird man diesen Orbit als Lösung des Systems betrachten - das System ist eingeschwungen.

liegen. Umgekehrt kann es bei der Betrachtung der Variation über eine Tide oder einen Spring-Nipp-Zyklus sein, dass die Ergebnisse für diesen kurzen Zeitraum hinreichend gut sind, dass Modell aber im weiteren Verlauf von den realen Werten abweicht, da die Anfangswerte nicht genügend genau vorliegen[2]. Dennoch macht ein multiskaliges Modell Sinn, da der Modellier- und Implementieraufwand nur einmal anfällt.

Die Simulationszeit für den Standardlauf beträgt auf einem PC mit einem 2.53 GHz Intel Pentium 4 Prozessor und 1 GB RAM 283 Sekunden für ein Jahr. Diese Rechenzeit erlaubt es, umfangreiche Sensitivitätsstudien durchzuführen.

6.1.1 Antrieb

Die physikalischen Antriebe, welche neben den Nordseekonzentrationen der Zustandsvariablen die wesentlichen Konditionen für den Modelllauf festlegen, werden teilweise vom Randmodell übernommen. So werden die täglichen Strahlungsdaten des COCOA -Modells für das Jahr 1995, die als tägliche Werte vorliegen (Abschnitt 4.3.1), übernommen und energieerhaltend auf die Zeitskala von $1/10$ Tag von **EcoTiM** rückgerechnet.

Die Temperaturwerte von COCOA werden nur für die Box 1 übernommen. Für die Wattgebiete (Boxen 2-7) wird die in Abschnitt 4.44 angegebene Temperaturkurve angenommen. Dies bedeutet, dass die Temperatur für die Voxel je nach ihrer Position gesetzt werden und sich die Temperatur nicht durch Mischung oder weitere physikalische Einflüsse verändert. Diese grobe Approximation ist ein Zugeständnis an die ursprüngliche Philosophie von ERSEM, die davon ausgeht, dass die physikalischen Kenngrößen nicht dynamisch bestimmt werden, sondern als externe statische Daten auf die Simulation wirken. Im Falle der Temperatur ist dies relativ unkritisch, da das biologische Modell nur über die Q_{10}-Werte (Gleichung 4.44) auf die Temperatur reagiert.

6.1.2 Bilanzierung und Modellfehler

Durch die in Abschnitt 4.2.2 beschriebene Implementation arbeitet das Modell massenerhaltend. Dies bedeutet, dass die Masse einer Substanz innerhalb eines Voxels, bereinigt um den Massenaustausch mit der Nordsee, dem Sediment und anderen Voxeln, erhalten bleibt. Die Masse einer benthischen Substanz innerhalb einer Box, bereinigt um den Austausch mit den darüberliegenden Voxeln und den benachbar-

[2] siehe Fußnote 1 auf Seite 94

Box	2	3	4	5	6	7
min. Anzahl Voxel(Nippniedrigwasser)	13	8	4	1	1	0
max. Anzahl Voxel(Springhochwasser)	33	18	12	9	12	8

Tabelle 6.1: Anzahl der Voxel in den einzelnen Boxen bei Spring- bzw. Nippniedrigwasser. Die Gesamtzahl der Voxel im System beträgt 100.

ten Boxen, bleibt ebenfalls erhalten. Dadurch bleibt auch die Masse innerhalb des Rückseitenwatts im Mittel erhalten[3]. Um das Modell zu budgetieren, werden die Stoffflüsse über die Grenze zwischen Box 2 und Box 3 betrachtet. Man erhält somit den Austausch zwischen dem Rückseitenwatt und dem den Inseln vorgelagerten Gebiet.

Aufgrund der Vorab-Bestimmung des Wasserstandes ergibt sich für den Volumenstrom zwischen Box 2 und 3 temporär eine Abweichung. Diese Abweichung wird durch die Korrektur weitestgehend behoben, so dass der mittlere Nettoauswärtsstrom über 100 Tiden weniger als ein tausendstel Voxel beträgt.[4]

Die in Abschnitt 4.2.7 beschriebene Korrektur stellt sicher, dass das simulierte Volumen zu jeder Zeit mit dem vorab bestimmten Volumen übereinstimmt. Durch diese Korrektur werden im Mittel pro Zeitschritt 0.76 Voxel von Box 2 nach Box 3 verschoben und umgekehrt 0.43 Voxel von Box 3 nach Box 2. Betrachtet man sämtliche Korrekturen in allen Boxen so werden pro Zeitschritt im Mittel 5.24 Voxel verschoben. Im vorliegenden Modell entspricht dies 5.24 % aller Voxel. Dieser Wert kann durch eine größere Anzahl Voxel und einer damit verbundenen Verfeinerung der räumlichen Diskretisierung verbessert werden. Die im Modell betrachtete Zahl von 100 Voxeln stellt einen Kompromiss zwischen Genauigkeit und Rechenzeit dar. Die mittleren Voxelzahlen in den einzelnen Boxen ist in Tabelle 6.1 gegeben.

Die Bilanzierung von Kohlenstoff und den Nährstoffen Stickstoff, Phosphat und Silikat ergibt nach 100 Tiden eine Abweichung der tatsächlichen Vorkommen und der durch das Seegat ausgeströmten Masse von weniger als 0.05 % der Gesamtmassen im Rückseitenwatt[5]. Diese Differenz ist auf Rundungsfehler zurückzuführen.

Die Gesamtmassen an Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphat und Silikat im Rückseitenwatt bleiben über die Jahre stabil, wobei die jeweiligen Massen zu Jahresbeginn

[3] Da das System nur quasiperiodisch ist, ist die Masse nicht konstant.

[4] Aufgrund der zeitlichen Diskretisierung ist der vom Modell tatsächliche berechnete Volumenstrom nicht exakt null. Im Modell ist dieser Diskretisierungsfehler sogar größer als der durch den Voxeltransport verursachte Fehler.

[5] Das tatsächliche Vorkommen berechnet sich aus der Differenz der Masse zur Startzeit und der Masse nach 100 Tiden. Die ausgeströmte Masse ergibt sich durch Integration aller Stoffflüsse in das Rückseitenwatt bzw. aus dem Rückseitenwatt heraus. Hiebei sind der pelagische Strom, der benthische Strom partikulären Detritus sowie die Sieleinträge zu berücksichtigen.

etwas schwanken. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Periodizitäten der verschiedenen treibenden Kräfte keine ganzzahligen Vielfachen der Jahreslänge darstellen. Betrachtet man die Massen zur Zeit des ersten Springtidenhochwassers im Januar mit denen des ersten Springtidenhochwassers im Januar des folgenden Jahres[6] so beträgt die Differenz weniger als 1 % der über das Jahr gemittelten Massen für Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphat. Für Silikat liegt die Differenz bei 3 %. Dies ist die Folge der großen Schwankungen des benthischen Silikats.

6.1.3 Flushingzeit, Residenzzeit und Verweildauer

Wesentliche Kenngrössen zur Quantifizierung von Austauschprozessen sind die sogenannte Flushingzeit, die Residenzzeit, das Wasseralter und die Verweildauer. Die Flushingzeit gibt an, wie lange es dauert, bis der gesamte Wasserkörper eines Ästuars, einer Lagune oder eines Bassins durch Ozeanwasser oder im Falle von Süßwasserzufuhr über Flusseinträge durch Süßwasser ersetzt wäre. Im einfachsten Fall wird die Flushingzeit approximativ bestimmt, indem das Volumen des Rückseitenwatts durch das Austauschvolumen, dass sogenannte Tidenprisma, geteilt wird. Hierbei wird implizit davon ausgegangen, dass eine 100%iger Austausch stattfindet[7].

Die Bestimmung der Flushingzeit für die Rückseitenwatten ist nicht ohne Probleme, da die Berechnung nur dann sinnvoll ist, wenn das Gesamtvolumen gegenüber dem Austauschvolumen sehr groß ist und die Topographie des Gebiets eine starke Durchmischung zulässt. Im Bereich des Spiekerooger Rückseitenwatts ist das Austauschvolumen größer als das mittlere Volumen und die Rinnenstruktur führt dazu, dass das Wasser, das bei Ebbe den Wattbereich verlässt, teilweise mit der darauffolgenden Tide wieder einströmt.

Selbst wenn man einen zusätzlichen Austauschkoeffizienten[8], wie bei Baird et al. (2002) vorgeschlagen, einführt, kann aufgrund der Linearisierung keine gute Abschätzung erwartet werden. Für kleine Austauschkoeffizienten, wird die Flushingzeit mit dieser Berechnungsmethode zumeist unterschätzt (Luketina, 1998).

[6] Das erste Springtidenhochwasser im zweiten Jahr tritt einige Tage später auf als im vorangegangenen Jahr.

[7] Bei Tankexperimenten, bei denen eine Substanz der Konzentration C_0 zur Zeit $t = 0$ zugeführt wird, das Tankvolumen ideal durchmischt ist und der Abfluss und das Tankvolumen konstant sind, ist die Konzentration durch
$C(t) = C_0\, e^{-\frac{t}{T_f}}$
gegeben, wobei T_f nun als Flushingzeit bezeichnet wird. Hier gibt die Flushingzeit also die Dauer an, bis die Konzentration auf $1/e$ ihres Ursprungswerts gesunken ist.

[8] Dieser Austauschkoeffizient entspricht bei **EcoTiM** dem in Gleichung 4.13 beschriebenen Mischungsparameter.

Für tidendominierte Gebiete werden daher häufig andere Kenngrößen, wie das „Alter“ des Wassers bzw. die Residenzzeit zur Charakterisierung herangezogen (Monsen et al., 2002) . Das Alter des Wassers beschreibt die Zeit, die ein Wasserkörper braucht, um von einer Grenze des betrachteten Gebiets zu einer bestimmten Position innerhalb dieses Gebiets zu gelangen. Die Residenzzeit dagegen gibt an, wie lange ein Wasserkörper[9], der an einer bestimmten Position innerhalb des betrachten Gebiets startet, im Gebiet verweilt, bis er es verlässt. Diese Größen unterscheiden sich von der Flushingzeit dadurch, dass sie jeweils für verschiedene Teilgebiete innerhalb des Gebiets unterschiedliche Werte liefen, während die Flushingzeit eine integrative Kenngröße ist. Alter und Residenzzeit unterscheiden sich insbesondere dann, wenn die Strömungsverhältnisse asymmetrisch sind bzw. mehrere Zu- und Abflüsse vorliegen. Beide Größen zusammen kann man als die sogenannte Verweildauer (exposure time) betrachten, die angibt, wie lange ein Wasserkörper, der über eine Grenze in das betrachtete Gebiet gelangt, im Mittel in dem Gebiet verbleibt.
Betrachet man ein offenes Modellgebiet, bei dem die Tracer das Gebiet verlassen können, so kann aus der Anzahl der nach einer gewissen Zeit verbleibenden Tracer, die Flushingzeit berechnet werden. Sie liegt für das betrachtete Gebiet bei wenigen Tiden (Stanev, 2004). Das von Stanev verwendete Modell, welches auch die Strömungsdaten für **EcoTiM** bereitstellt, hat einen gegenüber **EcoTiM** leicht veränderten Modellansatz, wobei das dort betrachtete Spiekerooger Bassin in etwa den Boxen 3-7 entspricht. Vergleicht man von beiden Modellen Hochwasser- und Niedrigwasservolumen (V_h und V_l) sowie den Quotienten $\Delta V/V_l$ aus Tidenprisma $\Delta V = V_h - V_l$ und Niedrigwasservolumen, so stimmen die Verhältnisse beider Modelle in etwa überein (Tabelle 6.2)[10]. Man kann also erwarten, dass **EcoTiM** Flushingzeiten im Bereich von einigen Tiden simuliert.
Das Transportmodell von **EcoTiM** legt es nahe, anstelle der Flushingzeit die Verweildauer zu bestimmen. Hierzu wird für jedes Voxel die Zeit bestimmt, die es im Modellgebiet verbringt. Um zu berücksichtigen, dass keine vollständige Durchmischung mit Nordseewasser in Box 1 stattfindet (Gleichung 4.13), wird diese Zeit als dynamische Zustandsvariable betrachtet, die wie jede andere pelagische Variable transportiert und gemischt wird. Hierbei wird für die Box 1 grundsätzlich das Alter $A_0 = 0$ angenommen[11]. Um nun die Verweildauer des Wassers innerhalb des

[9] Bei der Residenzzeit muss nicht unbedingt ein Wasserkörper betrachtet werden. Der Vorteil bei der Bestimmung der Residenzzeit ist, dass auch die Zeit, die eine an einer Stelle eingebrachte Substanz braucht, um das Gebiet zu verlassen, betrachtet werden kann.

[10] Der Vergleich der Flächen ist nicht sinnvoll, da **EcoTiM** approximativ mit gleichbleibender Fläche rechnet. Das betrachtete Gebiet der Boxen 3-7 hat eine Fläche von $74.6\,\mathrm{km}^2$.

[11] Der Begriff „Alter“ bezieht sich hier nicht auf die bei Monsen et al. (2002) beschriebene Kenngröße,

	Einheit	EcoTiM	Stanev et al. (2003)
Springtide			
V_h	$10^6\,m^3$	230	184
V_l	$10^6\,m^3$	55	39
$\Delta V/V_l$	-	3.14	3.7
Nipptide			
V_h	$10^6\,m^3$	191	150
V_l	$10^6\,m^3$	70	47
$\Delta V/V_l$	-	1.73	2.2

Tabelle 6.2: Volumen und Tidenprisma bei **EcoTiM** für die Boxen 3-7 und für das Spiekerooger Bassin bei Stanev et al. (2003). Abweichungen ergeben sich durch den modifizierten Set-Up von **EcoTiM**.

Rückseitenwatts (Boxen 3-7) zu erhalten, wird das Alter auch nur in diesen Boxen erhöht . Für die Verweildauer A_i eines Voxels i gilt somit

$$A_i(t+\Delta t) = \begin{cases} \sigma_1\,(A_0 - A_i(t))\,\Delta t & \text{für Voxel i in Box 1} \\ A_i(t) & \text{für Voxel i in Box 2} \\ A_i(t) + 1\,\Delta t & \text{für Voxel i in Boxen 3-7.} \end{cases} \tag{6.1}$$

Hierbei ist σ der Durchmischungskoeffizient aus Gleichung 4.13. Für den Standardlauf beträgt $\sigma = 0.5\,1/\mathrm{d}$. Das zusätzliche diffusive Mixing nach Gleichung 4.12 ist in Gleichung 6.1 nicht aufgeführt.

Box	Verweildauer in Tagen
2	1.75 ± 0.17
3	2.04 ± 0.18
4	2.24 ± 0.18
5	2.45 ± 0.21
6	2.11 ± 0.19
7	2.17 ± 0.22

Tabelle 6.3: Mittlere Verweildauer (exposure time) des Wassers in Tagen in den einzelnen Boxen. Angegeben sind die Mittelwerte aller Voxel innerhalb der jeweiligen Box gemittelt über einen Monat und die Standardabweichungen dieser Mittelwerte über die Zeit.

Die Verweildauer des Wassers innerhalb einer bestimmten Box ergibt sich dann aus dem Mittel der Verweildauern aller Voxel innerhalb der Box. Die Ergebnisse sind in Abbildung 6.1 und Tabelle 6.3 dargestellt. Die mittlere Verweildauer hängt von der

sondern ist im ursprünglichen Sinne zu verstehen.

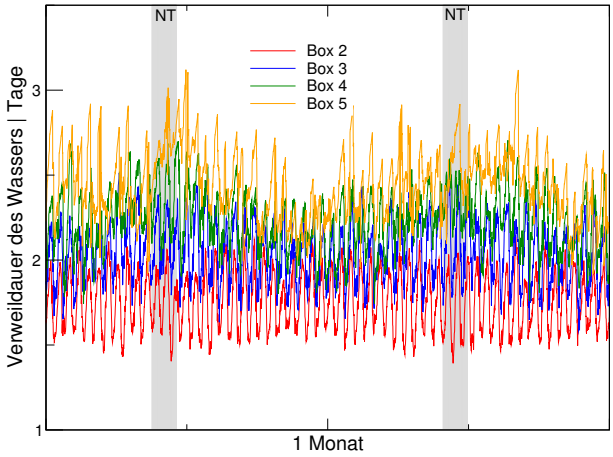

Abbildung 6.1: Mittlere Verweildauer (exposure time) des Wassers in den Boxen. Angegeben sind die Mittelwerte aller Voxel innerhalb der jeweiligen Box. Die grauen Streifen markieren die Zeitpunkte der Nipptide. Der Übersichtlichkeit halber sind die Boxen 6 und 7 nicht dargestellt. Die Verweildauern dieser Boxen liegen im Bereich der Boxen 3 und 4, weisen aber aufgrund der geringeren Wassertiefe eine höhere tidale Schwankung auf.

geographischen Position in Bezug auf das Seegat ab. Erwartungsgemäß ist die Verweildauer umso größer je weiter die Box vom Seegat entfernt ist. Die Verweildauer schwankt sowohl mit der halbtägigen Tide als auch mit dem Spring-Nipp-Zyklus. Diese Schwankungen sind umso ausgeprägter je flacher die Box ist. Bei Niedrigwasser ist das Wasser „älter“ als bei Hochwasser und bei Nipptide ist es im Mittel „älter“ als bei Springtide. Die in Tabelle 6.3 angegebenen Werte für die Verweildauer lassen auf Flushingzeiten von ca. 2-2.5 Tiden schließen[12]. Dies stimmt mit dem zugrundeliegenden hydrodynamischen Modell gut überein. Die Berechnung über das Tidenprisma anhand der Volumen aus Tabelle 6.2 ergibt eine deutlich zu kurze Flushingzeit in der Größenordnung von einer Tide.

6.1.4 Radioaktive Tracer

Um die Transportprozesse zu verifizieren, sollen im folgenden die kurzlebigen Radioisotope ^{223}Ra und ^{224}Ra betrachtet werden. ^{223}Ra mit einer Halbwertszeit von 11.4 Tagen und ^{224}Ra mit einer Halbwertszeit von 3.6 Tagen sind Produkte der Uran-Thorium-Zerfallsreihe. Aufgrund der kurzen Halbwertszeiten sind beide Isotope gut geeignet, die Dynamik im Wattenmeer zu untersuchen. Die Aktivität im Rückseitenwatt hängt sowohl von der Quelle im Sediment, als auch vom Mixing mit der aktivitätsarmen Nordsee in Box 1 ab. Die Gleichgewichtskonzentration von

[12] Ein Tag umfasst in etwa zwei Tiden und die Flushingzeit beträgt in etwa die Hälfte der Verweildauer.

^{223}Ra in der Nordsee wird mit 0.27 Bq/m^3, die von ^{224}Ra mit 4.85 Bq/m^3 angenommen. Bei diesen Werte handelt es sich um die Mittelwerte der von Hancock und Murray (1996) und von Colbert (2004) angegeben Werte für die küstennahe See.

Der Ausstrom aus dem Sediment wird wie in Hancock und Murray (1996) in Prozent des mittleren Ästuarvolumens angegeben. Hierbei wird davon ausgegangen, dass der Ausstrom im gesamten Bereich gleich ist. Für das Bega Ästuar wird von Hancock und Murray (1996) ein tägliches Austauschvolumen von ca. 15 % angegeben.

Die Simulationsergebnisse für den Bereich des Rückseitenwatts sind in Abbildung 6.2 für ein tägliches Austauschvolumen von 10 % des mittleren Volumens im Rückseitenwatt dargestellt und zeigen die Aktivitäten während der Springtide im Januar für den Bereich der Otzumer Balje (Box 3) sowie den küstennahen Bereich (Box 5) des Rückseitenwatts. Die Ergebnisse stimmen gut mit den von Schnetger et al. (2001) und Shaw (2003) angegebenen Werten für die Springtide im Januar 2000 überein. Die Aktivitäten von ^{223}Ra und ^{224}Ra unterscheiden sich in der relativen Amplitude (Differenz zwischen Maximum und Minimum bezogen auf den Mittelwert). Für ^{223}Ra ist die relative Amplitude geringer.

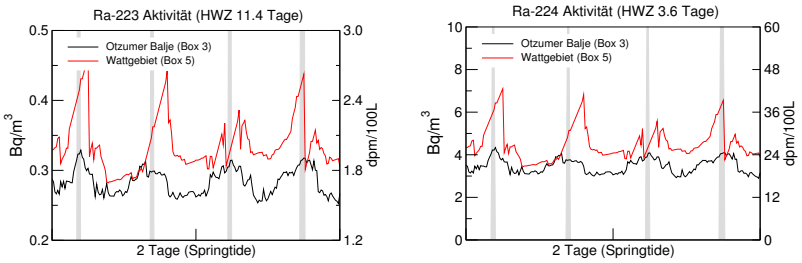

Abbildung 6.2: Simulierte Aktivitäten von ^{223}Ra (links) und ^{224}Ra (rechts) im Bereich der Otzumer Balje (Box 3, schwarz) und im küstennahen Bereich (Box 5, rot) des Rückseitenwatts während der Springtide im Januar. Die grauen Linien markieren jeweils Niedrigwasser.

Die Mittelwerte der Aktivität hängen von der angenommenen Aktivität in der Nordsee, der Aktivität im Sediment sowie von der Stärke des Mixings in der Nordsee ab (vgl. 4.2.6) ab. Die tidale Variabilität hängt im Wesentlichen von der Stärke des benthischen Ausstroms ab. Je größer der Ausstrom umso höher die Variabilität. Die dargestellten Simulationsergebnisse zeigen, dass die in den Abschnitten 4.2.5 und 4.2.6 gemachten Annahmen über die Mischungsprozesse in einer realistischen Größenordnung liegen.

6.1.5 Salzgehalt

Der Salzgehalts spielt für die Betrachtung der Stoffkreisläufe eine untergeordnete Rolle. Im Modell beeinflusst der Salzgehalt nur die Sauerstoffsättigung des Wassers (Abschnitt 4.3.5). Für die Verifikation des Transportmodells ist Salz als passiver Tracer eine bedeutende Größe. Der Salzgehalt im Modell wird durch die Randbedingungen der Nordsee, die Sielzugvolumen, den Niederschlag und die Verdunstung beeinflusst (Abschnitte 4.3.6 und 4.3.7). Messungen zeigen, dass im allgemeinen die Salzkonzentrationen in Küstennähe signifikant geringer sind als in der südlichen Nordsee (Schnetger et al., 2001). Dieser Gradient wird vom Modell reproduziert (Abbildung 6.3). Weiterhin unterliegt der Salzgehalt im Rückseitenwatt tidalen Schwankungen, mit höheren Konzentrationen bei Hochwasser. Der Eintrag von Süßwasser über das Siel erfolgt im Modell einmal täglich vor Niedrigwasser und verringert zuerst die Konzentration in Box 4. Durch das folgende aufflaufende Wasser wird dann der Wasserkörper geringerer Salzkonzentration in Richtung Küste in Box 5 gedrückt. Die Verringerung der Salzkonzentration beim darauffolgenden Niedrigwasser (zwischen den Sieleinträgen) ist eine Folge des Eintrags durch Niederschlag und der Verschiebung der Wasserkörper niedrigerer Konzentration aus der Rinne. Die tidale Salzgehaltsschwankung im flachen küstennahen Bereich (Box 5) ist nahezu unabhängig vom Sieleintrag (Abbildung 6.4, links). Sie ist auf die überproportionale Bedeutung des Niederschlags bei geringem Wasserstand zurückzuführen. Ohne jegliche Süßwassereinträge strebt das System für alle Boxen erwartungsgemäss auf die Nordseekonzentration zu (Abbildung 6.4, rechts)[13]. Für den Niederschlag werden die vom NLWK an der Messstelle Aurich gemessenen Monatsmittelwerte für 1999 angenommen (Post und Aden, 2003). Vereinfachend wird der Gesamtniederschlag als gleichmäßig über den Monat angenommen. Für die Simulationsläufe in Abbildung 6.3 und 6.4 beträgt der Niederschlag 3.17 mm pro Tag. Die Verdunstung wird mit 0.5 mm pro Tag bei 10 °C angenommen. Dieser Wert ist vermutlich zu niedrig. Eine Erhöhung des Wertes auf 2 mm pro Tag bei 10 °C führt nur zu geringfügig erhöhten Salzkonzentrationen, der qualitative Verlauf gleich bleibt[14].

Der relativ geringe Einfluss des Süßwassereintrags durch das Siel (vergleiche Abbildung 6.3 und 6.4) wird durch eine Überschlagsrechnung deutlich. Der Abfluss durch das Siel beträgt im Februar 1999 $4.427 \cdot 10^6\,\mathrm{m}^3$, dies bedeutet bezogen auf die

[13] Die Werte können tatsächlich aufgrund der Verdunstung leicht über der Nordseekonzentration liegen.

[14] Für die betrachtete Februarwoche beträgt die Verdunstung dann 1.18 mm pro Tag.

gesamte Fläche der Boxen 3-7 von 74.6 km^2 eine tägliche Süßwassermenge von weniger als 2 mm. Diese Rechnung vernachlässigt, dass der Abfluss nicht gleichmäßig über die Wattfläche verteilt wird, sondern das System mit der nächsten Tide größtenteils verlässt.

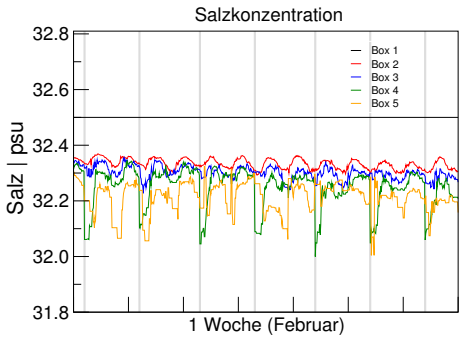

Abbildung 6.3: Salzkonzentrationen von der Nordsee (Box 1) bis zur Küste (Box 5) für die erste Februarwoche (Beginn bei Springtide). Die Nordseekonzentration ist auf 32.5 psu gesetzt. Die grauen Streifen geben den Zeitpunkt der Sieleinträge an. Die Sieleinträge finden einmal am Tag bei Niedrigwasser statt. Die Salzkonzentrationen sind durch den Sieleintrag, Niederschlag und Verdunstung beeinflusst. Angegeben sind jeweils die Mittelwerte aller Voxel innerhalb der jeweiligen Box.

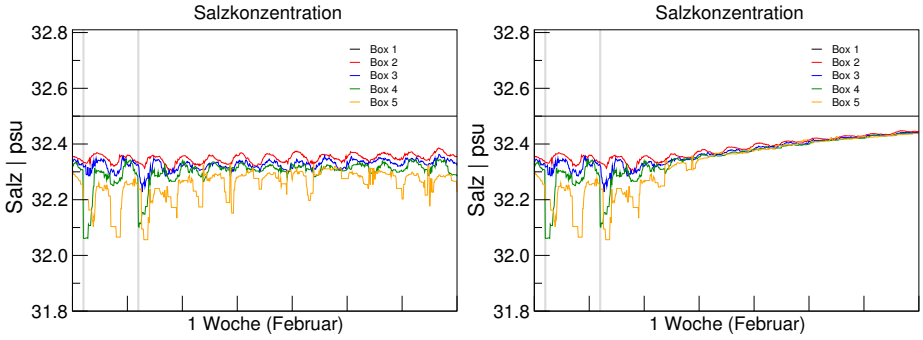

Abbildung 6.4: Die gleiche Darstellung wie in Abbildung 6.3, wobei ab dem dritten Tag kein Süßwasser über das Siel eingeleitet wird (links) bzw. weder Süßwasser noch Niederschlag ins System gelangen (rechts).

6.1.6 Pelagische Nährstoffe

Die Modellergebnisse für die Jahresgänge von Ammonium, Nitrat, Phosphat und Silikat sind für den küstennahen Bereich (Box 5) zusammen mit den Randbedingungen der Nordsee und den Messdaten von Liebezeit (nicht publiziert) dargestellt. Das Modell reproduziert die Jahresgänge der Nährstoffkonzentrationen mit den im

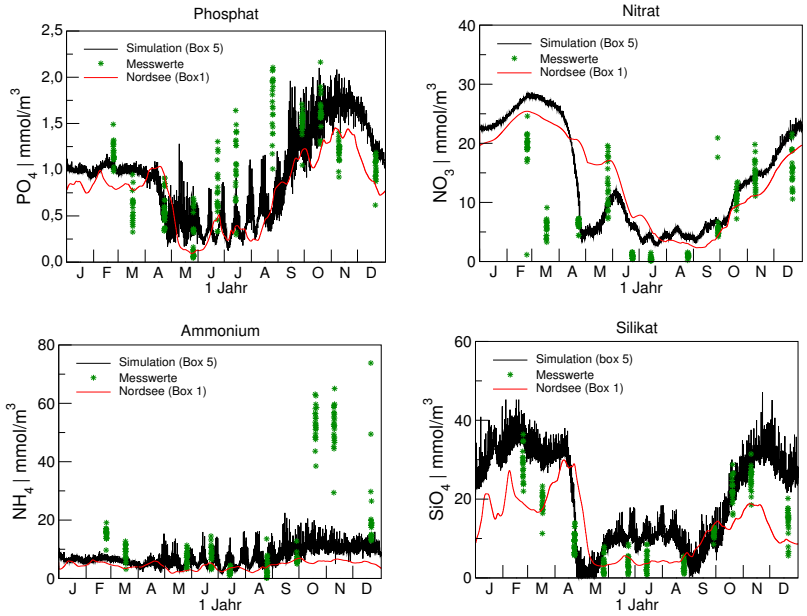

Abbildung 6.5: Jahresgänge der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat in Küstennähe (Box 5, schwarz) im Vergleich zu den Randbedingungen der Nordsee (rot) und zu Messungen (grün) (Liebezeit nicht publiziert). Die Randbedingungen der Nordsee sind für Ammonium, Nitrat und Silikat aus den Messdaten des BAH bei Helgoland für 1995 (Wahl, 1997) rekonstruiert (vgl 4.2.6), für Nitrat wurden die Daten direkt aus dem COCOA-Modell übernommen.

Sommer deutlich niedrigeren Werten als im Winter. Aufgrund der steigenden Phytoplanktonaktivität im Frühsommer werden die anorganischen Nährstoffe größtenteils in Biomasse umgewandelt und erst im Winter remineralisiert. Im küstennahen Bereich sind die Nährstoffkonzentrationen insbesondere im Winter höher als in der südlichen Nordsee. Eine Ursache für diesen Gradienten von der Küste hin zur offenen See besteht in der Topographie des Gebiets. Im Mittel nimmt die Wassertiefe von der Küste zur See hin zu. Sedimentations- und Remineralisationsprozesse haben somit im küstennahen Bereich auf die Wassersäule bezogen eine relativ größere Bedeutung (Abbildung 6.6). Dadurch bedingt ist die Konzentration anorganischer Nährstoffe bei geringer Wassertiefe höher, der Anteil organischen Materials ist im Bereich des tiefen Wassers größer (siehe auch Abbildung 6.29). Durch die Tide werden somit permanent anorganische Nährstoffe seewärts transportiert. Dieser Gradient kann im Gleichgewicht nur erhalten bleiben, wenn organisches Material in Richtung Küste transportiert wird. Im Modell folgt dadurch eine geringere Konzentration von pelagischem Detritus in Küstennähe als in der Nordsee. Durch einen zusätzlichen Einwärtstransport organischen Materials, der von Postma (1961) beschrieben wird, wird der Gradient in der pelagischen Detrituskonzentration teil-

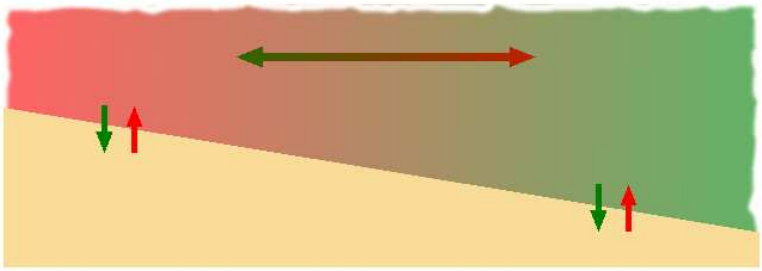

Abbildung 6.6: Erklärung für die Nährstoffgradienten von der Küste zur See. Organisches Material sedimentiert (kleine grüne Pfeile) und wird remineralisiert (kleine rote Pfeile). Die relative Bedeutung dieser Prozesse ist umso größer je geringer die Wassertiefe ist. Daher ist die Konzentration anorganischer Nährstoffe bei geringer Wassertiefe höher (rot), der Anteil organischen Materials (grün) ist im Bereich des tiefen Wassers größer. Durch die Tide werden somit permanent anorganische Nährstoffe seewärts transportiert. Dieser Gradient kann im Gleichgewicht nur erhalten bleiben, wenn organisches Material in Richtung Küste transportiert wird. Der rot-grüne Pfeil symbolisiert den seewärtigen Transport anorganischer Nährstoffe und den Transport organisch gebundener Nährstoffe in Richtung Küste.

weise kompensiert. Die Erklärung für die starken Schwankungen innerhalb eines Tages sind auf die Tidendynamik zurückzuführen und spiegeln die Schwankungen der Messdaten wieder, die während einer oder mehrerer Tiden erhoben wurden. Desweiteren ergeben sich Schwankungen aufgrund des Tag- und Nacht-Zyklus und dessen Überlagerung mit der Photoperiode mit einer Periodendauer von 15.5 Tagen[15].

Betrachtet man die Schwankungen innerhalb eines Tidenzyklus, so zeigen die Messungen, dass die Nährstoffkonzentrationen bei Niedrigwasser höher sind als bei Hochwasser. Eine Ursache hierfür ist der relativ höhere Einfluss der Remineralisation bei Niedrigwasser. Dieser Effekt ist im Winter eher schwach bis gar nicht ausgeprägt (Abbildung 6.7). Im Sommer ist die Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen bei Niedrigwasser in den Messungen wesentlich deutlicher ausgeprägt (Abbildung 6.9), da die Remineralisation aufgrund der größeren Verfügbarkeit organischen Materials im Benthal höher ist.

In der Simulation ist die Schwankung der Nährstoffkonzentration während des Tidenzyklus im Sommer ebenfalls größer als im Winter. Die Phasenlage entspricht der der Messungen. In der Simulation der Sommerwerte fällt auf, dass die Erhöhung der Nährstoffkonzentration bei Niedrigwasser nur nachts ausgeprägt ist. Tagsüber wer-

[15] Auf den ersten Blick erscheint es, als seien die Konzentrationen direkt vom Spring-Nipp-Zyklus abhängig. Nähere Untersuchungen zeigen, dass die Dynamik auch ohne die Amplitudenmodulation des Tidenhubs erhalten bleibt. Die Ursache für die Kopplung von Tag- und Nacht-Zyklus mit der Springtide ist in Abschnitt 6.5 beschrieben.

den die remineralisierten Nährstoffe sofort durch das Phytoplankton aufgenommen (Abbildung 6.10).

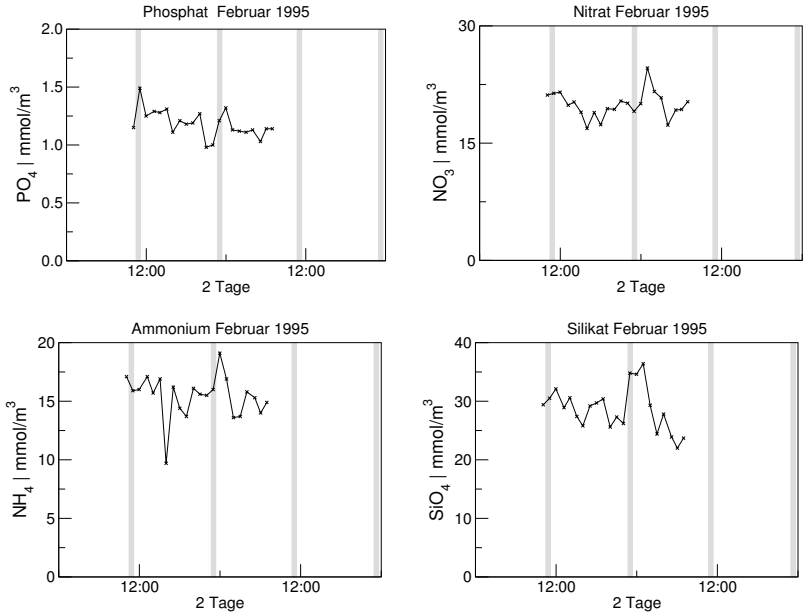

Abbildung 6.7: Messungen der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat vom 22.2.1995-23.2.1995 (Liebezeit et al., 1996). Der Zeitpunkt des Niedrigwassers ist grau hinterlegt.

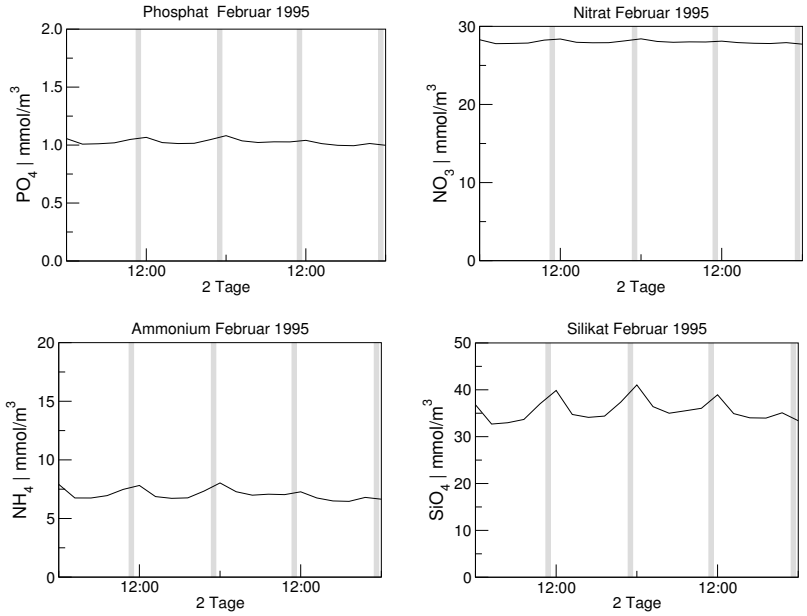

Abbildung 6.8: Simulation der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat für den Zeitraum vom 22.2.1995-23.2.1995. Der Zeitpunkt des Niedrigwassers ist grau hinterlegt.

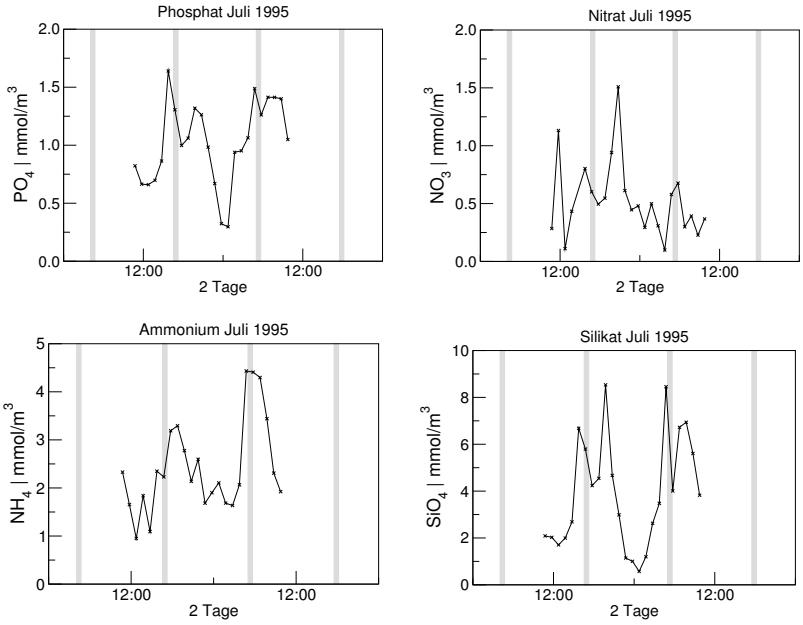

Abbildung 6.9: Messungen der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat vom 12.7.1995-13.7.1995 (Liebzeit nicht-veröffentlichte Daten). Der Zeitpunkt des Niedrigwassers ist grau hinterlegt.

6.1.7 Chlorophyll, Phytoplankton und Primärproduktion

Da sich die Konzentrationen von Chlorophyll und der Phytoplanktongruppen in den verschiedenen Boxen des Rückseitenwatts nur geringfügig unterscheiden, werden in Abbildung 6.11 und Abbildung 6.12 jeweils die mittleren Konzentrationen der Boxen 3-7 betrachtet.

Abbildung 6.11 zeigt die Chlorophyll-Konzentration in der Nordsee und im Rückseitenwatt. Aufgetragen sind jeweils die Simulationsergebnisse vom Randmodell COCOA mit den Messwerten der ECOMOD Datenbasis (Radach et al., 1995) und die Simulationergebnisse von **EcoTiM** mit den Messwerten aus dem Rückseitenwatt von Norderney (Rahmel et al., 1995). Die Chlorophyll-Konzentration wird in **EcoTiM** aus den Konzentrationen des Phytoplankton bestimmt (Abschnitt 5.1.1).

Im Modell erreicht die Chlorophyll-Konzentration im Rückseitenwatt Mitte April ihr Maximum, um dann Mitte Mai auf das Minimum des Sommers abzufallen. Zum Spätsommer hin steigt die Konzentration wieder an und bricht dann Ende Oktober zusammen. Die Maxima im Frühjahr und Spätsommer sind von den Diatomeen dominiert, die Werte im Sommer durch die Flagellaten. Pikophytoplankton und Dinoflagellaten tragen nur geringfügig zum Chlorophyll-Gehalt bei. Im Winter ist der Chlorophyll-Gehalt des Modells zu niedrig. Möglicherweise kann dies durch die dynamische Bestimmung von Chlorophyll, unter Berücksichtigung

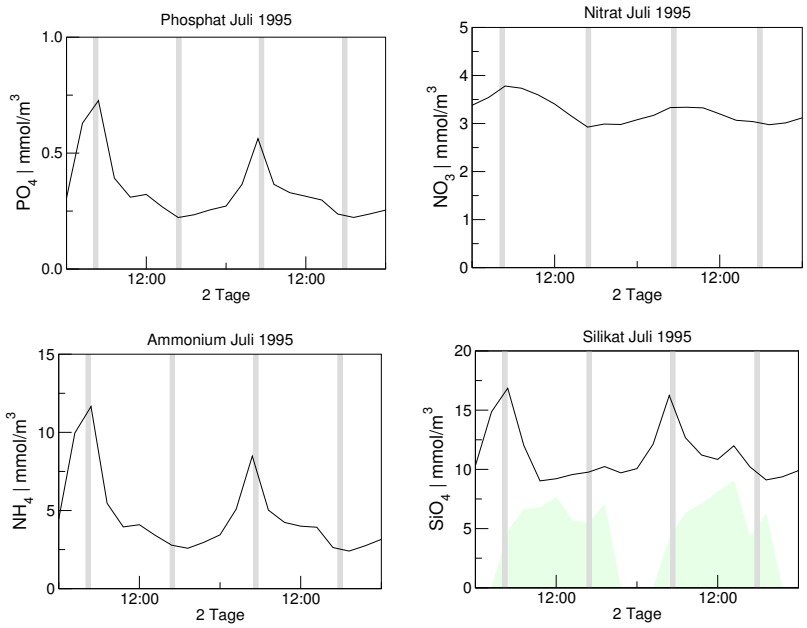

Abbildung 6.10: Simulation der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat für den Zeitraum vom 12.7.1995 - 13.7.1995. Der Zeitpunkt des Niedrigwassers ist grau hinterlegt. Der grüne Bereich gibt die Bruttoprimärproduktion an. Der Spitzenwert am 13.7.1995 liegt bei 1810 $\mathrm{mgC/(m^3 d)}$.

der Erhöhung des Chlorophyll-Gehalts innerhalb der Zellen unter Schwachlicht-Bedingungen, verbessert werden (siehe auch Abschnitt 6.6). Die Frühjahrsblüte

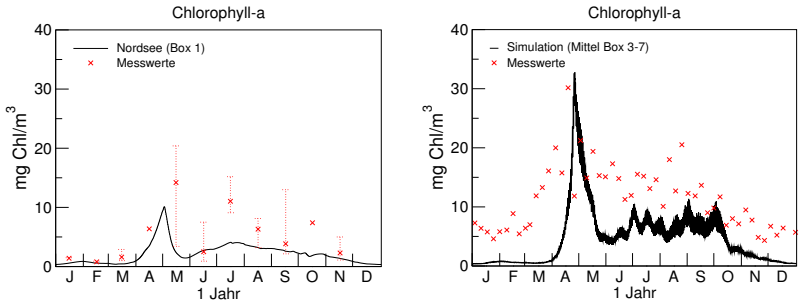

Abbildung 6.11: Simulierte Chlorophyll-Konzentrationen (schwarz) zusammen mit den Messwerten (rot) für die Nordsee (links) und das Rückseitenwatt (rechts). Die Messwerte für die Nordsee sind klimatologische Mittel der ECOMOD-Datenbasis (Radach et al., 1995). Dargestellt sind Mediane und 16.6%- bzw. 83.3%-Quantile. Die Messwerte für das Rückseitenwatt sind wöchentliche Mediane der Jahre 1985 bis 1991, die von Rahmel in Zusammenhang mit den in Rahmel et al. (1995) dargestellten *Phaeocystis*- und Diatomeenabundanzen, für das Norderneyer Rückseitenwatt gemessen wurden.

der Diatomeen wird durch die Mitte April einsetzende Limitierung durch Silikat (Abbildung 6.13) beendet und durch ein verstärktes Wachstum an Flagellaten abgelöst (Abbildung 6.12). Durch die im Mai einsetzende Phosphatlimitierung ist die

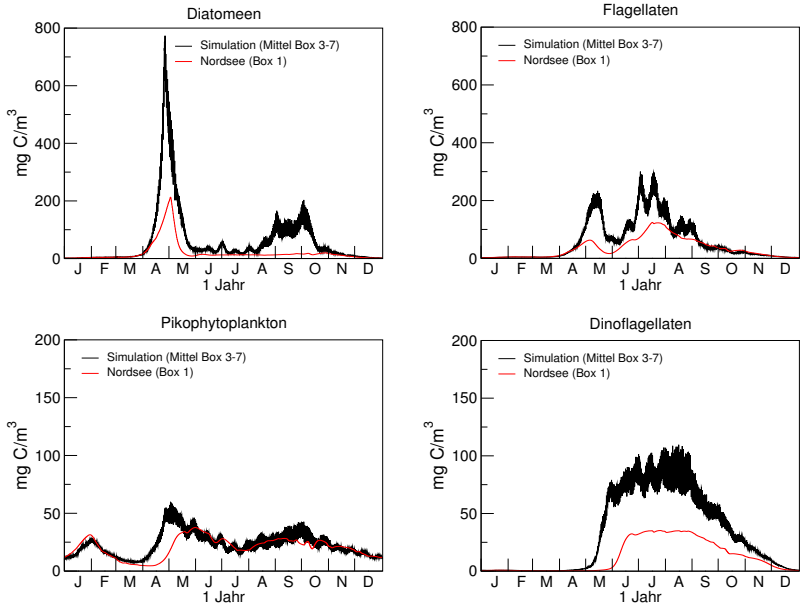

Abbildung 6.12: Jahresgänge der Phytoplanktonkonzentrationen im Bereich des Rückseitenwatts (Mittel der Boxen 3-7, schwarz) im Vergleich zur Nordsee (Box 1, rot). Man beachte die unterschiedlichen Skalen in der oberen und unteren Zeile.

Gesamtabundanz an Phytoplankton und damit die Chlorophyll-Konzentration in den Sommermonaten insgesamt zu niedrig. Dieser Effekt wird dadurch verstärkt, dass auch das Randmodell die Phytoplankton-Konzentrationen in der angrenzenden Nordsee unterschätzt und somit der Nettoauswärtstransport von Phytoplankton aus dem Wattgebiet überschätzt wird. Dieses Modellverhalten findet sich auch bei anderen Implementationen von ERSEM und ist die Folge eines zu geringen Phosphatanstiegs im Sommer (Ebenhöh et al., 1997). Hierdurch bedingt kommt es zu verstärkter Phosphatlimitierung des Phytoplanktons. Dieser Effekt wird in **EcoTiM** teilweise dadurch kompensiert, dass als Randbedingung nicht die modellierten Phosphatkonzentrationen für die südliche Nordsee angenommen werden, sondern Messwerte (Abschnitt 6.1). Das Wachstum des Phytoplanktons ist im Sommer durch die Verfügbarkeit von Nährstoffen begrenzt. Während sich das Fehlen von Stickstoff und Phosphat aufgrund der Speicherfähigkeit der Algenzellen verzögert auswirkt, wirkt sich das Fehlen von Silikat unmittelbar auf das Wachstum der Diatomeen aus. Wie in Abschnitt 5.1.1 beschrieben, greift die Silikatlimitierung somit direkt bei der Bruttoprimärproduktion, während das Fehlen von Stickstoff und Phosphat zu erhöhter Kohlenstoffexudation und Lysis führt. Zusätzlich führt der Nährstoffmangel bei Diatomeen und Dinoflagellaten zum Absinken der Zellen. Die von Rahmel et al. (1995) gemessenen Chlorophyll-Werte für die Jahre 1985 bis 1991 weisen deutlich höhere Winterwerte auf als die Simulation. Die von Nie-

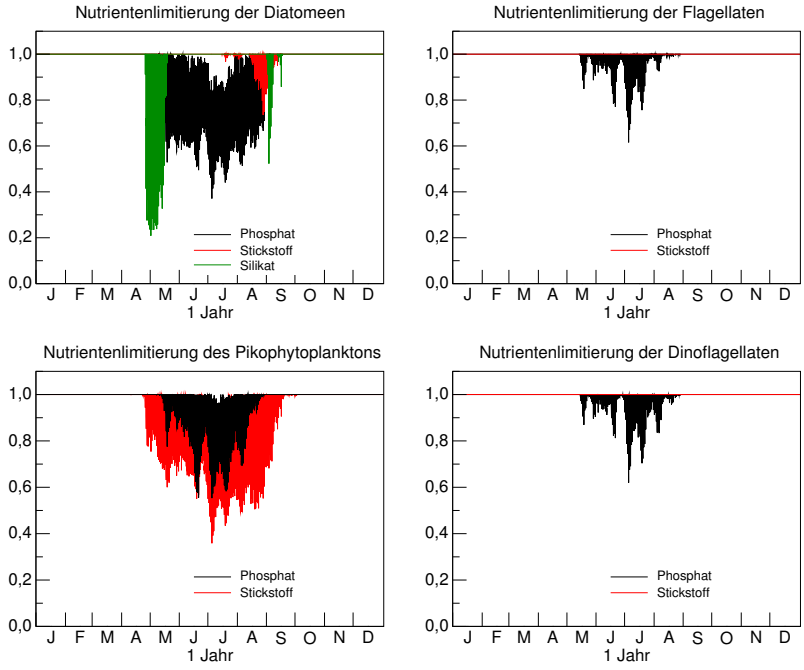

Abbildung 6.13: Jahresgänge der Limitationsfaktoren für die einzelnen Phytoplanktongruppen im Bereich des Rückseitenwatts (Mittel der Boxen 3-7).

sel und Günther (1999) beschriebenen Algenzellzahlen für das Spiekerooger Rückseitenwatts für die Jahre 1994-1996 zeigen keine derart hohen Winterabundanzen. Ein quantitativer Vergleich der Daten mit der Simulation ist jedoch aufgrund der Unsicherheit in der Umrechnung von Individuenzahlen auf Biomasse nur schwer möglich. Die Daten von Niesel und Günther (1999) zeigen, dass es im Jahr 1995 keine ausgezeichnete Frühjahrsblüte gegeben hat, wobei die Ursache hierfür nicht bekannt ist. Die Zellzahlen erreichen 1995 Mitte Juli ein Maximum von ca. $15 \cdot 10^6$ Zellen$/\mathrm{m}^3$. Die Artenzusammensetzung, mit einem hohen Anteil an Diatomeen und Flagellaten, wie sie sich in der Simulation zeigt, stimmt mit den Beobachtungen überein.

Die jährliche Nettoprimärproduktion des pelagischen Phytoplanktons beträgt für das Rückseitenwatt $73\,\mathrm{g\,C/m^2}$. Dies macht 53 % der gesamten Nettoprimärproduktion aus. Die Aufteilung Primärproduktion auf die einzelnen Boxen folgt dem Tiefenprofil (vgl. Abbildung 4.3 und 6.14). Der Anteil des pelagischen Phytoplanktons an der gesamten Primärproduktion ist ebenfalls von der Boxtiefe abhängig und ist umso größer, je tiefer die Box ist. Der Vergleich mit Messwerten ähnlicher Gebiete (Elbrächter et al., 1994) zeigt, dass die Modellergebnisse im vernünftigen Bereich liegen (Abbildung 6.14).

Das N:P-Verhältnis der anorganischen Nährstoffe hat einen ersten Peak Ende April

nach dem Zusammenbruch der Diatomeenblüte (Abbildung 6.12), nimmt dann kurzzeitig wieder ab, und erreicht Mitte Juni zur Zeit der stärksten Phosphatlimitierung (Abbildung 6.13) den Maximalwert von 67 mmol N/mmol P (Abbildung 6.14).

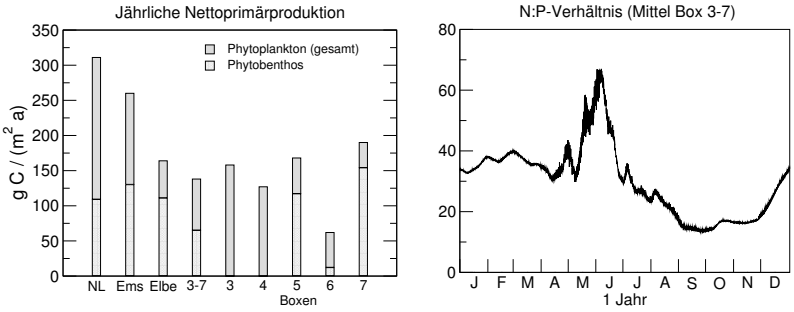

Abbildung 6.14: Jährliche Primärproduktion. Angegeben sind jeweils die Werte für das gesamte Phytoplankton (grau) für die einzelnen Box sowie für das gesamte Rückseitenwatt (Mittel der Boxen 3-7) in Vergleich zu den Niederländischen Wattgebieten (NL), dem Emsästuar (Ems) und den wattgebieten des Elbeästuars (Elbe) nach Elbrächter et al. (1994). Der Anteil des Phytobenthos ist hellgrau markiert. Das N:P-Verhältnis der anorganischen Nährstoffe ist für das gesamte Rückseitenwatt dargestellt (Mittel Boxen 3-7, rechts).

6.1.8 Pelagische Sekundärproduzenten

Da sich die Konzentrationen der Sekundärproduzenten in den verschiedenen Boxen des Rückseitenwatts nur geringfügig unterscheiden, werden in Abbildung 6.15 jeweils die mittleren Konzentrationen der Boxen 3-7 betrachtet.

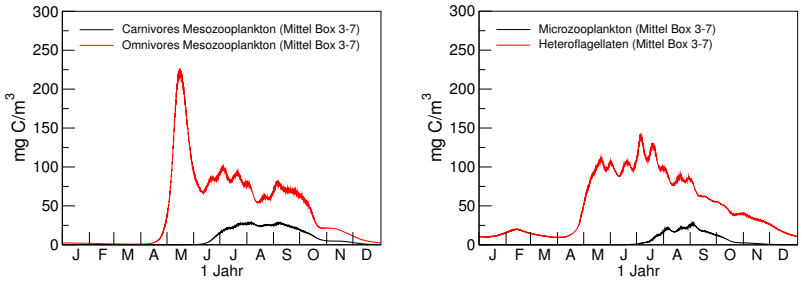

Abbildung 6.15: Jahresgänge des carnivoren und omnivoren Mesozooplanktons (links) sowie des Mikrozooplanktons und der heterotrophen Nanoflagelaten (rechts) für das Gebiet des Rückseitenwatt (Mittel der Boxen 3-7).

Das omnivore Mesozooplankton beginnt im Modell Ende April zu wachsen und erreicht Mitte Mai die Maximalabundanz von 230 mg C/m^3. Es zeigt einen ausgeprägten Peak zu dieser Zeit, um im Sommer auf Werte um 70 mg C/m^3 zu fallen. Im Winter ist im Modell praktisch kein omnivores Mesozooplankton vorhanden. Das carnivore Mesozooplankton beginnt Mitte Juni zu wachsen und erreicht Anfang

August die Maximalabundanz von knapp 30 mg C/m^3. Auch das carnivore Mesozooplankton verschwindet im Winter im Modell fast vollständig (Abbildung 6.15, links).

Das Mikrozooplankton beginnt Ende Juni zu wachsen und ereicht Ende August die Maximalabundanz von 30 mg C/m^3. Es ist im Modell im Winter praktisch nicht vorhanden.

Ein Vergleich mit den von Niesel und Günther (1999) beschriebenen Werten für das Spiekerooger Rückseitenwatt ist nur bedingt möglich, da die Umrechnung von Individuenzahlen auf Biomasse mit einem großen Fehler behaftet ist. Niesel und Günther geben für das Jahr 1995 eine ungewöhnlich niedrige Abundanz an Gesamtzooplankton verglichen mit 1994 an, wobei die Zahl der Kopepoden für beide Jahre vergleichbar ist. Die Zooplanktonabundanz bildet ein Plateau von Juni bis September von knapp $5 \cdot 10^5$ Ind./m^3 und fällt danach auf niedrige Winterwerte unter 10^5 Ind./m^3 ab. Auffällig ist das Ausbleiben eines Frühjahrespeaks im Jahr 1995, der eine Folge der fehlenden Frühjahrsblüte des Phytoplanktons ist.

Die heterotrophen Nanoflagellaten wachsen im Modell ab Ende April, um Anfang Juli die Maximalabundanz von 140 mg C/m^3 zu erreichen. Im Winter beträgt die Abundanz der heterotrophen Nanoflagellaten knapp 15 % des Sommermittels von 100 mg C/m^3 (Abbildung 6.15, rechts).

Die Dynamik der pelagischen Sekundärproduzenten weist zusammen mit den Primärproduzenten die charakteristischen Räuber-Beute-Zyklen auf (Lotka, 1925; Volterra, 1926), die sich aus dem Nahrungsnetz in Abbildung 5.1 ergeben. Diese sind von den jahreszeitlichen und den tidalen Zyklen überlagert.

6.1.9 Pelagische Bakterien, Detritus, POM und DOC

Die pelagischen Bakterien erreichen ein erstes Maximum Anfang Mai nach der Frühjahrsblüte der Diatomeen mit 90 mgC/m^3 und Anfang Juli die Maximalabundanz von 96 mg C/m^3. Die Winterabundanz der pelagischen Bakterien beträgt 36 % des Sommermittels von 68 mg C/m^3 (Abbildung 6.16). Vergleicht man dies mit den von Rink et al. (2003) im Jahr 2003 gemessenen Individuenzahlen, so stimmt der Jahresgang mit niedrigeren Werten in Frühjahr und Herbst in etwa überein. Die Messwerte reichen von $3.8 \cdot 10^6$ Ind./ml ($\approx$ 75 mg C/m^3) im Frühjahr über $7.0 \cdot 10^6$ Ind./ml ($\approx$ 141 mg C/m^3) zu $3.3 \cdot 10^6$ Ind./ml ($\approx$ 65 mg C/m^3) im Herbst und berücksichtigen sowohl freilebende als auch Partikel-assoziierte Bakterien[16].

[16] Die Umrechnung von Bakterienzahlen in Biomasse stellt eine sehr grobe Abschätzung dar: 1 Zelle $= 20 \cdot 10^{-15}$ g C.

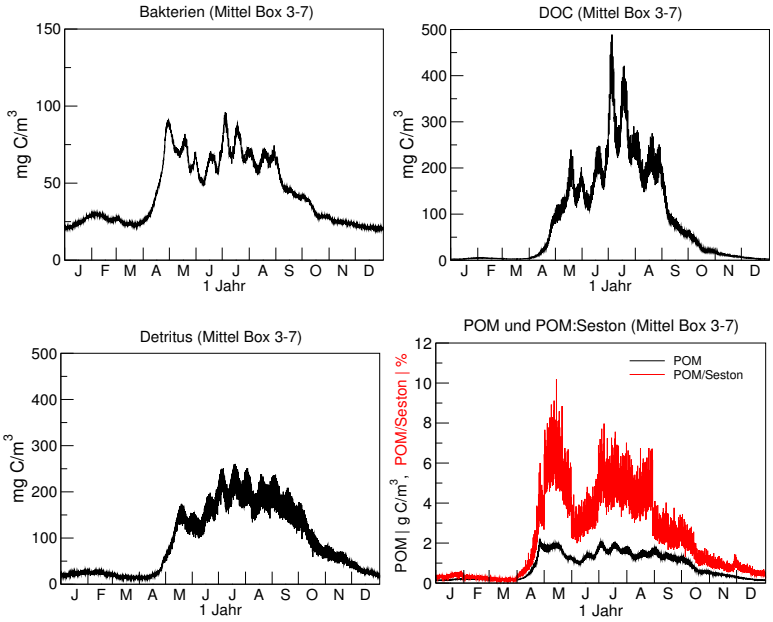

Abbildung 6.16: Jahresgänge der pelagischen Bakterien (links), des DOC (oben links), des pelagischen Detritus (unten links) und des POM sowie des Anteils an POM am Gesamtschwebstoff (unten rechts) für das Gebiet des Rückseitenwatts (Mittel der Boxen 3-7).

DOC erreicht ein erstes Maximum Mitte April nach dem Zusammenbruch der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons. Die Lysis des Phytoplanktons aufgrund der Nährstofflimitierung führt Anfang Juli zu einer starken Erhöhung des DOC auf bis zu $490\,\mathrm{mg\,C/m^3}$. Das plötzliche Aufkommen großer Mengen DOM führt dazu, dass dieses organische Material durch die Bakterien nicht mehr instantan abgebaut werden kann. DOM wird erst im Laufe des Jahres bakteriell zersetzt. Der Winterwert beträgt dann nur $2\,\mathrm{mg\,C/m^3}$. Dieser niedrige Wert ist eine Konsequenz des „microbial loop“-Modells in ERSEM (Abschnitt 5.1.3). In diesem Modell wird DOM als vollstängig biologisch abbaubar beschrieben. Da das Modell weder die Güte noch das Alter des organischen Materials berücksichtigt, wird das gesamte DOM im Winter abgebaut. Der Vergleich der simulierten Werte mit Messdaten ist schwierig, da im allgemeinen der Anteil an leicht-abbaubarem Material an der Gesamtmenge nicht bekannt ist.

Die Konzentration des Detritus beträgt im Winter im Mittel $20\,\mathrm{mg\,C/m^3}$, im Sommer $180\,\mathrm{mg\,C/m^3}$. Die POM-Werte[17] sind im Winter niedriger als die im Sommer und erreichen Werte bis $2\,\mathrm{g/m^3}$. POM stellt nach der Blüte bis zu 8 % der gesamten Schwebstoffe (Abbildung 6.16). Die Werte für POC sind mit $0.76\,\mathrm{g/m^3}$ im Juli niedriger als die im Juli 2003 gemessenen Werte von im Mittel ca. $1.2\,\mathrm{g\,C/m^3}$ (Lu-

[17] POM:POC=2:1.

nau, 2004). Auffallend ist außerdem, dass das Modell für POM ein deutliches jahreszeitliches Signal mit deutlich höheren Werten im Sommer als im Winter zeigt, während die tatsächlichen Werte über das Jahr kaum schwanken. Im Mittel sind die Modellwerte daher zu niedrig.

6.1.10 Benthische Nährstoffe

Die Dynamik der benthischen Nährstoffe hängt stark vom betrachteten Gebiet ab. Durch die in Abschnitt 5.2.5 beschriebene Dynamik der Horizonte von Sauerstoff und Nitrat und der Bestimmung der Gleichgewichtsprofile für die Nährstoffe ist die mittlere Porenwasserkonzentration stark von den aktuellen Schichtdicken abhängig (Abbildung 6.17). Im Modell hängen die Eindringtiefen sowohl von Sauerstoff als

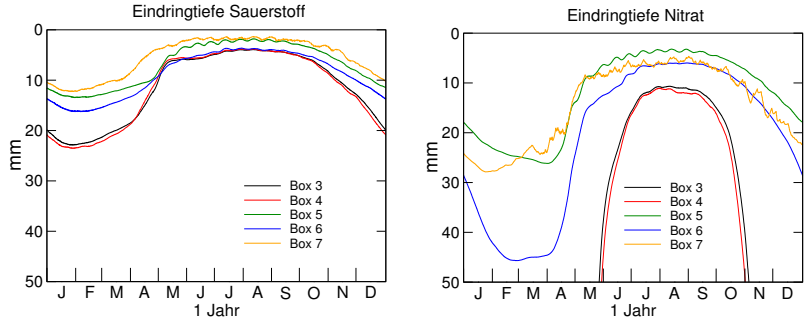

Abbildung 6.17: Jahresgänge der Eindringtiefen von Sauerstoff (links) und Nitrat (rechts) in das Sediment in den verschiedenen Boxen des Rückseitenwatt nach Abbildung 4.2. Die Graphen für die Eindringtiefe von Nitrat der Boxen 3 und 4 sind der Übersichtlichkeit halber abgeschnitten. Die Eindringtiefe von Nitrat in diesen Boxen erreicht im Winter die maximale Modelltiefe von 30 cm.

auch von Nitrat direkt von der jeweiligen Boxtiefe (Abbildung 4.3) ab. Die Eindringtiefen sind umso größer, je tiefer die Box ist. Für Sauerstoff werden im Winter Eindringtiefen von ca. 22 mm in der Rinne (Boxen 3 und 4) und $12-16$ mm auf den Wattflächen (Boxen 5–7) erreicht. Im Sommer bewegen sich die Eindringtiefen im Bereich von $1.5-4$ mm. Die Eindringtiefe in den flachen Bereichen (Boxen 5–7) folgen vom Frühjahr bis zum Herbst dem Spring-Nipp-Zyklus[18]. Zwei Tage nach der Springtide ist die Eindringtiefe maximal und bis zu 0.7 mm größer als nach der Nipptide. Die Dynamik innerhalb einer Tide kann in den flachen Bereichen als sehr schwaches Signal ausgemacht werden.

Die von Walpersdorf et al. (2003) auf dem Janssand (siehe Abbildung 4.4) gemessene Eindringtiefe beträgt im März im Mittel ca. 20 mm und im Oktober ca. 0.5 mm.

[18] siehe Fußnote 15 auf Seite 105.

Die Sauerstoffeindringtiefe schwankt innerhalb einer Tide bis zu $20-30\,\mathrm{mm}$, wobei die Eindringtiefe bei Hochwasser niedriger als bei Niedrigwasser ist.

Die Eindringtiefe von Nitrat beträgt in den flachen Boxen 5 und 7 im Winter ca. 26 mm. Für die etwas tiefere Box 6 werden Winterwerte von 46 mm erreicht. In der Rinne (Boxen 3 und 4) dringt Nitrat bis zur maximalen Sedimenttiefe des Modells (30 cm) ein. Im Sommer beträgt die Eindringtiefe für die flachen Bereiche $3.5-6\,\mathrm{mm}$, in der Rinne um 11 mm. Auch die Eindringtiefe von Nitrat folgt dem Spring-Nipp-Zyklus phasengleich zur Sauerstoffeindringtiefe mit bis zu 1.5 mm größeren Eindringtiefen nach der Springtide im Vergleich zu den Minimalwerten nach der Nipptide. Bei der Eindringtiefe von Nitrat kann sowohl die Tide als auch der Tagesgang im küstennahen Bereich als schwaches Signal ausgemacht werden.

Oelschläger (2000) konnte in einzelnen Tiefenprofilen Nitrat in einer Tiefe von 25 cm nachweisen.

Die Jahresgänge der Porenwasserkonzentrationen der vier betrachteten Nährstoffe zeigen kein einheitliches Bild (Abbildung 6.18). Die Phosphatkonzentrationen in den tiefen Boxen erreichen im Juli ihren Maximalwert von knapp $9\,\mathrm{mmol/m^3}$. In diesen Boxen ist im Winter der größte Anteil an Phosphat gebunden und wird im Sommer mit Verringerung der Eindringtiefe von Nitrat freigesetzt. In den flachen Boxen, in denen die Nitrateindringtiefe weniger stark variiert, ist die Phosphatkonzentration im Winter bzw. Frühjahr höher als im Sommer. Die Maximalwerte erreichen Mitte März $2\,\mathrm{mmol/m^3}$ in Box 7 und Anfang Mai $3\,\mathrm{mmol/m^3}$ in Box 5.

Messungen auf der Gröninger Plate (Box 5, siehe Abbildung 4.4) zeigen geringe Werte im Frühjahr, die im Sommer ansteigen. Das Maximum wird 1995 im August mit einem Median von ca. $5\,\mathrm{mmol/m^3}$ erreicht. Die Abweichung des simulierten Jahresgangs vom gemessenen ist unter anderem eine Folge des zu späten Anstiegs der Oberflächenkonzentration des Phosphats im Sommer. Desweiteren muss der Prozess der Adsorption besser an die Begebenheiten des Rückseitenwatts angepasst werden.

Nitrat zeigt für alle Boxen im Winter höhere Konzentrationen als im Sommer. Die Werte liegen umso höher, je tiefer die Box ist. In den flachen Boxen werden im Januar und Februar Winterwerte von ca. $13-15.5\,\mathrm{mmol/m^3}$, in der Rinne werden Mitte Februar Werte von über $70\,\mathrm{mmol/m^3}$ erreicht. Die minimalen Sommerwerte liegen zwischen $0.3\,\mathrm{mmol/m^3}$ in Box 7 und $7.5\,\mathrm{mmol/m^3}$ in Boxen 3 und 4. Messungen im Bereich der Gröninger Plate zeigen Winterwerte von bis zu $40\,\mathrm{mmol/m^3}$ als lokale Peaks in einzelnen Tiefenprofilen. Die Sommerwerte liegen größtenteils unterhalb der Nachweisgrenze (Oelschläger, 2000).

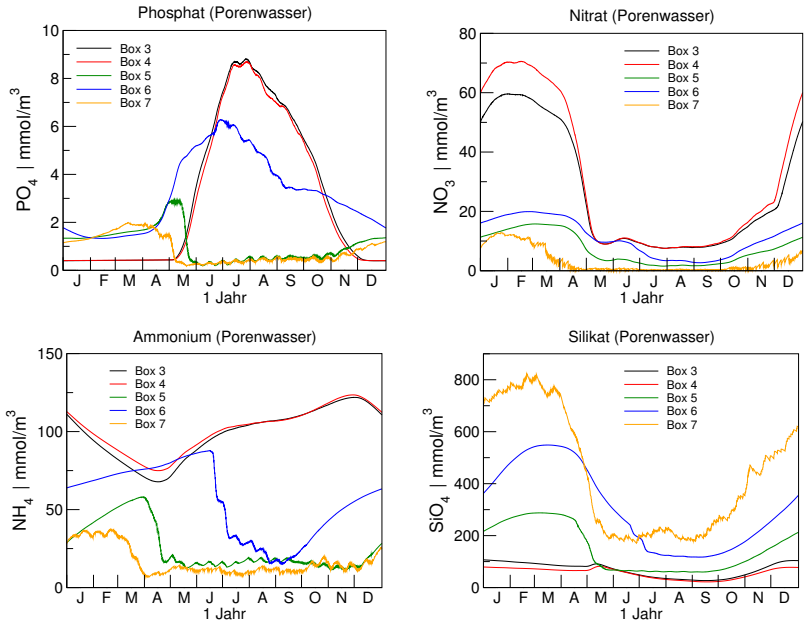

Abbildung 6.18: Jahresgänge der Porenwasserkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat für die verschiedenen Boxen des Rückseitenwatt nach Abbildung 4.2.

Die Ammoniumdynamik entspricht im Modell in den flachen Boxen der Nitratdynamik mit Winterwerten von maximal 58 mmol/m^3 in Box 5 und Sommerwerten von knapp 8 mmol/m^3 in Box 7. In den tiefen Boxen 3 und 4, in denen die Nitratschicht im Winter bis an die künstliche Sedimentgrenze reicht, weicht die Dynamik ab. Die maximalen Werte von 123 mmol/m^3 werden in Box 4 Anfang Dezember erreicht, die minimalen von 68 mmol/m^3 treten in Box 3 Mitte April auf. Die Messungen auf der Gröninger Plate zeigen eine Anstieg des Medians der Ammoniumwerte im Juni auf über 50 mmol/m^3 (Oelschläger, 2000).

Silikat weist bezogen auf die Schichtdicke gegenüber Nitrat eine entgegengesetzte Dynamik auf. Je flacher die Box umso größer ist die Silikatkonzentration im Porenwasser. Der Jahresgang zeigt Maximalwerte Ende Februar von über 800 mmol/m^3 in Box 7 und Minimalwerte im Juli bis September von bis zu 22 mmol/m^3 in Box 4. Silikat ist gegenüber den von Oelschläger gemessenen Werten deutlich zu hoch. Diese betragen im Mittel im Winter 30 mmol/m^3 und im Sommer 50 mmol/m^3 mit Spitzenwerten im Juni bis zu 400 mmol/m^3. Diese Problematik tritt ebenfalls bei dem Nutrientenmodell von Ruardij und van Raaphorst (1995) im Bereich der südlichen Nordsee auf.

Die Porenwasserprofile in Abbildung 6.19 ergeben sich aus dem in Abschnitt 5.2.5 beschriebenen Verfahren zur Bestimmung der Gleichgewichtskonzentrationen und sind für eine Frühjahrs- und Sommersituation dargestellt.

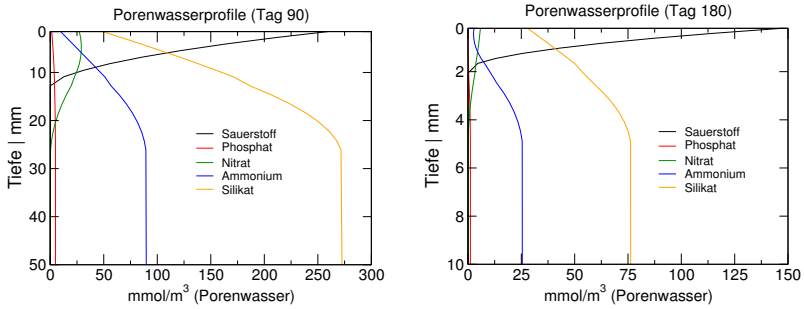

Abbildung 6.19: Porenwasserprofile von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat im Bereich der Box 5 für eine Frühjahrsituation (links) und eine Sommersituation (rechts). Dargestellt sind jeweils die Profile, die sich in der Box 5 unter einem beliebigen Voxel ausbilden (siehe 5.2.5). Man beachte die unterschiedliche Achsenskalierung.

6.1.11 Phytobenthos

Das Wachstum des Phytobenthos hängt stark von der Tiefe der darüberliegenden Box und der damit verbundenen Extinktion ab. Es wächst ausschliesslich in den flachen Boxen 5-7. Diatomeen und Nicht-Diatomeen zeigen in den flachen Boxen 5 und 7 einen ähnlichen Jahresgang mit niedrigen Winterwerten und einem Sommerplateau von April bis September. Die Dynamik zeigt eine ausgeprägte Abhängigkeit vom Tag- und Nacht-Rhythmus und vom Tidenzyklus[19]. Im Winter fallen die Maxima der Phytoplanktonabundanzen mit der Springtide und die Minima mit der Nipptide zusammen. Zu Beginn des Frühjahrswachstums verschieben sich die Extrema um etwa 5 Tage, so dass die Maximalwerte der Abundanz erst zeitversetzt auftreten. Im Herbst verschiebt sich die Kurve wieder, so dass Abundanz und Spring-Nippzeit wieder phasengleich sind. Die Abhängigkeit von Tidenzyklus und Tageszyklus wird in Abschnitt 6.5 näher beschrieben. Die Winterwerte der Diatomeen betragen in

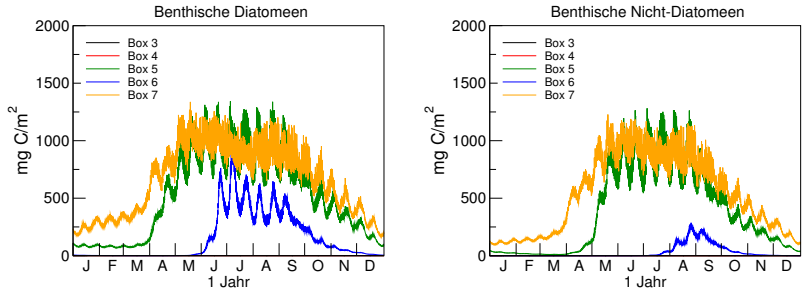

Abbildung 6.20: Jahresgang der benthischen Diatomeen (links) und der benthischen Nicht-Diatomeen für die verschiedenen Boxen des Rückseitenwatt nach Abbildung 4.2. In den tiefen Boxen 3 und 4 ist im Modell kein Phytobenthos vorhanden.

[19] siehe Fußnote 15 auf Seite 105.

Box 5 $170 - 500\,\mathrm{mg\,C/m^2}$ und steigen von Januar kontinuierlich (bis auf die überlagerte Tiden- und Tagesdynamik) auf die Sommerwerte von bis zu $1300\,\mathrm{mg\,C/m^2}$ an. In Box 7 betragen die Werte konstant ca. $75\,\mathrm{mg\,C/m^2}$ (bis auf die überlagerte Tiden- und Tagesdynamik), um Ende März auf die Sommerabundanz von maximal $1300\,\mathrm{mg\,C/m^2}$ nach der Springzeit anzusteigen. Die Winterwerte sind im Mittel in Box 5 deutlich niedriger als in Box 7, die Sommerwerte unterscheiden sich nicht so stark, weisen aber eine deutlich höhere Variabilität bezüglich der Überlagerung von Tidenzyklus und Tag-und Nacht-Zyklus auf. Dies gilt insbesondere in Box 5, in der die Abundanz der Diatomeen nach der Nipptide auf die Hälfte des Maximalwerts sinkt.

Die Nicht-Diatomeen weisen eine ähnliche Dynamik wie die Diatomeen auf, wobei die Winterwerte weniger als die Hälfte betragen. Im Sommer erreichen die Nicht-Diatomeen ähnliche Abundanzen wie die Diatomeen, das Frühjahrswachstum beginnt in Box 7 aber einen halben, in Box 5 einen Monat später. Diatomeen und

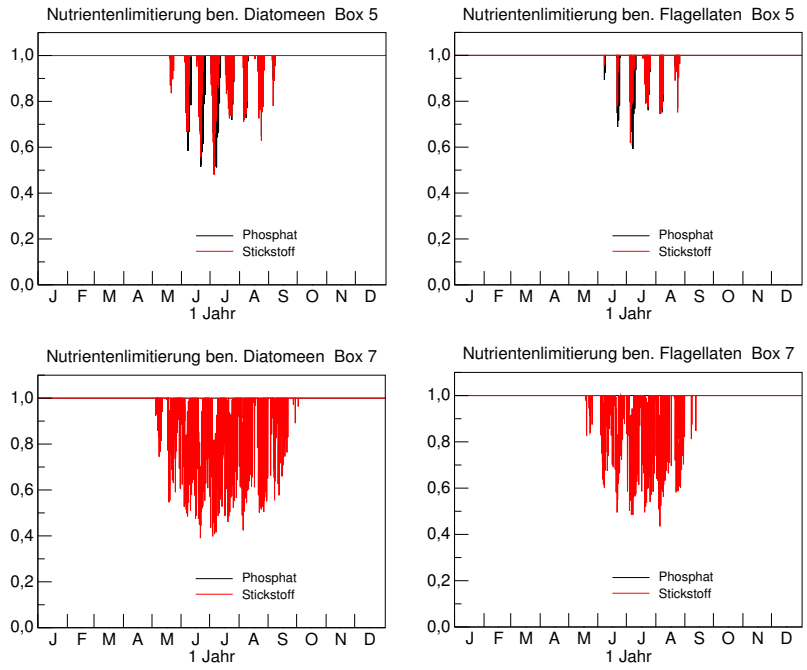

Abbildung 6.21: Jahresgang der Nährstofflimitierung benthischer Diatomeen (links) und der benthischen Nicht-Diatomeen (rechts) für die für die Boxen 5 (oben) und 7 (links) des Rückseitenwatts nach Abbildung 4.2.

Nicht-Diatomeen sind in Box 5 von Anfang Mai bis Ende September kurz nach den Springtiden sowohl phosphat- als auch stickstofflimitiert[20], was zu einer erhöhten

[20]Zur Zeit der Springtide fallen im Sommer sowohl das Morgen- als auch das Abendhochwasser in die Photoperiode, was zu einer erhöhten Primärproduktion führt (vergleiche Abschnitt 6.5)

Exkretion und Lysis führt (Abschnitt 6.1.13). In Box 7 sind beide Gruppen ausschliesslich stickstofflimitiert. Die Limitierung erstreckt sich über den gesamten Zeitraum Anfang Mai bis Ende September wobei die Stärke der Limitierung kurz nach der Springtide am größten ist (Abbildung 6.21). In Box 6 tritt keine Limitierung auf. Eine Silikatlimitierung der Diatomeen liegt nicht vor.

6.1.12 Zoobenthos

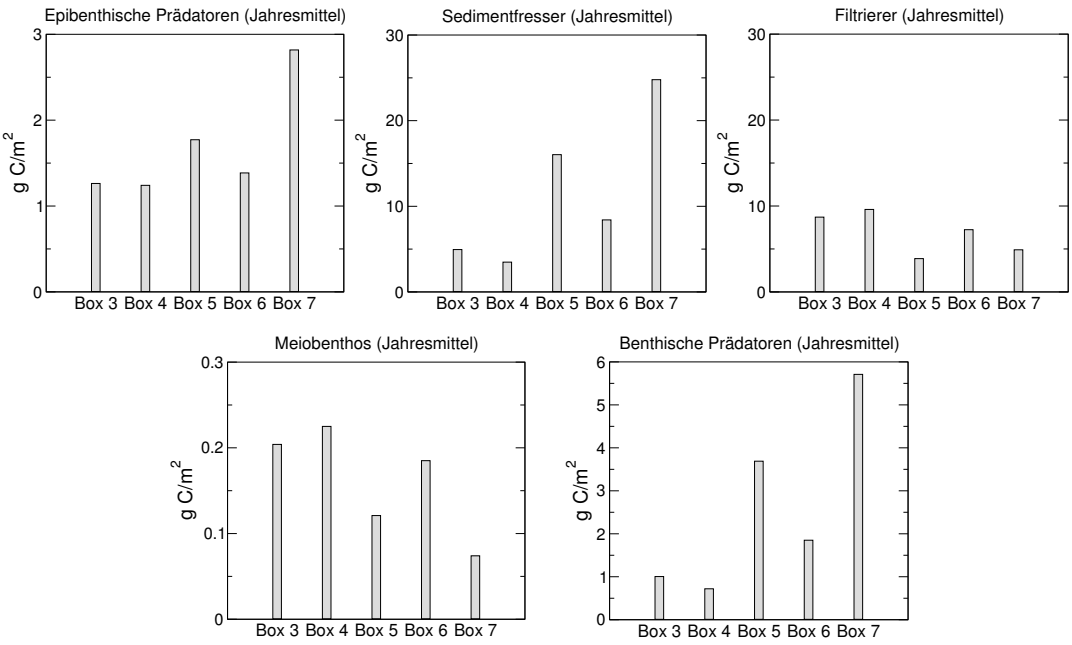

Abbildung 6.22: Jahresmittel der Abundanzen epibenthischer Prädatoren (oben links), Sedimentfresser (oben Mitte), Filtrierer (oben rechts), Meiobenthos (unten links) und Prädatoren (unten rechts) für die verschiedenen Boxen des Rückseitenwatts nach Abbildung 4.2.

Das Zoobenthos weist bis auf das Meiobenthos, das der Dynamik der benthischen Bakterien folgt, keine deutlich ausgeprägte Jahresdynamik auf. Daher sind in Abbildung 6.22 die jährlichen Mittelwerte für die einzelnen Boxen dargestellt. Epibenthische Prädatoren, benthische Prädatoren und Sedimentfresser haben eine umso größere Abundanz, je geringer die Wassertiefe der darüberliegenden Box ist. Bei Filtrierern und Meiobenthos sind die Abundanzen umso größer, je größer die Wassertiefe ist (vgl. Abbildung 4.3). Die Filtrierer folgen dabei der Verteilung des absinkenden pelagischen Materials. Das Meiobenthos wird durch die Sedimentfresser kontrolliert, die mit einer mittleren Abundanz von bis zu $25\,\mathrm{g\,C/m^2}$ in Box 7 die größte Gruppe des Zoobenthos stellen. Die Filtrierer stellen mit $10\,\mathrm{g\,C/m^2}$ in Box 4 die zweitgrößte Gruppe, gefolgt von den Prädatoren mit $3-6\,\mathrm{g\,C/m^2}$. Die mittle-

re Abundanz des Meiobenthos beträgt maximal 0.23 g C/m^2 in Box 4. Ende Mai werden Abundanzen von bis zu 0.52 g C/m^2 erreicht.

Die Messungen der benthischen Makrofauna auf der Swinnplate (Abbildung 4.4) im Jahr 1995 zeigen Biomassen von 9 mg/(20cm^2) aschefreies Trockengewicht im Oktober bis 126 mg/(20cm^2) im Mai (Villbrandt et al., 1999). Damit beträgt der Kohlenstoffanteil[21] 2.25 g C/m^2 - 31.5 g C/m^2. Die Abundanz der benthischen Makrofauna im Modell beträgt im Jahresmittel in Box 5 25.1 g C/m^2 und in Box 7 37.5 g C/m^2.

6.1.13 Benthische Bakterien, Detritus, POC und DOC

Die vorhandene Menge an benthischen DOC und Detritus ist umso größer je geringer die Tiefe der darüberliegenden Wassersäule ist (Abbildung 6.23). Dies folgt sofort aus der Sedimentationsgeschwindigkeit pelagischen Detritus, die überall gleich angenommen wird. Verstärkt wird diese Verteilung des Detritus durch den Transport organischen Materials in Richtung Küste und somit von den tiefen zu den flachen Bereichen des Systems (Abschnitt 4.2.9). In den flachen Boxen 5 und 7 betragen die Winterwerte des benthischen Detritus ca. 15 g C/m^3, mit einem Minimum Anfang April. Die Sommerwerte erreichen Ende August Werte über 35 g C/m^3 (Box 5). In den tiefen Gebieten (Boxen 3 und 4) werden Jahresmittel von deutlich unter 5 g C/m^3 erreicht.

DOC erreicht im Sommer in Box 5 eine Porenwasserkonzentration[22] von im Mittel 2.8 g C/m^3, im Winter beträgt die Konzentration unter 0.3 g C/m^3. Im Jahresmittel enspricht dies einer DOC-Konzentration von ca. 2 g C/m^3 und stimmt mit den Messungen von Oelschläger (2000) überein. Die gemessenen Werte weisen jedoch keine starke saisonale Variabilität auf. In den tiefen Gebieten (Boxen 3 und 4) werden im Modell Jahresmittel von deutlich unter 0.1 g C/m^3 erreicht.

Delafontaine et al. (1996) haben 1994 im Bereich der Swinnplate (Abbildung 4.4) in den obersten 5 cm eines Bereiches mit einer Porosität von 60 % einen POC-Gehalt von 3.55 g/l gemessen. Für die Simulation ergibt sich rein rechnerisch ein Wert von 0.3 g/l. Hierbei muss aber berücksichtigt werden, dass der POC-Gehalt im Modell als homogen über die Tiefe verteilt angenommen wird. Trotzdem sind die Modellwerte wie auch im Pelagial zu niedrig (Abschnitt 6.1.9). Die Abundanz der aeroben Bakterien wird einerseits durch DOM und Detritus und andererseits durch den zur

[21] Aschefreies Trockengewicht:Kohlenstoff = 2:1.

[22] Die Porenwasserkonzentration ergibt sich aus der Masse pro Quadratmeter dividiert durch die Sedimentdicke und die Porosität.

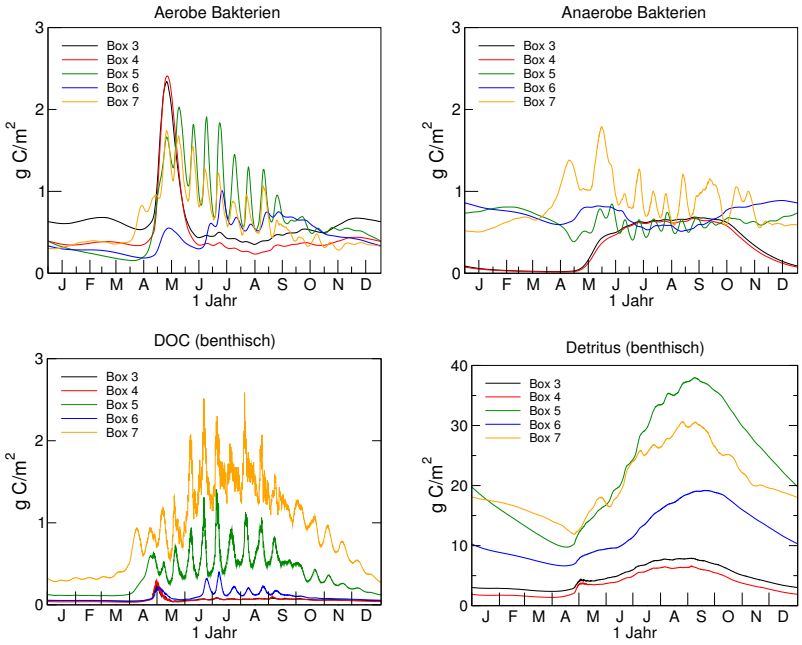

Abbildung 6.23: Jahresgang benthischer aerober Bakterien (links oben), benthischer anaerober Bakterien (rechts oben), benthischen DOC's (links unten) und benthischen Detritus (rechts unten) für die verschiedenen Boxen des Rückseitenwatts nach Abbildung 4.2.

Verfügung stehenden Sauerstoff bestimmt. Durch die im Vergleich zu den flachen Boxen große Dicke der aeroben Schicht in den tiefen Bereichen (Box 3 und 4), steht den Bakterien dort relativ viel des gesamten DOM und Detritus zur Verfügung (Abschnitt 5.2.4). Trotz des geringeren Vorkommens an Detritus in den tiefen Bereichen ist das Vorkommen der aeroben Bakterien im Modell in allen Boxen des Rückseitenwatts in etwa gleich. Die Reaktion der aeroben Bakterien auf das absinkende Material aus der darüberliegenden Wassersäule ist in den tiefen Gebieten ausgeprägter als in den flachen Bereichen. Die auffallenden Oszillationen im Sommer in den Boxen 5 und 7 können als „Räuber-Beute"-Kopplung zwischen aeroben Bakterien und DOM angesehen werden. Dieses System wird zusätzlich „extern" durch die Überlagerung von Tidenzyklus und Tagesdynamik angetrieben. Diese Überlagerung führt zu den in Abschnitt 6.1.11 beschriebenen Schwankungen der Primärproduktion und der damit verbundenen Exudation organischen Materials.
Die Menge der anaeroben Bakterien ist im Winter in den tiefen Bereichen sehr gering. In diesen Bereichen ist die Dicke der nitrathaltigen Schicht maximal, aber die zur Verfügung stehende Detritusmenge ist gering. Im Sommer steigt die Bakterienmasse auf ca. $0.7\,\mathrm{g\,C/m^2}$. In den flachen Bereichen ist die jahreszeitliche Dynamik deutlich geringer, die Masse anaerober Bakterien beträgt auch hier im Mittel $0.7\,\mathrm{g\,C/m^2}$.

6.1.14 Standardabweichungen

Die bisherigen Ergebnisse wurden jeweils für die mittleren Konzentrationen in den Boxen dargestellt. Hierbei wurde über die Konzentrationen aller Voxel innerhalb der jeweiligen Box gemittelt[23].
Die meisten pelagischen Größen weisen eine hohe Variabilität auf, wenn man Skalen betrachtet, die eine oder mehrere Tiden umfassen. Dies ist eine Folge des in Abschnitt 6.1.6 beschriebenen Mechanismus, dass die Prozesse der Mineralisation und Sedimentation einen relativ höheren Einfluss bei geringer Wassertiefe haben.
Für die Boxen, die nicht trockenfallen und in denen auch bei Niedrigwasser eine größere Anzahl Voxel sind (vgl. Tabelle 6.1), kann zudem die Variabilität innerhalb der Box untersucht werden, die sich aus den aktuell in der Box befindlichen Voxel ergibt. Hierzu wird der Variationskoeffizient betrachtet [24].
Die Variationskoeffizienten der Nährstoffkonzentrationen sind für Box 3 in Abbildung 6.25 dargestellt.

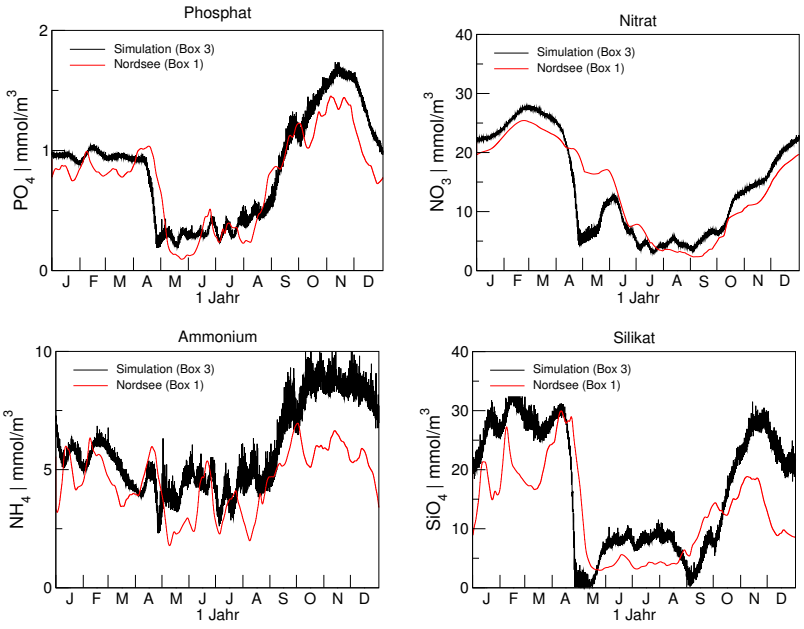

Abbildung 6.24: Vergleich der Nährstoffkonzentrationen in der Otzumer Balje (Box 3, schwarz) und in der Nordsee (Box 1, rot).

Der hohe Variationskoeffizient von Silikat im Frühjahr und Herbst ist eine Folge der sehr geringen Silikatkonzentrationen nach den Diatomeenblüten (vgl. Abbildung 6.24). Zu diesen Zeiten ist die Variabilität bedingt durch den Einstrom von

[23] Dies ist sinnvoll, da alle Voxel gleiches Volumen haben.
[24] Der Variationskoeffizient ist der prozentuale Anteil der Standardabweichung s am Mittelwert $\overline{x}$: $\nu = \frac{s}{\overline{x}} \cdot 100$.

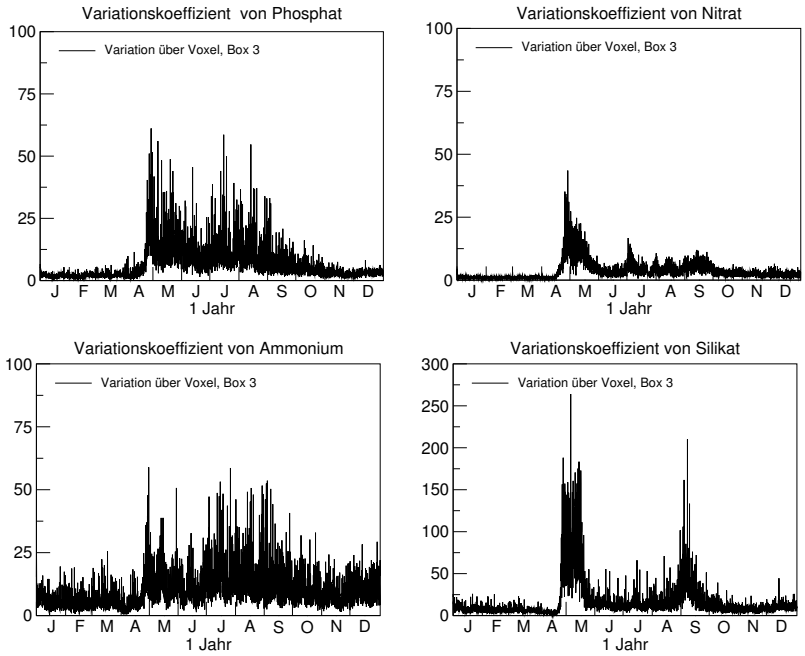

Abbildung 6.25: Vergleich der Variationskoeffizienten für die Nährstoffkonzentrationen in Box 3. Angegeben ist jeweils der Variationskoeffizient, der sich aus der Variablität der Voxel innerhalb der Box ergibt. Man beachte die für Silkat abweichende Skala.

Silikat aus der Nordsee besonders hoch. Der gleiche Effekt findet sich im Frühjahr bei Nitrat. Die relativ hohe Variabilität von Ammonium ergibt sich aus der großen Dynamik in der Nordsee.

Die hohe biologische Aktivität im Sommer führt insgesamt zu höheren Variationskoeffizienten im Sommer als im Winter.

Der Vergleich der Variationskoeffizienten der Nährstoffkonzentrationen über die Voxel innerhalb einer Box mit den Variationskoeffizienten der mittleren Nährstoffkonzentrationen in dieser Box über einen Tag zeigt, dass die Variation über die Voxel größer als die über den Tag ist (Abbildung 6.26). Dieses ist besonders im Sommer stark ausgeprägt, wenn die Konzentrationen in der Nordsee die im Rückseitenwatt übersteigen.

Der Vergleich der Variationskoeffizienten der mittleren Nährstoffkonzentrationen über einen Tag zwischen den Boxen 2-7 (Abbildung 6.27) zeigt, dass die Variation umso höher ist, je flacher die Box ist (vgl. Abbildung 4.3). Hierbei bildet Box 2 eine Ausnahme, da diese im Modell mit konstanter Wassertiefe gerechnet wird und dadurch eine geringere Variabilität aufweist. Für Nitrat ist die Abhängigkeit von der Wassertiefe nicht so stark gegeben, da Nitrat fast nicht aus dem Sediment ins Wasser abgegeben wird. Die Bedeutung der Wassertiefe für die Nitratdynamik ist somit geringer (vgl. 6.1.6 und 6.2).

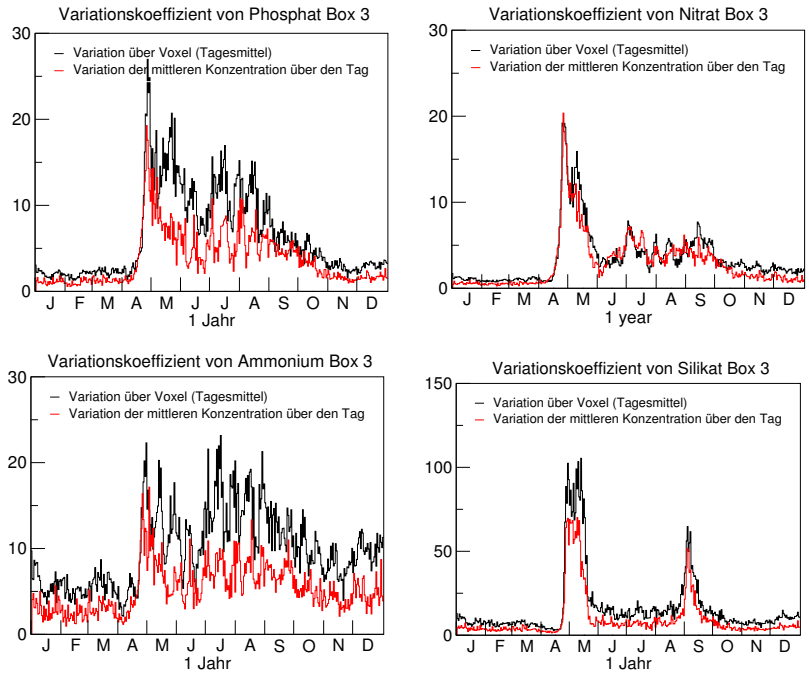

Abbildung 6.26: Vergleich der Variationskoeffizienten der Nährstoffkonzentrationen über die Voxel (schwarz) und der Variationskoeffizienten der mittleren Nährstoffkonzentrationen über den Tag (rot) in Box 3. Zum besseren Vergleich sind die Variationskoeffizienten über die Voxel ebenfalls über einen Tag gemittelt. Man beachte die für Silkat abweichende Skala.

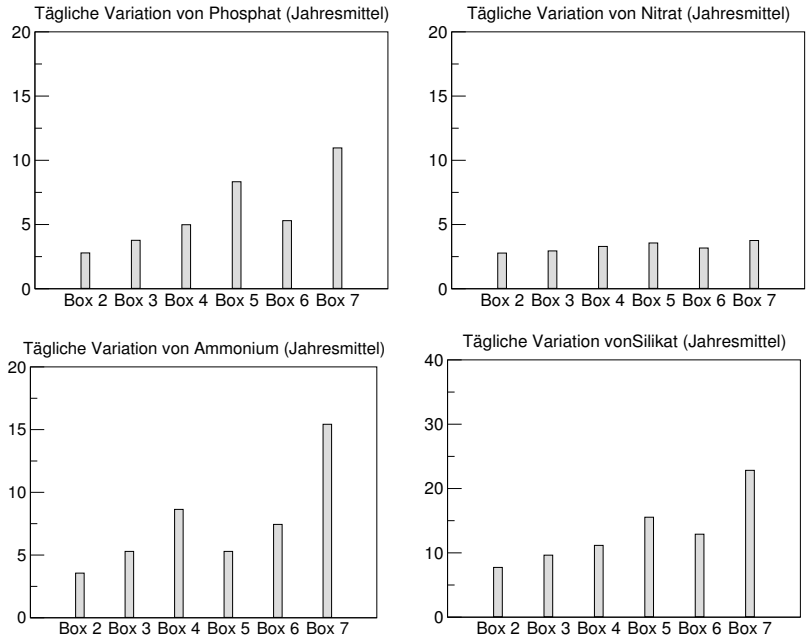

Abbildung 6.27: Vergleich der Jahresmittel der Variationskoeffizienten der Nährstoffkonzentrationen über den Tag in den Boxen 2-7.

6.2 Einfluss der Sieleinträge auf das Rückseitenwatt

Der Einfluss des Süßwassereintrags über die Siele in die Rückseitenwatten wird kontrovers diskutiert. Insbesondere ist die Frage der Bedeutung der Sielfrachten auf die gemessenen Nährstoffgradienten von großem Interesse. Die gemessenen Nährstoffgradienten verlaufen von hohen Konzentrationen in Küstenähe hin zu niedrigen Konzentrationen in der Nordsee, wobei die Ausbildung der Gradienten unabhängig vom betrachten Nährstoff (Phosphat, Silikat, Gesamtstickstoff) ist. Wie in Abschnitt 6.1.6 gezeigt, werden diese Gradienten vom Modell gut repräsentiert. Im folgenden wird nun die Bedeutung der Sieleinträge auf die Ausbildung dieser Gradienten untersucht.

Die Größenordnung der Nährstoffeinträge von Phosphat und Stickstoff in das Spiekerooger Rückseitenwatt ist durch die Untersuchungen des NLWK (Post und Aden, 2003) bekannt. Der Standardlauf berücksichtigt den Eintrag von Phosphor, Stickstoff und Silikat[25] entsprechend der im Jahre 1999 ermittelten Sielzugvolumen und Konzentrationen (Abschnitt 4.3.6). Nach Post und Aden (2003) entspricht der 1999 gefallene Niederschlag 85.3 % vom langjährigen Mittel, so dass die Sielzugvolumen des Jahres 1999 in etwa einem durchschnittlichen Jahr entsprechen. Das Jahr 1999 weist allerdings ein relativ hohes Abflussvolumen im Dezember auf und die im Dezember gemessene Stickstoffkonzentration liegt zudem deutlich über dem Winterdurchschnitt (Abbildung 6.28). Der Vergleich des Standardlaufs, der die Sielzugvolumen gemäß Abbildung 6.28 berücksichtigt, mit Simulationsergebnissen, die sich ohne jeglichen Eintrag über das Siel ergeben, ergibt folgendes Bild (Abbildung 6.29): Insbesondere im Winter bei hohen Sielzugvolumen und hohen Stickstoffkonzentrationen im Süßwasser führt der Eintrag zu einer massgeblichen Erhöhung der Konzentrationen im Rückseitenwatt. Diese Konzentrationserhöhung ist auch in der den Inseln vorgelagerten Box sichtbar (Abbildung 6.30). Von der Nordsee hin zur Küste nimmt die Konzentration von Phosphat, Ammonium und Silikat zu. Die Ausbildung dieser Nährstoffgradienten ist jedoch keine Folge der Sieleinträge (Abbildung 6.30). Ohne Sieleinträge sind sämliche Konzentrationen im Rückseitenwatt geringfügig kleiner. Für Phosphat, Silikat und Nitrat beträgt die Verringerung in allen Rückseitenboxen weniger als 1 %, für Ammonium weniger als 5 %, wobei die Konzentrationsunterschiede aufgrund der Einleitungen in Box 4 dort jeweils am größten sind. Eine Ursache für die Ausbildung der Gradienten ist die

[25] Die Stickstoffwerte werden im Verhältnis 60:10:30 auf Ammonium, Nitrit und Nitrat aufgeteilt, wobei Nitrit im Modell nicht berücksichtigt wird. Für Silikat werden die von Kölsch et al. (2003) ermittelten Werte angenommen.

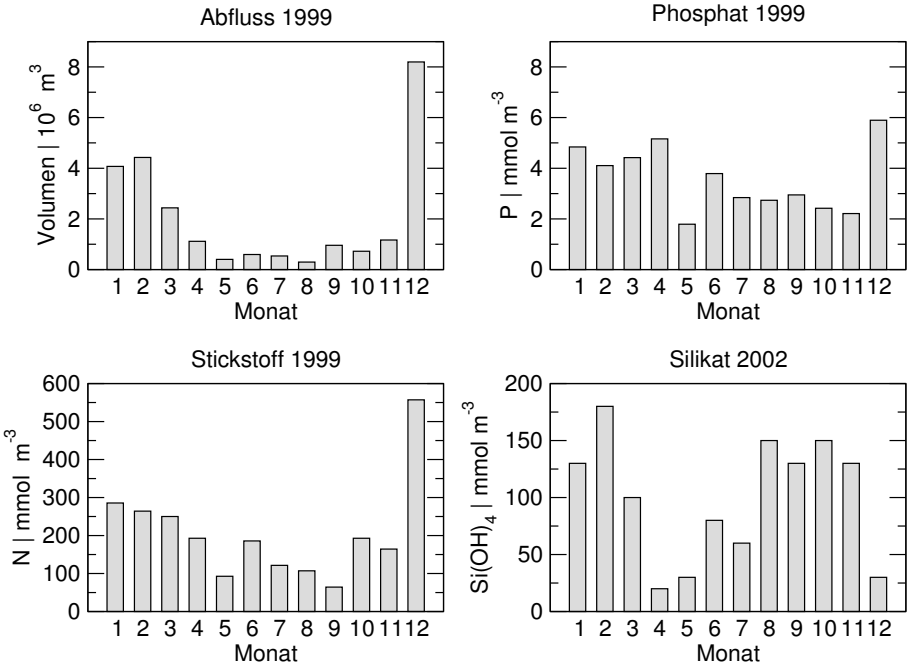

Abbildung 6.28: Monatliche Sielzugvolumen und Nährstoffeinträge. Die Werte für Phosphor und Stickstoff für das Jahr 1999 stammen vom NLWK (Post und Aden, 2003) , die Werte von Silikat sind an die 2002 von Kölsch et al. (2003) gemessenen Werte angelehnt.

relativ höhere Bedeutung der Sedimentations- und Remineralisationsprozesse bezogen auf das Volumen bei geringer Wassertiefe. Dieses wird auch dadurch erhärtet, dass sich für Nitrat kein Gradient im Rückseitenwatt ausbildet, da für Nitrat die Remineralisationsrate gering ist. Nitrat wird bereits im Sediment durch Denitrifizierer verbraucht. Die Gradientenbildung wird durch den Einwärtstransport organischen Materials in die flachen Rückseitenwatten verstärkt (Ebenhöh et al., 2004).
Der Einfluss der Sieleinträge auf die Nettoprimärproduktion beträgt im Modell in Box 4 weniger als 0.2 % und im Bereich des gesamten Rückseitenwatts weniger als 0.05 %.

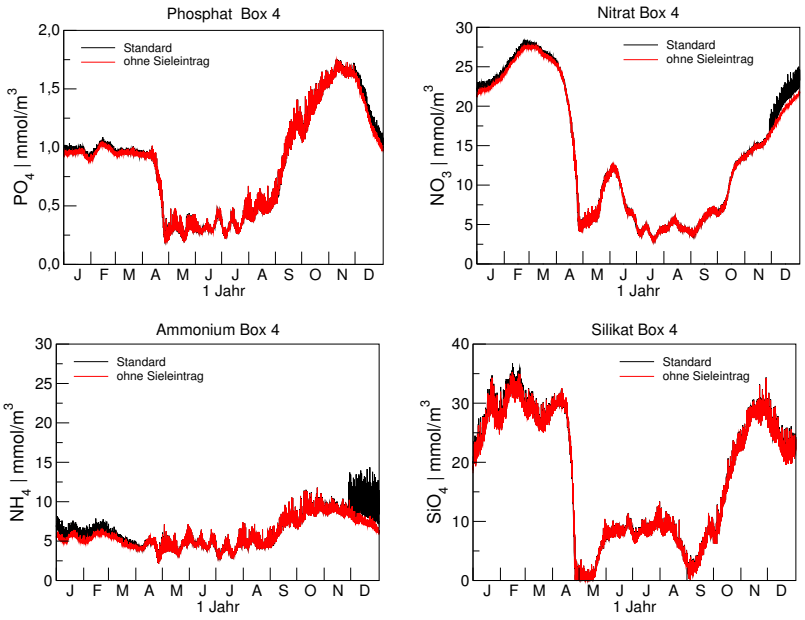

Abbildung 6.29: Vergleich der Nährstoffkonzentrationen in der Box 4 mit Sieleinträgen (schwarz) und ohne Sieleinträge (rot) für die in Abbildung 6.28 dargestellten Sielzugvolumen und Nährstoffkonzentrationen.

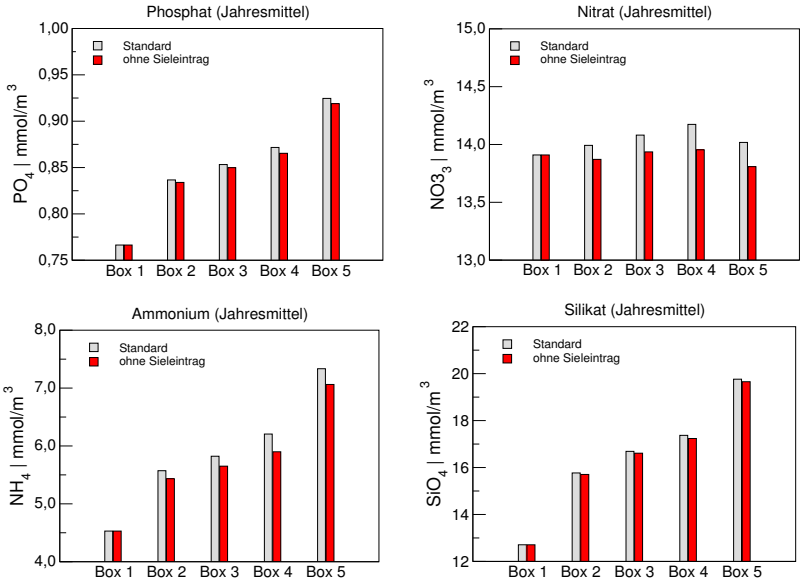

Abbildung 6.30: Vergleich der jährlichen mittleren Nährstoffkonzentrationen von der Nordsee (Box 1) bis zur Küste (Box 5) mit Sieleinträgen (grau) und ohne Sieleinträge (rot) für die in Abbildung 6.28 dargestellten Sielzugvolumen und Nährstoffkonzentrationen. Die Ammoniumfracht beträgt 60 % der Gesamtstickstofffracht, die Nitratfracht 30 %.

6.3 Einfluss des Transports partikulären benthischen Materials

Der Eintrag organischen Materials in das Rückseitenwatt erfolgt nicht nur über die Wassersäule sondern auch über benthisches Material, dass mit der Tidenströmung mitgerissen wird. Nach dem von Van Beusekom und De Jonge (2002) vorgeschlagenen Modell muss der Bereich der Rückseitenwatten als Importgebiet für organisches Material angesehen werden.
Dieses ist im Modell dadurch realisiert, dass ein Teil des partikulären benthischen Detritus in Richtung Küste transportiert wird (Abschnitt 4.2.9). Dieses Ansatz ist sicherlich eine sehr grobe Vereinfachung der tatsächlichen Transportprozesse, kann aber als implizite Betrachtung von Resuspensions- und Sedimentationsprozess verstanden werden. Van Beusekom et al. (1999) schließen für das westfriesische Wat-

Quellbox	1	2	3	3	3	4	4
Zielbox	2	3	4	6	7	5	7
Anteile der harmonischen Volumen							
Standard	0.025	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
erhöht	0.125	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25

Tabelle 6.4: Anteile der harmonischen Volumen, die zur Bestimmung des Transports partikulären benthischen Materials nach 4.36 berücksichtigt werden.

tenmeer auf einen Kohlenstoffeintrag aus der Nordsee von ca. $100\,\mathrm{g\,C/(m^2a)}$, Postma (1984) und De Jonge und Postma (1974) auf über $200\,\mathrm{g\,C/(m^2a)}$. Parametrisiert man den partikulären Transport in Gleichung 4.36 nach Tabelle 6.4, so beträgt der Nettoeinwärtstransport für den Standardlauf $52\,\mathrm{g\,C/(m^2a)}$ und für die Simulation mit erhöhtem Transport $128\,\mathrm{g\,C/(m^2a)}$.
Abbildung 6.31 zeigt die Auswirkung des partikulären Transports auf die Jahresdynamik der Nährstoffe. Ohne partikulären Transport sind die Konzentrationen von Phosphat, Ammonium und Silkat ganzjährig geringer. Diese Konzentrationsverringerungen betragen im Jahresmittel für Phosphat 2.7 %, für Ammonium 8.3 % und für Silkat 22.7 %. Die Konzentration von Nitrat erhöht sich im Jahrsmittel um 0.6 %. Die Ursache für die Erhöhung von Nitrat ist das verminderte Vorkommen benthischen organischen Materials und der damit verbundenen geringeren Abundanz benthischer Nitratreduzierer in den flachen Boxen. Hierdurch bedingt nimmt die Nitratkonzentration im Benthos zu und es kommt zu einem vermehrten Ausstrom ins Pelagial.
Die weitere Erhöhung des partikulären Transports auf die in Tabelle 6.4 angegebenen Werte führt zu einem Konzentrationsanstieg von Phosphat, Ammonium und

Silkat. Diese Zunahme ist im Winter größer als im Sommer und beträgt im Jahresmittel für Phosphat 12.0 %, für Ammonium 28.4 % und für Silkat 79.6 %. Diese starke Erhöhung ist unter anderem darauf zurückzuführen, dass **EcoTiM** bisher kein Resuspensionsmodul beinhaltet. Benthisches organisches Material kann nur über den Umweg der Remineralisation als anorganisches Material und nicht direkt in Form von resuspendiertem organischen Material das Wattgebiet verlassen.
Die Konzentration von Nitrat erniedrigt sich im Jahrsmittel um 3.5 %.

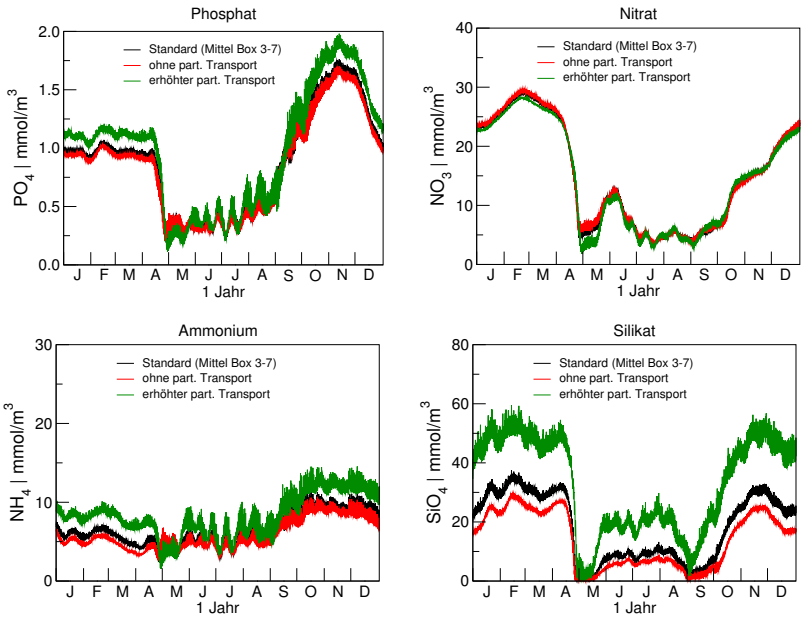

Abbildung 6.31: Einfluss des Einwärtstransports partikulären benthischen Materials in das Gebiet des Rückseitenwatts auf die pelagischen Nährstoffkonzentrationen. Dargestellt sind jeweils die Jahresgänge der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat im Rückseitenwatt (Mittel der Box 3-7) für den Standardlauf (schwarz), ohne Einwärtstransport (rot) und mit erhöhtem Einwärtstransport (grün).

Die Bedeutung des Transports partikulären organischen Materials auf die in Abschnitt 6.1.6 beschriebenen Gradienten der Nährstoffkonzentrationen ist in Abbildung 6.32 dargestellt. Die Konzentrationen von Phosphat, Ammonium und Silkat steigen zur Küste hin an. Diese Gradienten bleiben auch ohne Einwärtstransport organischen Materials bestehen, sie sind aber weniger steil. Dieses Ergebnis unterstreicht die Vermutung, dass die Gradienten eine Folge der topographischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebiets mit flachen Bereichen in Küstenähe und zunehmender Wassertiefe hin zur offenen See sind. Mit erhöhtem Transport entsprechend Tabelle 6.4 sind die Gradienten deutlich steiler. Die gemessenen Nährstoffkonzentrationen (Abbildung 6.5) werden mit der Parametrisierung des Standardlaufes erreicht.

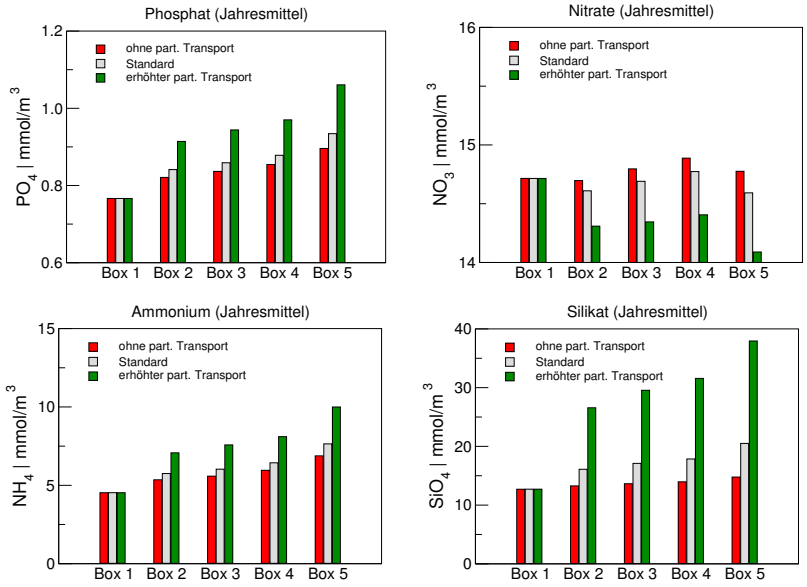

Abbildung 6.32: Einfluss des Einwärtstransports partikulären benthischen Materials in das Gebiet des Rückseitenwatts auf die Nährstoffgradienten von der See bis zur Küste. Dargestellt sind jeweils die Jahresmittel der Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat im Rückseitenwatt von der See (Box 1) bis zur Küste (Box 5) für den Standardlauf (schwarz), ohne Einwärtstransport (rot) und mit erhöhtem Einwärtstransport (grün).

Abbildung 6.33 zeigt den Einfluss des veränderten Transports benthischen Materials auf die Abundanz von pelagischen Diatomeen und Flagellaten, die Primärproduktion und das N:P-Verhältnis. Die Abundanz des Phytoplanktons ist für für den erhöhten Transport benthischen Materials ins Rückseitenwatt das ganze Jahr über erhöht. Insbesondere die Abundanzen der Diatomeen während der Frühjahrs- und Herbstblüte fallen deutlich höher aus. Bei abgeschaltetem Transport sind die Abundanzen geringfügig verringert. Die Primärproduktion wird durch das Abschalten des partikulären Einwärtstransports im Rückseitenwatt um 7 % (pelagisch: 8 %) vermindert. In den Boxen 6 und 7 wirkt sich das Fehlen des zusätzlichen organischen Materials mit 9 % am stärksten aus. Eine Erhöhung des Transports entsprechend der Werte in Tabelle 6.4 führt zu einer Erhöhung der Primärproduktion um 16 % (pelagisch: 20 %). Die stärkste Erhöhung findet man in den Boxen 4 und 6 mit insgesamt jeweils 20 %. Das N:P-Verhältnis verändert sich sowohl mit erhöhtem als auch ohne Transport benthischen Materials kaum. Lediglich bei Erhöhung des partikulären Transports nimmt das N:P-Verhältnis in der ersten Jahreshälfte um 7 % ab (Abbildung 6.33, rechts).

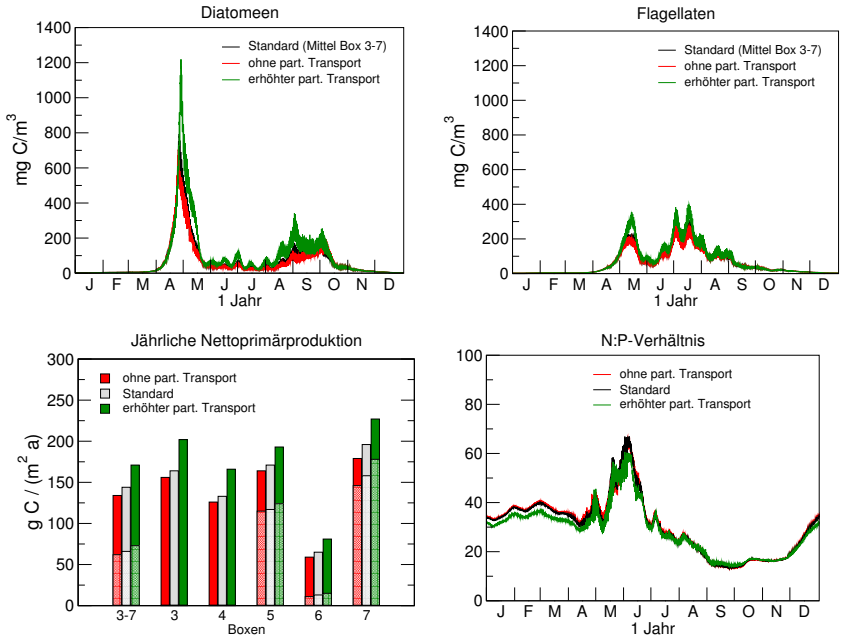

Abbildung 6.33: Einfluss des Einwärtstransports partikulären benthischen Materials auf die Konzentrationen von Diatomeen und Flagellaten, die Primärproduktion und das N:P-Verhältnis. Dargestellt sind die Konzentrationen von Diatomeen (oben links) und Flagellaten (oben rechts) und das N:P-Verhältnis (unten rechts) für das gesamte Rückseitenwatt (Mittel Boxen 3-7) für den Standardlauf (grau, schwarz), ohne Einwärtstransport (rot) und mit erhöhtem Einwärtstransport (grün). Die jährliche Nettoprimärproduktion (unten links) ist für die einzelnen Boxen und das gesamte Rückseitenwatt (Mittel Boxen 3-7) dargestellt. Der Anteil des Phytobenthos ist jeweils hell markiert.

6.4 Einfluss der Nordsee

6.4.1 Einfluss der Austauschrate

Der Einfluss der Nordsee auf die Stoffkreisläufe ist aufgrund der kurzen Flushingzeiten offensichtlich. Wie in den Abschnitte 6.1.6 und 6.3 beschrieben, findet ein Nettoeinwärtstransport organischen Materials und ein Nettoauswärtstransport anorganischer Nährstoffe statt. Die Bedeutung dieser Flüsse im Modell hängt vom Durchmischungskoeffizient σ der Voxel mit der Nordsee ab (Abschnitt 6.1.3). Abbildung 6.34 und 6.35 zeigen das Modellverhalten für den gegenüber dem Standardlauf um 50 % erniedrigten Durchmischungskoeffizienten und für die vollständige Durchmischung in Box 1. Hierbei wird jedes Voxel, dass die Box 1 erreicht auf die Randbedingungen der Nordsee gesetzt. Abbildung 6.34 zeigt den Einfluss der Durchmischung auf die Nährstoffkonzentrationen im Rückseitenwatt. Die zugrundeliegenden Simulationsläufe sind eingeschwungen (Abschnitt 6.1).

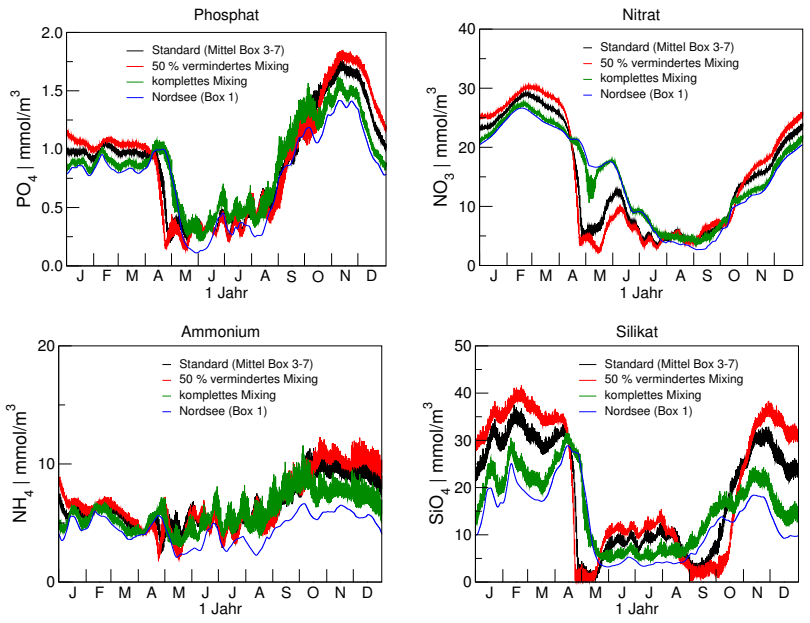

Abbildung 6.34: Einfluss des Mixings auf die Nährstoffkonzentrationen. Dargestellt sind jeweils die Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat im Rückseitenwatt (Mittel der Boxen 3-7) für den Standardlauf (schwarz), mit um 50 % verminderter Durchmischung (rot) und bei vollständiger Durchmischung (grün). Zum Vergleich ist die Konzentration in der Nordsee (Box 1) dargestellt (blau).

Bei erniedrigter Durchmischung ist die Nährstoffkonzentrationen im Winter gegenüber dem Standardlauf erhöht (Abbildung 6.34). Dies ist eine Folge des verminderten Nettoauswärtstransports. Im Frühjahr scheint sich dieser Trend umzudrehen, ist aber eine Folge der zwei Tage früher einsetzenden Frühjahrsblüte. Das frühere

Einsetzen der Frühjahrsblüte ist eine Folge der höheren Winterabundanz von Phytoplankton. Das Phytoplankton bleibt aufgrund der verringerten Durchmischung länger im Rückseitenwatt und wird nicht so schnell in die Nordsee transportiert. Die Abundanzen des nicht-silikatabhängigen Phytoplanktons bleibt unverändert bzw. nimmt im Fall von Flagellaten im jährlichen Mittel zu. Die Abundanz der Flagellaten ist insbesondere während des Frühjahrsmaximums Mitte Mai deutlich erhöht (Abbildung 6.35, oben rechts). Die maximale Abundanz der Diatomeen während

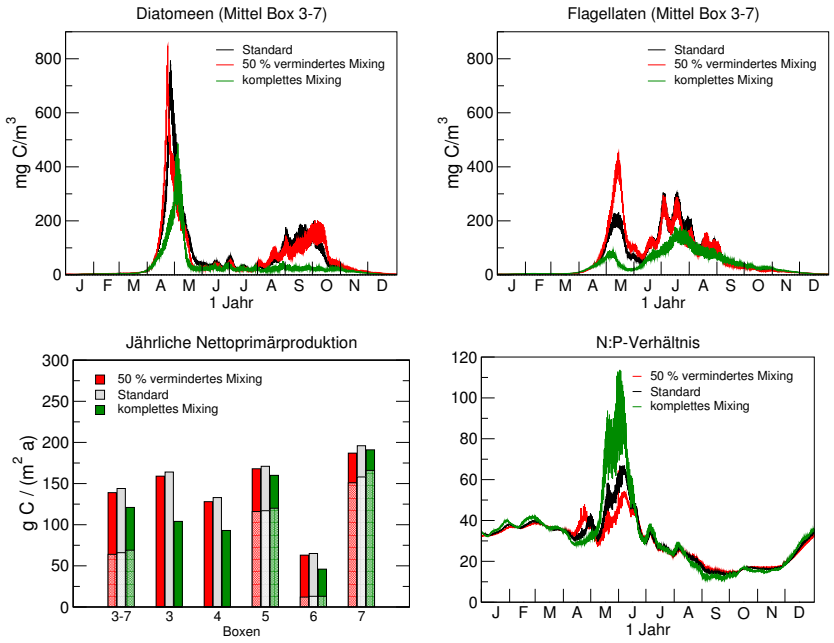

Abbildung 6.35: Einfluss des Mixings auf die Konzentrationen von Diatomeen und Flagellaten, die Primärproduktion und das N:P-Verhältnis. Dargestellt sind die Konzentrationen von Diatomeen (oben links) und Flagellaten (oben rechts) und das N:P-Verhältnis (unten rechts) für das gesamte Rückseitenwatt (Mittel Boxen 3-7) für den Standardlauf (grau, schwarz), mit um 50% verminderter Durchmischung (rot) und vollständiger Durchmischung (grün). Die jährliche Nettoprimärproduktion (unten links) ist für die einzelnen Boxen und das gesamte Rückseitenwatt (Mittel Boxen 3-7) dargestellt. Der Anteil des Phytobenthos ist jeweils hell markiert.

der Blüte bleibt annähernd gleich, tritt aber im Vergleich zum Standardlauf einige Tage früher ein (Abbildung 6.35, oben links). Im Jahresmittel nimmt die Abundanz der Diatomeen gegenüber dem Vergleichslauf ab, da nach der Frühjahrsblüte der Einstrom von Silikat aus der Nordsee verlangsamt ist. Diese Limitierung führt trotz des im Mittel erhöhten Nährstoffangebots zu einer um 3 % (pelagisch 4 %) verringerten Nettoprimärproduktion, bei insgesamt aber erhöhtem Chlorophyllgehalt im Gebiet des Rückseitenwatts (Abbildung 6.35, unten links). Der Anteil der Primärproduktion, der durch benthische Algen aufgebracht wird, verringert sich bei ver-

ringerter Durchmischung, da der Nährstoffgehalt des Porenwassers abnimmt. Dies ist die Folge des verringerten Transports von organischem Material in das Rückseitenwatt und der damit verbundenen geringeren Menge sedimentierenden Materials. Bei vollständiger Durchmischung der Voxel im Bereich der Nordsee gleichen sich die Nährstoffkonzentrationen von Rückseitenwatt und Nordsee an, bleiben aber aufgrund der stärkeren Auswirkung der Remineralisation, aufgrund der geringeren Wassertiefe, im Rückseitenwatt im Mittel leicht höher als in der Nordsee. Während der Frühjahrsblüte gewährleistet die stärkere Durchmischung einen schnelleren Nachschub an Nährstoffen aus der Nordsee, der den erhöhten Ausstrom an Phytoplankton aber nicht kompensieren kann. Insbesondere bleibt im Herbst die Blüte der Diatomeen aus (Abbildung 6.35, oben links). Die verminderten Abundanzen aller Phytoplankter führt zu einer um 16 % (pelagisch 33 %) verringerten Primärproduktion im Rückseitenwatt gegenüber dem Standardlauf (Abbildung 6.35). Durch den erhöhten Eintrag organischen Materials in das Rückseitenwatt und der damit verbundenen größeren Menge sedimentierenden Materials nimmt die Porenwasserkonzentration aller Nährstoffe zu und führt zu einer erhöhten Abundanz und Primärproduktion benthischer Algen.

Das N:P-Verhältnis bleibt sowohl bei Erhöhung als auch bei Verringerung der Durchmischung in Box 1 im Herbst und Winter nahezu gleich. Der erste Anstieg des N:P-Verhältnisses auf 43 mmol N/mmol P Ende April im Standardlauf wird bei verminderter Durchmischung bereits eine Woche früher erreicht und erhöht sich auf 48 mmol N/mmol P. Bei vollständiger Durchmischung bleibt dieser Peak aufgrund der deutlich später einsetzenden und insgesamt geringer ausfallenden Diatomeenblüte aus. Der Maximalwert des N:P-Verhältnisses von 67 mmol N/mmol P Anfang Juni erhöht sich bei vollständiger Durchmischung auf 114 mmol N/mmol P. Die verminderte Durchmischung reduziert den Maximalwert auf 54 mmol N/mmol P.

6.4.2 Einfluss der Flusseinträge

In den vergangenen Jahren wurden viele Untersuchungen zur Bedeutung der Flussfrachten auf die Eutrophierung der Küstenregion der südlichen Nordsee durchgeführt (Lenhart, 1999). **EcoTiM** erlaubt nun eine Ausdehnung dieser Untersuchungen auf den Bereich des Rückseitenwatts. Hierzu wird im Vergleich zum Referenzlauf, der die Flussfrachten von 1995 berücksichtigt (Lenhart und Pätsch, 2001), die Elastizität des Systems auf erhöhte bzw. verminderte Flussfrachten untersucht. Entsprechend der Untersuchung von Lenhart (1999) wird die Fracht von Phosphat und Stickstoff für den anorganischen und organischen Anteil für sämtliche Flusseinträge

in die Nordsee verdoppelt bzw. halbiert[26]. Die Silikatfracht wird als unverändert angenommen (Lenhart, 1999; Pätsch, 1997). Um die Auswirkungen besser beurteilen zu können, werden beim Referenzlauf sämliche Randbedingungen aus dem COCOA-Modell übernommen und nicht wie beim Standardlauf (Abschnitt 6.1) für Phosphat, Ammonium und Silikat Messwerte als Randbedingung gesetzt, weil auch die Konzentrationen in der Nordsee von den Flussfrachten abhängen. Dadurch sind die Ergebnisse des Referenzlaufs gegenüber dem Standardlauf leicht verändert. Abbildung 6.36 zeigt die Auswirkung veränderter Flussfrachten auf die

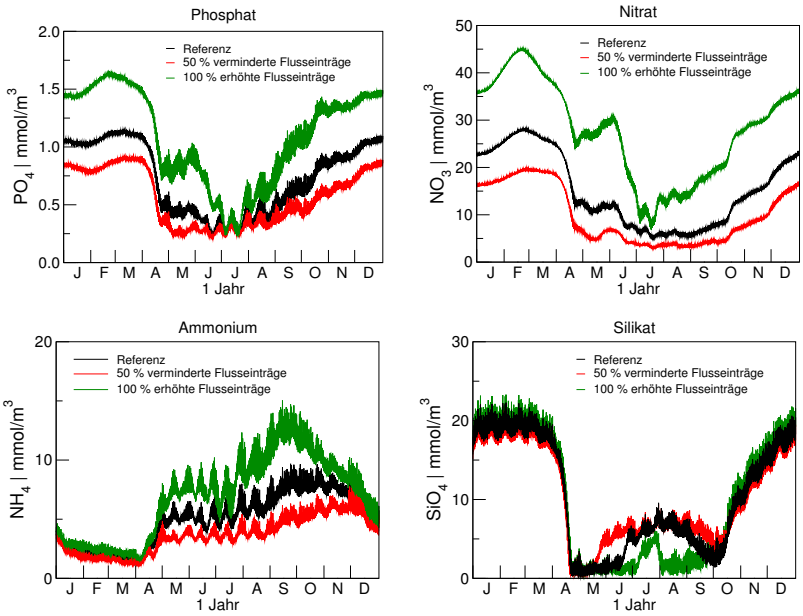

Abbildung 6.36: Einfluss der Flussfrachten auf die Nährstoffkonzentrationen. Dargestellt sind jeweils die Nährstoffkonzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silikat im Rückseitenwatt (Mittel der Boxen 3-7) für den Referenzlauf (schwarz), mit um 50% verminderten Flussfrachten (rot) und mit um 100% erhöhten Flussfrachten (grün).

Nährstoffkonzentrationen. Eine Reduzierung der Flussfrachten von Phosphat und Stickstoff um 50 % führt im Winter zu einer Verringerung der Phosphatkonzentration im Rückseitenwatt um ca. $0.25\,\mathrm{mmol/m^3}$. Im Frühjahr ist die Verringerung noch stärker und erreicht im Mai nach der Phytoplanktonblüte bis zu $0.5\,\mathrm{mmol/m^3}$. Im Sommer ist die Auswirkung der Reduktion auf den Phosphatgehalt gering. Der Nitratgehalt ist bei verminderter Flussfracht das ganze Jahr über geringer mit einer Abweichung von bis zu $8.5\,\mathrm{mmol/m^3}$ im Winter und $1.2\,\mathrm{mmol/m^3}$ im Sommer. Die Ammoniumwerte weichen im Winter nur geringfügig vom Referenzlauf ab (unter

[26] Die von Lenhart (1999) gerechneten Szenarien gehen von einer Reduktion der Flussfrachten von 1985 um 50 % aus. Diese Reduzierung der Flusseinträge wurde infolge der Eutrophierung der Küstenbereiche auf der Nordseeschutzkonferenz 1987 beschlossen.

0.5 mmol/m^3). Im Sommer ist die Ammoniumkonzentration um ca. 2 mmol/m^3, im Herbst um ca. 3 mmol/m^3 verringert. Die Auswirkung der verminderten Flussfrachten von Phosphat und Stickstoff auf die Silikatkonzentration zeigt sich im Sommer mit einer Erhöhung um bis zu 4 mmol/m^3, wenn wegen der verstärkten Limitierung der Diatomeen durch Phosphat und Stickstoff trotz vorhandenen Silkats kein Wachstum möglich ist.
Die Abundanzen von Diatomeen und Flagellaten nehmen bei verminderten Flussfrachten im Jahresmittel ab. Die Auswirkung auf die Ausprägung der Frühjahrsblüte ist gering (Abbildung 6.37, oben). Die Herbstblüte der Diatomeen fällt geringer aus und setzt später ein.

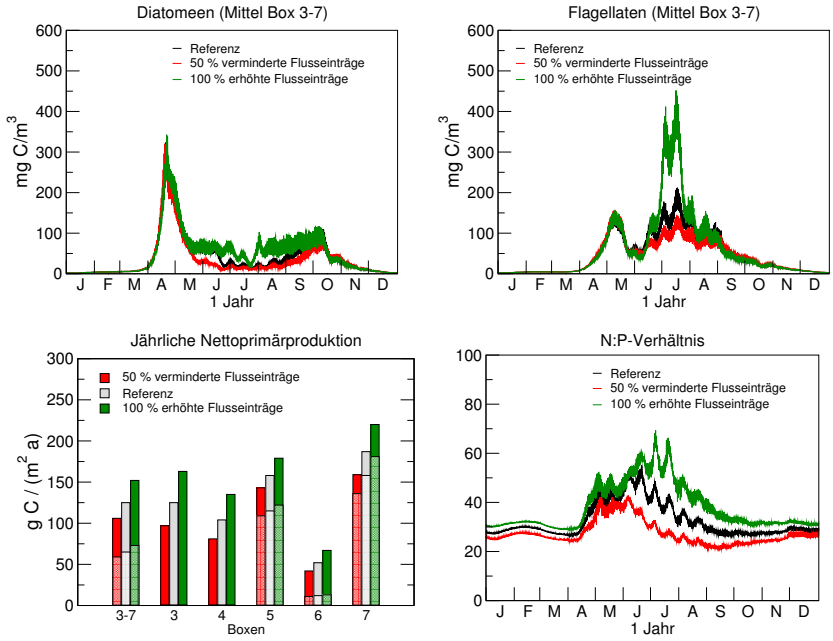

Abbildung 6.37: Einfluss der Flussfrachten auf die Konzentrationen von Diatomeen und Flagellaten, die Primärproduktion und das N:P-Verhältnis. Dargestellt sind die Konzentrationen von Diatomeen (oben links) und Flagellaten (oben rechts) und das N:P-Verhältnis (unten rechts) für das gesamte Rückseitenwatt (Mittel Boxen 3-7) für den Referenzlauf (grau, schwarz), für um 50% verminderte Flussfrachten (rot) und für um 100% erhöhte Flussfrachten (grün). Die jährliche Nettoprimärproduktion (unten links) ist für die einzelnen Boxen und das gesamte Rückseitenwatt (Mittel Boxen 3-7) dargestellt. Der Anteil des Phytobenthos ist jeweils hell markiert.

Die Primärproduktion wird bei Reduzierung der Flusseinträge um 50% im Rückseitenwatt um 15% (pelagisch: 22%) vermindert (Abbildung 6.37, unten links). Das N:P-Verhältnis verringert sich von 28 mmol N/mmol P auf 26 mmol N/mmol P im Winter (Abbildung 6.37, unten rechts). Der Maximalwert wird zwei Wochen eher (Mitte Juni) erreicht und beträgt 42 mmol N/mmol P (55 mmol N/mmol P im Re-

ferenzlauf).

Die Erhöhung der Flussfrachten von Phosphat und Stickstoff um 100% führen im Frühjahr, Herbst und Winter zu einer Erhöhung der Phosphatkonzentration im Rückseitenwatt um bis zu $0.5\,\mathrm{mmol/m^3}$. Im Sommer (Anfang bis Mitte Juli) ist die Auswirkung geringer, da zu dieser Zeit die besseren Nährstoffbedingungen zu mehr als einer Verdopplung der Flagellaten und damit zur Bindung der Nährstoffe führt. Die Erhöhung der Nitratkonzentration beträgt in Frühjahr, Herbst und Winter bis zu $18\,\mathrm{mmol/m^3}$. Die Erhöhung der Ammoniumkonzentration beträgt im Winter weniger als $0.6\,\mathrm{mmol/m^3}$ und erreicht Ende September ein Maximum von knapp $6\,\mathrm{mmol/m^3}$. Die Konzentrationen von Ammonium und Nitrat sind im Sommer vergleichbar mit den Konzentrationen des Referenzlaufs. Auch die Silikatkonzentration ist im Winter mit der Konzentration des Referenzlaufs vergleichbar, nimmt aber im Früh- und Spätsommer gegenüber dem Referenzlauf deutlich ab. Im Juli nimmt die Silikatkonzentration aufgrund der Abnahme der Diatomeen deutlich zu, bleibt aber unter den Werten des Referenzlaufs.

Die Abundanzen der Diatomeen und Flagellaten sind bei erhöhten Flussfrachten im Jahresmittel deutlich erhöht. Die Ausprägung der Diatomeenblüten im Frühjahr und Herbst sind mit denen des Referenzlaufs vergleichbar (Abbildung 6.37, oben). Die Abundanz der Diatomeen ist den gesamten Sommer über erhöht. Im Juli dominieren die Flagellaten mit Konzentrationen, die im Vergleich zum Referenzlauf doppelt so hoch sind.

Die Verdopplung der Flusseinträge von Phosphat und Stickstoff führt zur Erhöhung der Primärproduktion um 22% (pelagisch: 32%). Bei Erhöhung der Flussfrachten wird das N:P-Verhältnis auf Werte um $31\,\mathrm{mmol\,N/mmol\,P}$ im Winter erhöht. Der Maximalwert Ende Juni erhöht sich auf knapp $70\,\mathrm{mmol\,N/mmol\,P}$.

6.5 Einfluss des Tag- und Nacht-Rhythmus und des Tidenzyklus

Insbesondere die benthische Primärproduktion hängt stark von den Lichtbedingungen zur aktuellen Tagesszeit ab. Die zur Photosynthese zur Verfügung stehende Einstrahlung ist umso größer, je geringer die Wassertiefe ist. Somit ist die Photosyntheseleistung bei gleicher Einstrahlung bei Niedrigwasser höher als bei Hochwasser. Die tägliche Primärproduktion hängt aber auch von der Dauer der Einstrahlung, also der Länge der Photoperiode ab. Die tägliche Primärproduktion wird also maximal,

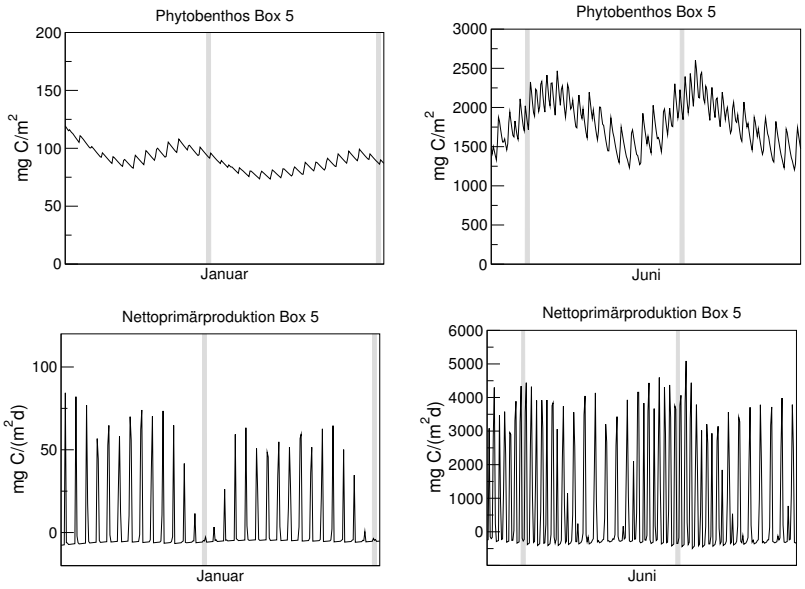

Abbildung 6.38: Phytobenthosabundanz (oben) und Nettoprimärproduktion (unten) im Januar (links) und Juni (rechts) für die Box 5. Die grauen Balken markieren den Tag, an dem zu Mittag Hochwasser ist. Die Nettoprimärproduktion ist in mg $C/(d.m^2)$ angegeben, aber nicht über den Tag gemittelt. Die Werte geben also die aktuelle Nettoprimärproduktion innerhalb des Tages an. Im Januar ist die Nettoprimärproduktion während des gesamten Tages negativ, wenn während der Photoperiode kein Niedrigwasser auftritt. Dies ist der Fall, wenn Mittags Hochwasser ist. Im Juni treten in diesem Fall während eines Tages zwei Maxima der Primärproduktion auf, wenn das Morgenhochwasser und das Abendhochwasser in die Photoperiode fallen.

wenn sich Niedrigwasser und Photoperiode möglichst lange überlappen. Während in unseren breiten im Winter höchstens ein Niedrigwasser während der Photoperiode auftreten kann, kann es im Sommer geschehen, dass sowohl das Morgen- als auch das Abendniedrigwasser in der Photoperiode liegen. In diesem Fall wird die tägliche Primärproduktion maximal, die Primärproduktion erreicht täglich zwei Maxima (Abbildung 6.38). Diese Konstellation tritt auf, wenn zu Mittag Hochwas-

ser ist[27]. Die maximale Abundanz des Phytoplanktons tritt bei ablaufendem Wasser ein.

Im Winter ist die Primärproduktion am größten, wenn die Dauer eines Niedrigwassers vollständig in die Photoperiode fällt. Dies ist der Fall, wenn mittags Niedrigwasser ist. Im Winter ist die Nettoprimärproduktion bei Mittaghochwasser negativ. Die maximale Abundanz des Phytobenthos tritt bei auflaufendem Wasser ein.

Die Verschiebung der Tide um einen halben Spring-Nipp-Zyklus[28] führt dazu, dass sich die Abundanzen des Phytobenthos entsprechend dieser Phasenverschiebung (Abbildung 6.39, links) verschieben. Auf den Beginn der Frühjahrsblüte des pelagischen Phytoplanktons hat diese Verschiebung noch keine Auswirkung, das System ist zu dieser Zeit von der Nordsee dominiert und die Dauer der Überlappung von Photoperiode und Niedrigwasser ist von der Phasenlage unabhängig. Die Herbstblüte der Diatomeen setzt eine Woche früher ein, da in dieser Zeit die Dauer des Überlappens von Photoperiode mit dem Niedrigwasser stark von der Phasenlage abhängt. (Abbildung 6.39, rechts). Die Auswirkung der veränderten maxima-

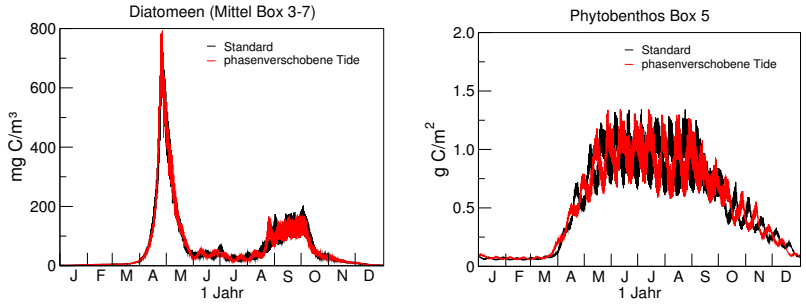

Abbildung 6.39: Auswirkung der Verschiebung des Tidenzyklus um einen halben Spring-Nipp-Zyklus. Die Phytobenthosabundanz folgt der Verschiebung aufgrund des veränderten Zusammentreffens von Niedrigwasser und Photoperiode (links) das ganze Jahr über. Die Frühjahrsblüte der pelagischen Diatomeenblüte (rechts) setzt im Standardlauf (schwarz) und im Lauf mit phasenverschobener Tide (rot) zeitgleich ein. Die Herbstblüte der Diatomeen setzt gegenüber dem Standardlauf eine Woche eher ein.

len Wasserstände aufgrund des Spring-Nipp-Zyklus auf das Systemverhalten ist gering. Die Unterschiede im Modellverhalten, die sich aus der Verschiebung des

[27] Geht man von einer idealisierten Erde aus, die vollständig mit Wasser bedeckt ist, und vernachlässigt Reibungseffekte, so tritt zum Zeitpunkt der Springtide, wenn Sonne, Erde und Mond in einer Linie stehen, mittags Hochwasser ein. Das Tidengeschehen in der Deutschen Bucht ist jedoch durch die Tidewelle des Nordatlantiks dominiert (Seiss und Plüss, 2003) . Daher treten Mittaghochwasser und Springtide zwar mit der gleichen Frequenz aber mit einer ortsabhängigen Phasenverschiebung ein. Zufälligerweise ist im Bereich des Spiekerooger Rückseitenwatts gerade zur Zeit der Springtide mittags Hochwasser.

[28] Diese Verschiebung um ca. eine Woche führt dazu, dass Mitte Januar mittags Niedrigwasser, statt wie im Standardlauf Hochwasser, eintritt (siehe auch Fußnote 27).

Spring-Nipp-Zyklus ergeben, sind ausschliesslich auf die Kopplung des Spring-Nipp-Zyklus und des Tageszyklus zurückzuführen.

6.6 Einfluss der Lichtbedingungen

Die Lichtbedingungen im Rückseitenwatt sind nicht nur durch die einfallende Strahlung sondern auch durch den hohen Schwebstoffgehalt und die veränderliche Wassertiefe bestimmt. Phytoplanktonzellen haben die Fähigkeit, sich an veränderte Bedingungen anzupassen (Sommer, 1998), indem sie die Assimilation bei schlechten Lichtbedingungen erhöhen. Dies kann durch Erhöhung des Chlorophyll-Gehalts bei Schwachlicht-Bedingung oder durch Umverteilung des Chlorophylls in den Antennensystemen geschehen (Jørgensen, 1969). Da in ERSEM funktionelle Gruppen betrachtet werden, bei denen nicht nach der Art der Lichtadaptation unterschieden wird, wird für alle Gruppen der in Abschnitt 5.1.1 in Gleichung 5.10 beschriebene Mechanismus zur Anpassung an die Lichtbedingungen gewählt. Der funktionale Zusammenhang zwischen dem zur Photosynthese zur Verfügung stehenden Licht und der Produktivität[29] ist in Gleichung 5.8 beschrieben und stammt von Ebenhöh et al. (1997). Der Graph ist in Abbildung 6.40 (rote Kurve) dargestellt. In dieser Formulierung ist die Produktivität nur dann optimal, wenn das verfügbare Licht I dem Optimallicht I_{opt} (Abschnitt 5.1.1) entspricht. Die Produktivität nimmt insbesondere auch dann ab, wenn das verfügbare Licht das Optimallicht übersteigt (Lichtinhibition). Das Optimallicht ist im Modell keine feste Größe sondern unterliegt einer dynamischen Anpassung (Gleichung 5.10). Die Anpassungszeit beträgt vier Tage;

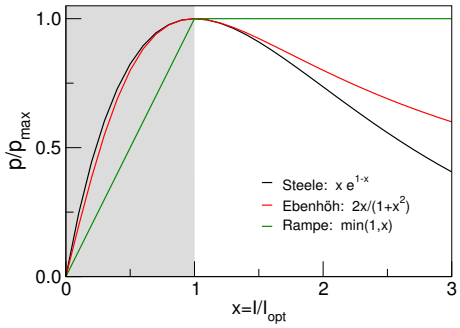

Abbildung 6.40: Der Anteil der maximalen Produktivität, in Abhängigkeit vom Anpassungsstatus des Phytoplanktons, der durch den Quotienten aus verfübarem Licht und Optimallicht gegeben ist. Der Bereich indem das Optimallicht größer als das verfügbare ist, ist grau hinterlegt. Bei der Rampenfunktion gibt es kein Optimallicht, sondern einen Einstrahlungswert ab dem die Produktivität optimal ist.

[29] Bei dieser Darstellung handelt es sich nicht um ein p-I-Kurve im klassischen Sinn, da nicht die Produktivität in Abhängigkeit der Einstrahlung dargestellt ist, sondern der Anteil der maximalen Produktivität, in Abhängigkeit vom Anpassungsstatus des Phytoplanktons. Bei optimaler Anpassung ($I/I_{opt} = 1$) wird gerade die maximale Produktivität erreicht.

schnelle Prozesse, wie die Veränderung des Wasserstandes während des Tidenzyklus, werden somit nicht abgebildet[30]. Selbst bei instantaner Anpassung wird die maximale Produktivität bei dieser Formulierung nicht erreicht, da die Lichtbedingungen sowohl über den Tag als auch über die Wassertiefe veränderlich sind. Die optimale Produktivität würde nur dann erreicht, wenn die Einstrahlung während der gesamten Photoperiode dem Tagesmittel entspricht und sich alle Algenzellen in der Adaptationstiefe (Abschnitt 5.1.1) aufhalten. Da die Verteilung des Phytoplanktons im Modell als homogen angenommen wird, tritt dieser Fall nicht ein. Hierdurch bedingt ist das System fast immer lichtlimitiert.

Eine Veränderung der Globalstrahlung um 15 % gegenüber dem Standardlauf[31], was in etwa der maximalen Variabilität der Jahre 1968-1987 nach Becker (1990) entspricht, führt zu keiner signifikanten Änderung der Phytoplanktonabundanz und der Primärproduktion im Rückseitenwatt (im Jahresmittel $< 0.3\,\%$). Die Ursache hierfür liegt darin, dass zwar die Einstrahlung, auf die das Phytoplankton adaptiert, um 15 % vom Standardwert abweicht, der Quotient aus verfügbarem Licht und optimalem Licht um eins herum schwankt (Abbildung 6.41, oben rechts). Die Änderung der Produktivität ist in diesem Bereich nahe null (Abbildung 6.40, rote Kurve).

Im Standardlauf kann sich das optimale Licht nahezu frei an das verfügbare Licht anpassen, da der Minimalwert, der angenommen werden kann, wie bei Ebenhöh et al. (1997) nur $4\,\mathrm{W/m^2}$ beträgt. Nimmt man wie bei Varela et al. (1995) an, das das optimale Licht einen Wert von $40\,\mathrm{W/m^2}$ nicht unterschreiten kann, so nimmt der Chlorophyll-Gehalt bereits Mitte September deutlich ab (Abbildung 6.41, rote Kurven links). Dies ist eine Folge der abnehmenden Tageslänge und der damit verbundenen Limitierung (Abbildung 6.41, rechts unten).

Im Folgenden wird die Sensitivität des Modells auf verschiedene Formen der Produktivitätskurven untersucht. Hierzu wird der funktionale Zusammenhang nach Steele (1962), der des Standardlaufs nach Ebenhöh et al. (1997) und der einer Rampenfunktion verglichen (Abbildung 6.40). Bei der Steele'schen Formulierung ist der Bereich, in dem das optimale Licht das verfügbare übersteigt (grau), nahezu identisch mit der Ebenhöh'schen Formulierung. Es findet aber eine deutlich stärkere Inhibition statt, wenn die Einstrahlung bezogen auf den Anpassungsstatus zu hoch

[30] Das optimale Licht wird in **EcoTiM** nicht wie eine massenbehaftete Größe transportiert. Die Werte des optimalen Lichts, die das Randmodell wegen der großen Wassertiefe liefert, sind deutlich niedriger als die Werte die sich im Rückseitenwatt einstellen. Aufgrund der relativ langsamen Adaptationszeit bezogen auf die Tidendauer würden in diesem Fall für das Watt zu niedrige Werte erreicht.

[31] Die Phytoplanktonabundanzen des Randmodells bleiben hierbei unverändert, um den Einfluss der reduzierten Globalstrahlung auf die Nordsee auszuschließen.

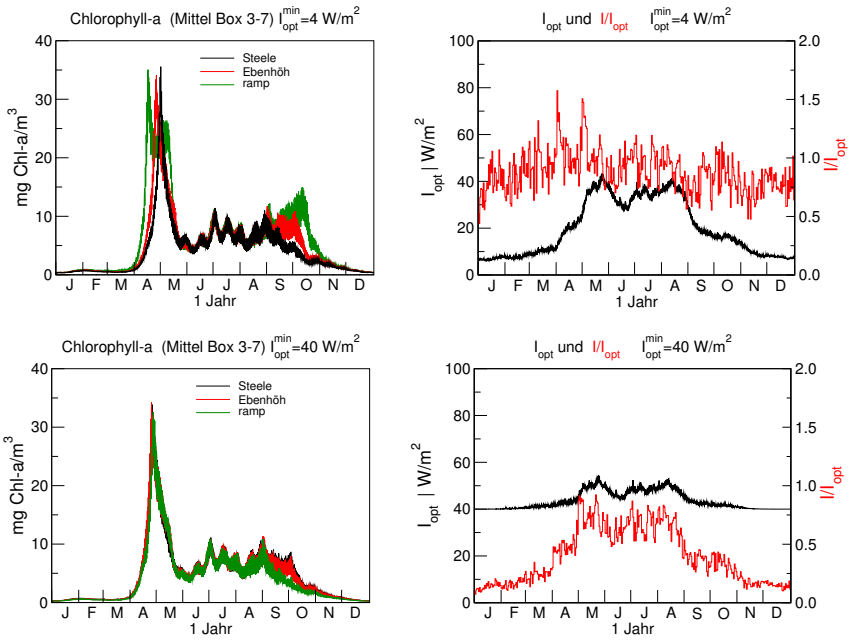

Abbildung 6.41: Abhängigkeit des Chlorophyll-Gehalts von der Adaptationsform nach Abbildung 6.40 und dem Minimalwert für das optimale Licht I_{opt}^{min} nach Gleichung 5.10. Oben links: Chlorophyll-Gehalt im Rückseitenwatt für die Adaptationskurven bei $I_{opt}^{min} = 4\,\mathrm{W/m^2}$. Oben rechts: Das optimale Licht (schwarz), das sich bei $I_{opt}^{min} = 4\,\mathrm{W/m^2}$ einstellt, und das resultierende Verhältnis I/I_{opt} (rot), dass die Basis für die Adaptation darstellt (I_{opt} und I/I_{opt} sind für alle Anpassungskurven nahezu identisch). Unten: die gleiche Darstellung wie oben für $I_{opt}^{min} = 40\,\mathrm{W/m^2}$.

ist. Bei der Rampenfunktion kommt es zu keiner Inhibition. Demzufolge gibt es kein „optimales Licht“; ab der Einstrahlung, die dem Anpassungsstatus des Phytoplanktons entspricht, wird die Produktivität maximal.

Verändert man gegenüber dem Standardlauf die Produktivitätskurve wie von Steele (1962) vorgeschlagen, so wirkt sich dies auf die Phytoplanktonabundanz immer dann aus, wenn der Quotient I/I_{opt} über eins liegt und genügend Nährstoffe zur Verfügung stehen. Dies ist im Frühjahr und im Herbst der Fall. Durch die stärke Inhibition setzt die Frühjahrsblüte später ein und die Herbstblüte fällt deutlich schwächer aus (Abbildung 6.41, oben links, schwarz und rot). Bleibt der Quotient I/I_{opt} unter eins, so ist die Phytoplanktonabundanz unabhängig von der Stärke der Inhibition (Abbildung 6.41, unten links, schwarz und rot).

Wird die Produktivitätskurve durch eine Rampenfunktion wie in Abbildung 6.40 (grün) dargestellt, nimmt die Produktivität deutlich ab, sobald das verfügbare Licht unter den Schwellenwert der maximalen Produktivität fällt. Dies führt im Herbst zu einer deutlich schnelleren Abnahme der Chlorophyll-Konzentration im Vergleich zum Standardlauf (Abbildung 6.41, oben links, grün und rot). Im Frühjahr, wenn

das verfügbare Licht dem Optimallicht vorauseilt, setzt die Frühjahrsblüte früher ein als im Standardlauf, da es zu keiner Inhibition kommt. Der Doppel-Peak in der Chlorophyll-Konzentration resultiert aus den aufeinanderfolgenden Blüten von Diatomeen und Flagellaten. Die Blüte der Flagellaten erreicht ein dreimal so hohes Maximum wie im Vergleich zum Standardlauf. Dies resultiert, wie auch die deutlich stärke Herbstblüte, aus der fehlenden Inhibition.
Beträgt der Minimalwert des Optimallichts $40\,\mathrm{W/m^2}$, ist die Chlorophyll-Konzentration für alle Anpassungskurven nahezu identisch. Nur für die Rampenfunktion nimmt die Chlorophyll-Konzentration im Herbst deutlich eher ab, da aufgrund der abnehmenden Tageslänge der Quotient I/I_{opt} unter eins fällt und die Produktivität schneller abnimmt als bei den anderen Anpassungskurven.

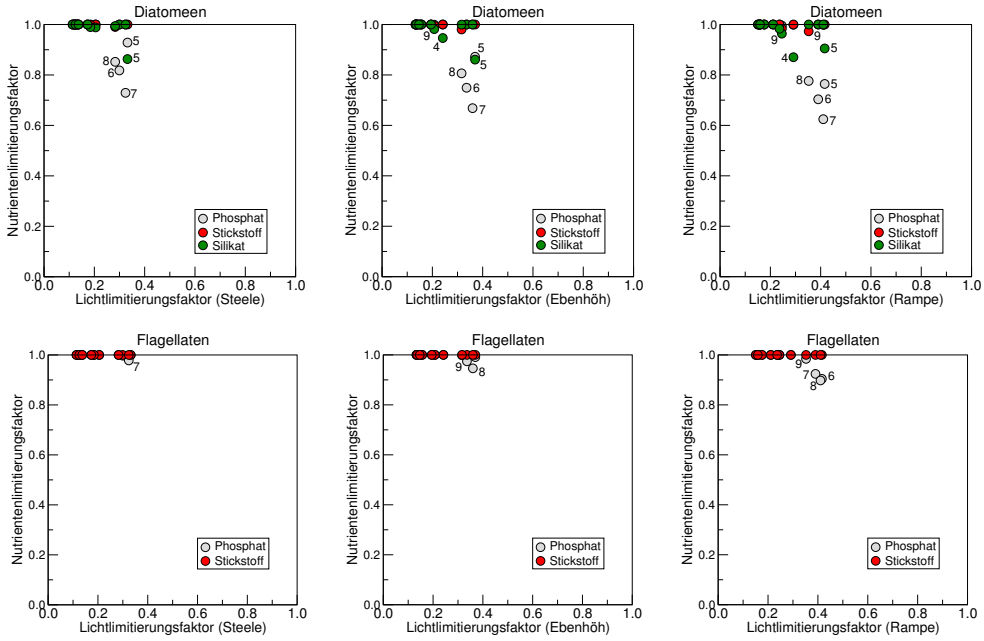

Abbildung 6.42: Die Nutrientenlimitationsfaktoren in Abhängigkeit vom Lichtlimitationsfaktor für Diatomeen (oben) und Flagellaten (unten) und für die Adaptationskurven nach Steele (links) und Ebenhöh (Mitte) sowie die Rampenfunktion (rechts) im Rückseitenwatt. Dargestellt sind Monatsmittelwerte. Die Ziffern geben den jeweiligen Monat an.

Die Bedeutung der Lichtlimitierung im Wattenmeer wird bei Colijn und Cadée (2003) untersucht. Hierzu wird der von Cloern (1999) entwickelte Index betrachtet, der eine Abschätzung dafür angibt, wann eine Nutrienten- bzw. Lichtlimitierung vorliegt. Grundlage für diesen Index ist ein Modell für die spezifische Nettowachstumsrate μ des Phytoplanktons. Zu vorgegebenen Werten für die Einstrahlung und die Stickstoffkonzentration werden die Werte für die Nettowachstumsrate bestimmt. Anhand dieser Werte für μ wird dann der Index $R = (\partial\mu/\partial I')/(\partial\mu/\partial N')$ berechnet,

wobei I' und N' die normierten Größen für die Ressourcen Licht und Stickstoff sind. Für $R > 1$ ist das System lichtlimitiert, für $R < 1$ stickstofflimitiert. Mit Hilfe dieser Methode kommen Colijn und Cadée (2003) anhand von Messdaten zu dem Schluss, dass das Wattenmeer insbesondere in den flachen und trüben Bereichen vornehmlich lichtlimitiert ist. Nur im Frühjahr und im Sommer kommt es zur Stickstofflimitierung.

Diese Ergebnisse sind aufgrund des Modellansatzes[32] nicht direkt mit den Ergebnissen von **EcoTiM** vergleichbar. Betrachtet man aber die Nutrientenlimitationsfaktoren $e_{\mathbf{N}}$[33] nach Abschnitt 5.1.1 in Abhängigkeit vom Lichtlimitationsfaktor e_I erhält man ein ähnliches Ergebnis (Abbildung 6.42). Sowohl Diatomeen als auch Flagellaten sind vornehmlich lichtlimitiert ($e_I < e_{\mathbf{N}}$). Im Frühjahr und Herbst sind die Diatomeen zusätzlich silikatlimitiert; im Sommer ist das Phytoplankton außerdem phosphatlimitiert. Diese Limitierung greift umso stärker, je geringer die Lichtinhibition ist (Abbildung 6.42, verschiedene Limitationskurven).

[32] Das von Cloern (1999) betrachtete Modell für die Nettowachstumsrate von Phytoplankton ist nicht direkt mit der Beschreibung in ERSEM vergleichbar. Cloern betrachtet ein variables Chl:C-Verhältnis, welches in Abhängigkeit der Stickstoff- und Lichtressourcen variiert. In diesem Modell wird als Nährstoff ausschliesslich Stickstoff betrachtet, wobei die Dynamik direkt von der Stickstoffkonzentration des umgebenden Wassers abhängt und nicht wie bei ERSEM eine Speicherkapazität des Phytoplanktons für Stickstoff und Phosphat (Droop, 1973) berücksichtigt wird. Außerdem wird keine Anpassung des Phytoplanktons an die Lichtbedingungen berücksichtigt.

[33] Die Bruttoprimärproduktion hängt vom Silikatgehalt des Wassers ab. Die Nettoprimärproduktion ist kein fester Anteil der Bruttoprimärproduktion, sondern hängt vom Nutrientenstatus des Phytoplanktons bezüglich Phosphat und Stickstoff ab (Abschnitt 5.1.1).

6.7 Wetterereignisse

Extreme Wetterereignisse gewinnen in den letzten Jahren zunehmend an Bedeutung. Auch wenn die Richtung, die die Klimaänderung in den nächsten Jahren nehmen wird, noch kontrovers diskutiert wird (Røed et al., 2004; IPCC, 2001), ist die Zunahme der Stürme und die Zunahme von Hitzeperioden in unseren Breiten vorstellbar. Desweiteren ist für das Wattgebiet die Gefahr eines Eiswinters, wie er im Winter 1995/1996 aufgetreten ist (Dittmann, 1999), durchaus real. Im folgenden sollen mögliche Auswirkungen dieser Extremereignisse mit Hilfe des Modells **EcoTiM** gezeigt werden.

6.7.1 Simulation einer Sturmflut

Eine Sturmflut ist ein durch Sturm mit auflandigen Winden erhöhter Tidenstrom. Von einer Sturmflut wird gesprochen, wenn der Tidenhöchststand das mittlere Tidenhochwasser um mehr als einen Meter übersteigt. Für das betrachtete Szenario wird angenommen, dass zur Springzeit Mitte Februar für die Dauer von drei Tagen eine Sturm eintritt, der eine Wasserstauhöhe von ca. 2.4 m verursacht[34]. Dieser Wert liegt noch unterhalb der Stauhöhe, die bei der schweren Sturmflut 1994 am Spiekerooger Pegel gemessen wurde (Niemeyer und Kaiser, 1999). Im Modell wird diese Pegelerhöhung vorgegeben und die Wasserbewegung entsprechend korrigiert, so dass die Anzahl der Voxel im Rückseitenwatt mit dem tatsächlichen Wasservolumen korrespondiert. Um die Korrektur entsprechend Abschnitt 4.2.7 möglichst klein zu halten, wird die Einstromgeschwindigkeit um 30 % erhöht. Außerdem wird zur Zeit der Sturmflut nicht gesielt.

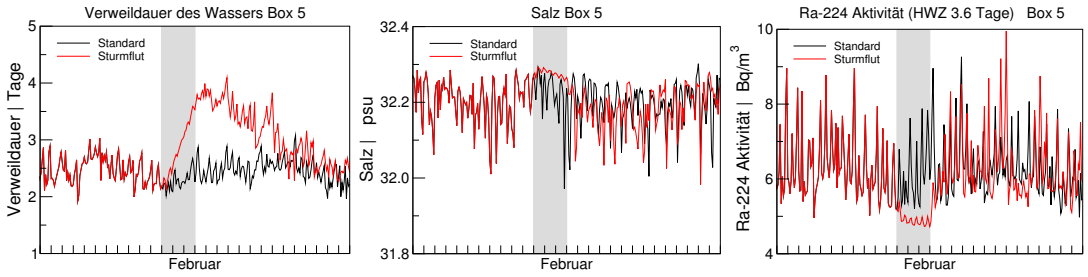

Abbildung 6.43: Auswirkungen einer Sturmflut zur Springzeit Mitte Februar auf die Verweildauer des Wassers (links), die Salzkonzentration (Mitte) und die ^{224}Ra -Aktivität (rechts) im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum der Sturmflut ist grau hinterlegt.

[34] Die Stauhöhe wird über über dem mittleren Tidenhochwasser (MThw) gemessen. Die Pegelerhöhung gegenüber dem Springtidenhochwasser beträgt hier 2 m.

Die physikalischen Auswirkungen der Springflut sind in Abbildung 6.43 dargestellt. Die Verweildauer des Wassers nimmt während der Sturmflut auf bis zu 4 Tage im Bereich der Box 5 zu. Nach etwa zwei Wochen ist die Verweildauer wieder auf den Normalwert von im Mittel 2.5 Tagen gesunken. Der Salzgehalt nimmt während der gesamten Dauer der Sturmflut Werte an, die denen bei „normalem“ Hochwasser entsprechen. Nach Ablaufen des aufgestauten Wassers normalisiert sich der Salzgehalt sofort. Die Aktivität von ^{224}Ra nimmt mit Beginn der Sturmflut deutlich ab, da das einströmende Nordseewasser aktivitätsarm ist und sich das ^{224}Ra, das aus dem Porenwasser strömt, in einem größeren Volumen verteilt. Nach Ende der Sturmflut nimmt die ^{224}Ra-Aktivität sofort wieder die Vergleichswerte an. Die Konzentra-

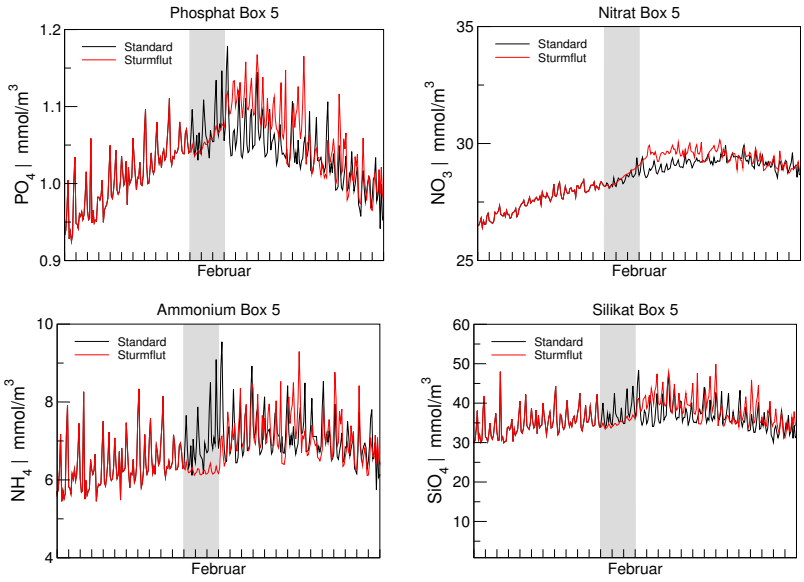

Abbildung 6.44: Auswirkungen einer Sturmflut zur Springzeit Mitte Februar auf die pelagischen Konzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silkat im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum der Sturmflut ist grau hinterlegt.

tionen von Phosphat, Ammonium und Silkat nehmen mit Beginn der Sturmflut in Küstennähe (Box 5) Werte an, die den Hochwasserwerten des Standardlaufes entsprechen (Abbildung 6.44). Da das Wasser in der Ebbzeit nicht abfließt, bleiben diese Konzentrationen während der Dauer der Sturmflut relativ konstant und sind nach Ende der Sturmflut für einige Tag erhöht bis sie wieder das Niveau des Standardlaufes erreichen. Diese Erhöhung ist durch die Abnahme der Abundanzen von Algen und Bakterien bedingt. Die Dynamik der Nitratkonzentration nimmt ebenfalls ab, während die Konzentration aufgrund eines erhöhten Ausstroms von Nitrat aus dem Porenwasser zunimmt. Die erhöhten Nitratkonzentrationen sind noch ca. eine Wo-

che nach Ende der Sturmflut sichtbar. Der erhöhte Ausstrom ist dadurch bedingt, dass das betrachtete Gebiet zur Zeit der Sturmflut nicht trocken fällt, und somit ein permanenter Nitratausstrom stattfindet. Das pelagische Chlorophyll nimmt während

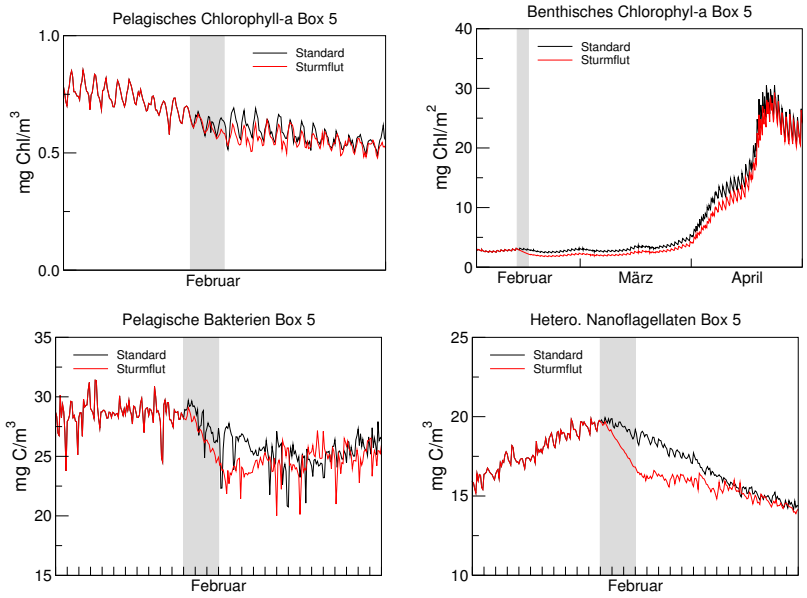

Abbildung 6.45: Auswirkungen einer Sturmflut zur Springzeit Mitte Februar auf das pelagische Chlorophyll (oben links), das benthische Chlorophyll (oben rechts), die Abundanz der pelagischen Bakterien (unten links) und die Abundanz der pelagischen heterotrophen Nanoflagellaten (unten rechts) im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum der Sturmflut ist grau hinterlegt.

des Sturmes in Küstennähe (Box 5) um ca. 10 % ab und erreicht nach dem Sturm innerhalb von wenigen Tagen fast die Werte des Vergleichslaufs (Abbildung 6.44, oben links). Der Verlauf der Frühjahrsblüte wird durch den Sturm nicht verändert. Die Nettoprimärproduktion des betrachteten Jahres ist um ca. 2 % gegenüber dem Standardlauf geringer. Die Ursache für die Verringerung des Chlorophyll-Gehalts liegt in einer erhöhten Lichtlimitierung aller Algengruppen durch die größere Wassertiefe. Hierdurch nimmt die Nettoprimärproduktion pro Kubikmeter deutlich ab und wird nur teilweise durch die größere Wassermenge im Rückseitenwatt kompensiert, so dass die Nettoprimärproduktion (pro Quadratmeter) während der Sturmflut insgesamt geringer ist. Das benthische Chlorophyll nimmt innerhalb von 2 Tagen um 25 % ab. Dadurch verschiebt sich der Beginn des Algenwachstums im April um ca. 2 Tage (Abbildung 6.44, oben rechts). Die Abundanz benthischer Algen erreicht dann aber die Werte des Standardlaufes. Die Auswirkung des Sturms auf die benthische Primärproduktion ist gering. Sie ist für das betrachtete Jahr nur um 0.2 % geringer als im Vergleichsjahr. Die pelagischen Bakterien nehmen mit Beginn der

Sturmflut in Küstennähe (Box 5) um bis zu 10 % ab und erreichen ca. eine Woche nach Ende der Sturmflut das Vergleichsniveau (Abbildung 6.45, unten links). Diese Abnahme ist eine Folge der verminderten Aktivität der Primärproduzenten und des damit verbundenen geringeren Angebots an labilem organischen Material. Die Abnahme der Bakterien wirkt sich direkt auf die Abundanz der heterotrophen Nanoflagellaten aus, deren Hauptnahrungsquelle Bakterien sind (Abbildung 6.45, unten rechts).

6.7.2 Simulation eines Eiswinters

Im Winter 1995/1996 hat es im Bereich des Rückseitenwatts einen sogenannten Eiswinter gegeben, bei dem die Wattflächen mit Eis bedeckt waren. Das Eis wird mit der Tide vor und zurückbewegt, so dass epibenthische Strukturen zerstört werden (Günther und Niesel, 1999). Insbesondere Filtrierer und epibenthische Predatoren sind hiervon betroffen. Die mittlere Temperatur des Sediments lag von Mitte Dezember 1995 bis Mitte März 1996 bei -0.5 °C, die mittlere Wassertemperatur lag in dieser Zeit unter 0 °C. Für das hier vorgestellte Szenario wird eine Kälteperiode von Anfang Januar bis Ende Februar angenommen, bei der die Modelltemperatur auf 0 °C gesetzt wird. Zusätzlich wird die mechanische Belastung des Zoobenthos und der aeroben Bakterien durch den Eisgang berücksichtigt (Tabelle 6.5).

Funktionelle Gruppe	**max. zusätzliche Mortalität in 1/d**
Megabenthos	0.10
Sedimentfresser	0.05
Filtrierer	0.20
Meiobenthos	0.01
Prädatoren	0.01
Aerobe Bakterien	0.10

Tabelle 6.5: Maximale zusätzliche Mortalitätsraten des Zoobenthos und der benthischen aeroben Bakterien durch mechanische Zerstörung bei Eisbedeckung. Die Werte werden jeweils mit mit dem Anteil der aktuell trockengefallenen Fläche an der Gesamtfläche der Box multipliziert und zur natürlichen Mortalitätsrate addiert.

Die Blüte der Diatomeen und der Flagellaten setzt im küstennahen Bereich ca. 2 Tage eher ein als im Vergleichslauf. Das Frühjahrsmaximum der Flagellaten ist gegenüber dem Standardlauf um 82 % erhöht (Abbildung 6.46). Die Abundanz der Diatomeen ist gegenüber dem Vergleichslauf 14 % höher, die der Flagellaten um 42 %.

Die Blüte der benthische Diatomeen setzt ebenfalls mit 2 Tagen Verspätung ein. Die Abundanz der benthischen Algen ist im Jahresmittel um 2 % niedriger. Die pelagische Primärproduktion ist im betrachteten Jahr um 9.6 % höher als im Vergleichslauf. Die benthische Primärproduktion ist um 15 % niedriger als im Vergleichslauf. Das vermehrte Vorkommen pelagischer Algen ist auf den verringerten Fraßdruck durch die Filtrierer zurückzuführen. Das verringerte Vorkommen benthischer Algen ist mittelbar durch die Zunahme der benthischen Bakterien bedingt. Die Zunahme an Bakterien führt zur Zunahme des Meiobenthos womit der Fraßdruck auf die benthischen Algen erhöht wird. Nach 4 Jahren hat sich der Modellbestand an epibenthischen Prädatoren und Filtrierern nahezu erholt. Die Konzentrationen von Phosphat

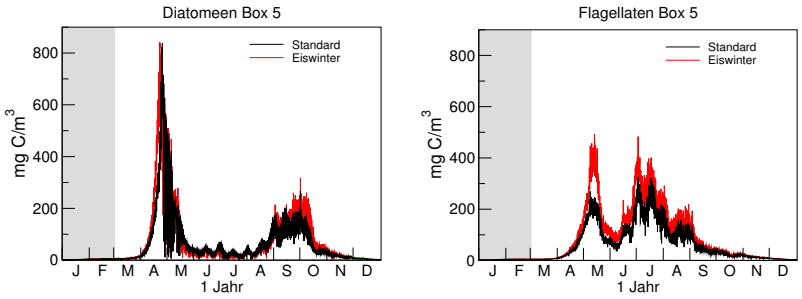

Abbildung 6.46: Auswirkungen eines Eiswinters von Anfang Januar bis Ende Februar auf die pelagischen Diatomeen und Flagellaten im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum des Eiswinters ist grau hinterlegt.

und Ammonium steigen während der kalten Periode im küstennahen Bereich leicht an. Die Konzentration von Silikat bleibt unverändert, Nitrat nimmt leicht zu (Abbildung 6.47). Im Frühjahr fallen die Konzentrationen aller Nährstoffe aufgrund der früheren Algenblüte 2 Tage früher ab und bleiben im weiteren Verlauf des Jahres unterhalb der Vergleichswerte. Der Jahresmittelwert der Phosphatkonzentration ist 5 % niedriger als im Vergleichslauf, die Jahresmittelwerte der Nitrat- und Ammoniumkonzentration jeweils 4 %. Silikat bleibt im Mittel nahezu unverändert.
Die Porenwasserkonzentration von Phosphat (Abbildung 6.48 oben links) bleibt mit Einsetzen des Eiswinters bis Mitte Januar unter der Vergleichskonzentration. Bis zum Ende der Kälteperiode steigt die Phosphatkonzentration auf Werte, die um 52 % höher als das Vergleichsniveau liegen, und steigt für weitere 8 Tage auf 74 % über Vergleichsniveau. Die Phosphatdynamik folgt der veränderten Eindringtiefe von Sauerstoff. Mit Einsetzen des Eiswinters nimmt die Eindringtiefe zuerst zu, da insgesamt weniger Sauerstoff veratmet wird (vgl. Abschnitt 4.44). Die anschließende Zunahme der benthischen Bakterien aufgrund des hohen Detritus-Eintrags durch absterbendes Epibenthos führt zu einem erhöhten Sauerstoffverbrauch und einer

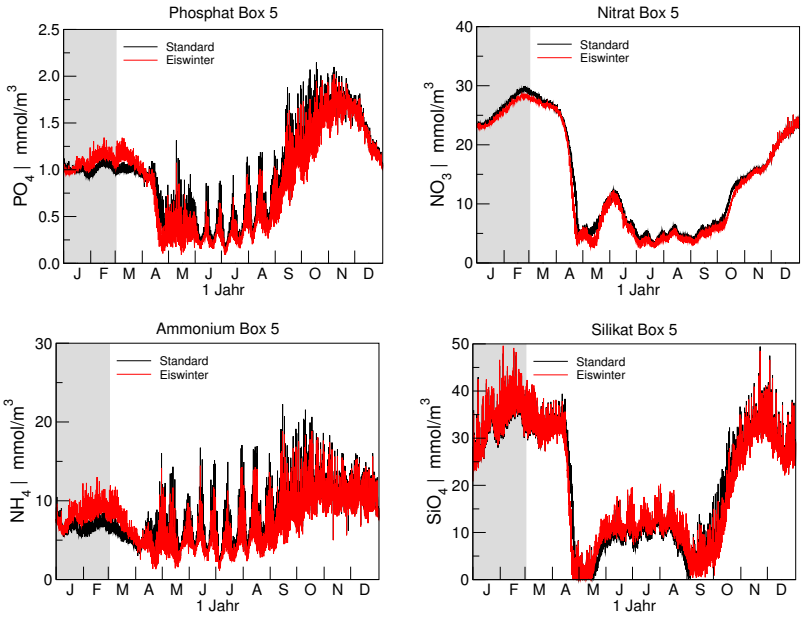

Abbildung 6.47: Auswirkungen eines Eiswinters von Anfang Januar bis Ende Februar auf die pelagischen Konzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silkat im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum des Eiswinters ist grau hinterlegt.

Verringerung der Sauerstoffschicht (Abbildung 6.49). Mit abnehmender Dicke der oxidierten Schicht wird adsorbiertes Phosphat freigesetzt. Die Gesamtmenge des anorganischen Phosphats ist im Jahresmittel um 7 % verringert.

Erhöhte Phosphatkonzentrationen im Porenwasser von im Mittel über 10 mmol/m^3 im Januar 1996 auf der Gröninger Plate werden bei Oelschläger (2000) beschrieben.

Die Porenwasserkonzentration von Nitrat (Abbildung 6.48 oben rechts) nimmt im Vergleich zum Standardlauf mit Einsetzen des Eiswinters zuerst leicht zu und nimmt durch die erhöhte Aktivität der Nitratreduzierer bis zum Ende der Kälteperiode um ca. 5 % gegenüber dem Standardlauf ab. Die Konzentration beträgt Mitte März ca. 92 % der Vergleichskonzentration und erholt sich mit Einsetzen der Algenblüte fast auf das Vergleichsniveau. Die Gesamtmenge an Nitrat im Sediment ist im Jahresmittel um 25 % verringert.

Die Porenwasserkonzentration von Ammonium (Abbildung 6.48 unten links) steigt mit Einsetzen des Eiswinters bis auf 105 % des Vergleichsniveaus und fällt ab Mitte April ab. Die Konzentration liegt im Sommer und Herbst ca. 10 % unter der des Standardlaufs und erreicht Ende des Jahres fast die ursprüngliche Konzentration. Die Gesamtmenge an Ammonium im Sediment bleibt im Jahresmittel nahezu unverändert. Die von Oelschläger beschriebenen Ammoniumkonzentrationen von bis zu 3000 mmol/m^3 im Januar 1996 können nicht reproduziert werden.

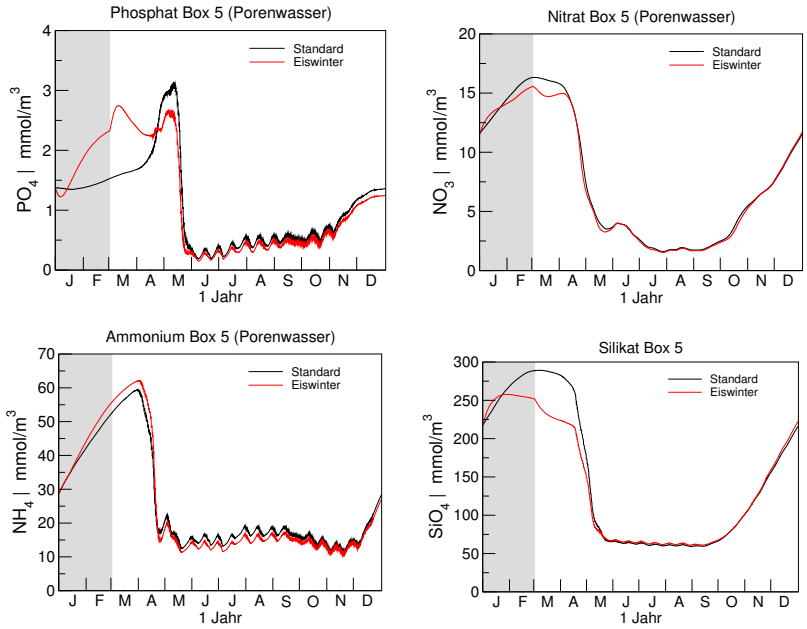

Abbildung 6.48: Auswirkungen eines Eiswinters von Anfang Januar bis Ende Februar auf die benthischen Konzentrationen von Phosphat, Nitrat, Ammonium und Silkat im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum des Eiswinters ist grau hinterlegt.

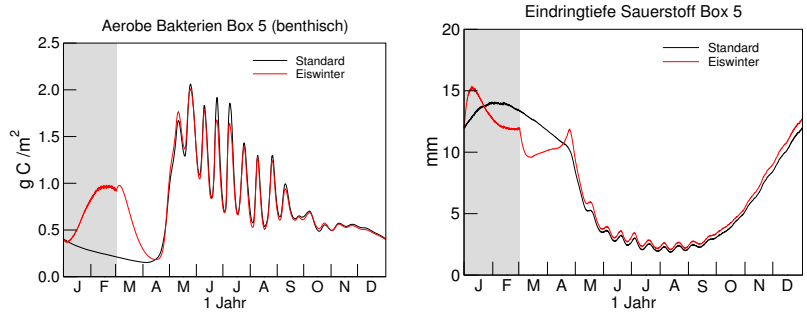

Abbildung 6.49: Auswirkungen eines Eiswinters von Anfang Januar bis Ende Februar auf die Abundanz benthischer aerober Bakterien und die Eindringtief von Sauerstoff in das Sediment im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum des Eiswinters ist grau hinterlegt.

Die Silikatkonzentration im Porenwasser (Abbildung 6.48 unten rechts) liegt bis Mitte Januar oberhalb der Vergleichskonzentration und fällt dann bis Mitte April auf ca. 80 % des Standardlaufs ab. Danach folgt die Silikatkonzentration der ursprünglichen Frühjahrsdynamik, wobei der Abfall zur Zeit der Blüte ca. 2 Tage eher einsetzt. Die Gesamtmenge an Silikat im Sediment ist im Jahresmittel um 6 % verringert.

Die epibenthischen Prädatoren und Filtrierer werden durch die mechanische Zerstörung durch die Eisbedeckung dezimiert (Abbildung 6.50). Die Abundanzen be-

tragen zum Ende der Kälteperiode nur noch 15 % der ursprünglichen Werte. Nach vier Simulationsjahren hat sich der Bestand an epibenthischen Prädatoren und Filtrierern nahezu erholt. Dies stimmt mit der Schätzung von Günther und Niesel (1999) überein.

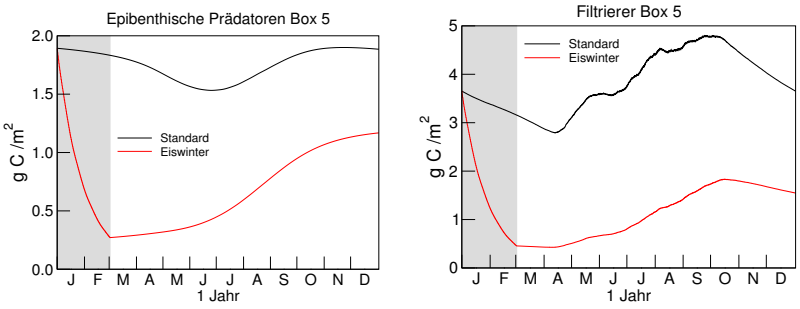

Abbildung 6.50: Auswirkungen eines Eiswinters von Anfang Januar bis Ende Februar auf die epibenthischen Prädatoren und die Filtrierer im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum des Eiswinters ist grau hinterlegt. Nach 4 Jahren hat sich der Modellbestand an epibenthischen Prädatoren und Filtrieren nahezu erholt.

Die Gesamtmasse an organischem Material (TOC) im Sediment ist gegenüber dem Standardlauf nicht erhöht. Dies stimmt mit den Messungen von Günther und Niesel (1999) überein und ist vermutlich eine Folge der erhöhten bakteriellen Aktivität. Die hohe Abundanz an Bakterien führt zu einer Zunahme des Meiobenthos auf Werte, die gegenüber dem Standardlauf Mitte März um 158 % erhöht sind. Im Verlauf des Jahres fallen die Werte auf ca. 96 % des Vergleichsniveaus.

6.7.3 Simulation einer Hitzeperiode im Hochsommer

Die Erhöhung der Wassertemperatur kann im Sommer dazu führen, dass einige Algenarten ihr Wachstum verlangsamen beziehungsweise einstellen. Wie in den Abschnitten 5.1.1 und 5.2.1 beschrieben, sind die Modell-Flagellaten und die Modell-Diatomeen bei hohen Temperaturen wachstumslimitiert. Für das Szenario eines heissen Sommers wird ab Mitte Juli eine 15-tägige Periode mit einer Wassertemperatur von 24 °C angenommen. Der Temperaturlimitationsfaktor $e_{T_{inhib}}$ aus Gleichung 4.45 nimmt dabei für pelagische Flagellaten und benthische Diatomeen einen Wert von 1.45 an und ist damit um 0.5 niedriger als bei der durchschnittlichen Temperatur von 22.4 °C des Standardlaufs zu dieser Zeit. Der gleiche Wert wird bei 15.2 °C Mitte/Ende März bzw. Mitte Oktober erreicht. Die Auswirkung der Hitzeperiode auf das Phytoplankton im küstennahen Bereich ist in Abbildung 6.51 dargestellt. Die Konzentration der pelagischen Flagellaten nimmt während der Hitzeperiode aufgrund der Temperaturinhibition auf Werte ab, die denen im Herbst

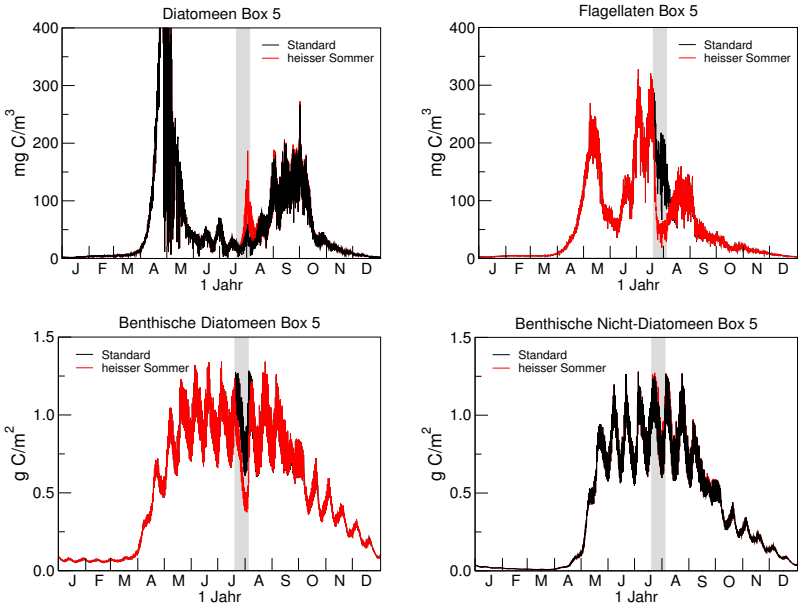

Abbildung 6.51: Auswirkungen einer 15-tägigen Hitzeperiode ab Mitte Juli mit einer Wassertemperatur von 24 °C auf die pelagischen Diatomeen und Flagellaten (oben) und die benthische Diatomeen und Nicht-Diatomeen (unten) im küstennahen Bereich (Box 5) im Vergleich zum Standardlauf. Der Zeitraum der Hitzeperiode ist grau hinterlegt. Der Frühjahrspeak der pelagischen Diatomeen ist abgeschnitten.

entsprechen. Der Bestand erholt sich nach der warmen Zeit innerhalb von Tagen auf die Werte des Vergleichslaufs. Die pelagischen Diatomeen zeigen zeitgleich mit der Abnahme der Flagellaten eine ausgeprägte Blüte, mit Konzentration, die der Herbstblüte entspricht. Die Abundanz des Zoobenthos (bis auf Meiobenthos) nimmt mit Ende der Temperaturerhöhung ab und beträgt zu Jahresende ca. 97 % des Vergleichswerts. Die Abundanz des Meiobenthos liegt am Jahresende etwa 1 % über dem Vergleichsniveau. Die Nutrientenkonzentrationen verändern sich während der Hitzeperiode aufgrund des veränderten Phytoplanktonwachstums kurzfristig und normalisieren sich nach der Hitzeperiode schnell.

7 Diskussion und Ausblick

Das in dieser Arbeit vorgestellte Modell **EcoTiM** bildet eine Basis für zukünftige Untersuchungen in den Wattgebieten der Deutschen Bucht. Durch das neu entwickelte Transportmodell, bei dem volumenbehaftete Tracer betrachtet werden, die entlang eines Strömungsfeldes bewegt werden, ist eine massenerhaltende Kopplung eines pelagischen Ökosystemmodells mit einem benthischen gelungen, die Simulationen in adäquat kurzer Rechenzeit erlaubt. Das Modell bietet die Möglichkeit, saisonale, diurnale und tidale Prozesse in einer räumlichen Auflösung von wenigen Kilometern zu untersuchen. Bisherige Modelle, wie die Nordseeapplikation von ERSEM, sind für diesen Zweck nur eingeschränkt brauchbar, da sie als Boxmodelle konzipiert sind, und eine Verfeinerung der räumlichen und zeitlichen Auflösung neben der Problematik, den Trockenfall in einem Boxmodell angemessen zu beschreiben, zu einer inadäquaten Zunahme der numerischen Diffusion führt. Die direkte Kopplung eines komplexen Ökosystemmodells an ein hydrodynamisches Modell ist mit Einschränkung massenerhaltend möglich, führt im Allgemeinen aber zu Rechenzeiten, die für umfassende Sensitivitätsstudien zu lang sind. Desweiteren erfordert die Lösung eines solchen durch ein partielles Differentialgleichungssystem beschriebenen Ökosystems die Kenntnis sämtlicher Anfangs- und Randwerte. Ist dies für die physikalischen Kenngrößen, wie z. B. Salzgehalt und Windgeschwindigkeit noch möglich, so ist die Bestimmung von Anfangswerten für die biologischen Kenngrößen nahezu unmöglich.

Das hier vorgestellte Modell hat den Vorteil, dass es durch die für ein Modell dieser Komplexität extrem kurzen Rechenzeiten möglich ist, das Modell einschwingen zu lassen (Abschnitt 6.1). Hierbei ist von entscheidender Bedeutung, dass das Modell offen ist, d.h. dass die Stoffmengen nicht durch die Anfangsbedingungen festgelegt sind, sondern sich durch die Kopplung an das Randmodell ergeben.

Mit dem vorliegenden Modell kann die Dynamik der Stoffkreisläufe von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphat und Silikat sowie die Abundanzen der Primärproduzenten, der Sekundärproduzenten und Destruenten sowohl im Pelagial als auch im Benthos auf Skalen von Jahren bis hin zu Stunden dargestellt werden. Diese feine zeitliche Auflösung wird insbesondere durch die modifizierte Beschreibung der Primärproduktion erreicht, die nun nicht mehr als Tagesmittelwert bestimmt wird, sondern dem Tag- und Nacht-Rhythmus folgt. Die räumliche Auflösung ist durch die Definition der Wattgebiete bestimmt, die separat betrachtet werden, und beträgt in der vorliegenden Konfiguration wenige Kilometer. Trotz des stark vereinfachten

Transportansatzes beschreibt das Modell den Salzgehalt und die Aktivität radioaktiver Substanzen akkurat.

Auch wenn **EcoTiM** wesentlich geringe Anforderungen an die Anfangs- und Randbedingungen stellt als vergleichbare Modelle, ist es für die quantitative Untersuchung der Stoffkreisläufe zu einem bestimmten Zeitpunkt unerlässlich, die für diesen Zeitraum geltenden treibenden Kräfte zu kennen[1]. Erst wenn sämtliche Antriebsdaten für das Modell vorliegen, kann man realistische Ergebnisse und Prognosen erwarten. Bisher liegen diese Daten nicht vollständig vor, das Kapitel über die Wetterereignisse gibt jedoch bereits Einblick in die Potenz des Modells.

Modellbeschreibungen unterliegen zumeist einer Art von Liebig-Limitierung. Modellaussagen können nur in einer räumlichen und zeitlichen Akkuranz erwartet werden, die durch die gröbste, für die Aussage relevante, Prozessbeschreibung bestimmt wird. Dies bedeutet insbesondere, dass alle Kenngrößen, die zur Untersuchung einer Zielvorgabe notwendig sind, im Modell in annähernd vergleichbarer Detaillierung berücksichtigt werden müssen. Daher ist es z.B. zur genaueren Untersuchung des Systemverhaltens nach einem Eiswinter unerlässlich, das Modell um den Schwefelkreislauf zu erweitern und die räumliche Auflösung des Benthosmodells zu verfeinern. Erst dann kann das Modell die Entstehung schwarzer Flecken beschreiben. Inwieweit eine solche Modellerweiterung sinnvoll ist, hängt im Einzelfall von der zu untersuchenden Fragestellung ab. Häufig reicht die Betrachtung kleinerer, einfacherer (Teil-)Modelle, um die Zielfragen ausreichend zu beantworten. Um daher ein Modell nicht in einzelnen Modulen zu detailliert zu gestalten und somit innerhalb der Gesamtmodells „Elfenbeintürme“ zu errichten, ist es sinnvoll, das Konzept der funktionellen Gruppen weiterhin konsequent zu verfolgen und Adaptations- und Sukzessionsprozesse stärker zu berücksichtigen. So ist es sinnvoll, das Phytoplanktonmodul des ERSEM-Modells dahingehend zu erweitern, dass sich die funktionellen Gruppen der Primärproduktion nicht nur an verändert Lichtbedingungen sondern auch an ein verändertes Nährstoffangebot adaptieren können. Diese Adaptation ist dann nicht wie im Falle der Lichtadaptation als eine Veränderung innerhalb einer einzelnen Algenzelle zu verstehen, sondern als Verschiebung des Artenspektrums innerhalb der funktionellen Gruppe. Erste Versuche haben gezeigt, dass mit einem solchen Ansatz die Beschreibung des Phosphatkreislaufs verbessert werden kann. Die Berücksichtigung einer Sukzession in Bezug auf die Wassertemperatur würde zudem eine akkuratere Beschreibung des Systemverhaltens während einer Hitzeperiode liefern.

[1] In **EcoTiM** ist auch das Strömumgsfeld ein Teil des Forcings.

Durch die Berücksichtigung benthischer Algen, die in ERSEM bisher vernachlässigt wurden, da das Modell für Gebiete mit deutlich größeren Wassertiefen implementiert wurde, kann die Primärproduktion in **EcoTiM** quantitativ gut reproduziert werden. Sicherlich ist dieser Modellteil ein erster einfacher Ansatz, der durch die zusätzliche Berücksichtigung der Resuspension erweitert werden sollte, um den Einfluss der Tide auf das Benthos (Witbaard et al., 2001), die Rückwirkung auf das pelagische Nahrungsnetz (Wainright, 1990), sowie auf die Primärproduktion (Poremba et al., 1999), näher untersuchen zu können.

Nicht nur die Resuspension benthischer Algen sondern allgemein die Berücksichtigung der Resuspension benthischen organischen Materials kann zu einer Verbesserung der Beschreibung des „microbial loop“ führen. Erste Anpassungen dieses Modellteils, insbesondere die Berücksichtigung einer Gütefunktion für organisches Material, womit das saisonale Vorkommen gelöster organischer Substanzen deutlich besser beschrieben wird, sind bereits in Arbeit (Kotzur, 2004).

Desweiteren bleibt zu überprüfen, inwieweit die Annahme der homogenen Verteilung des Phytoplanktons in der Wassersäule für stark durchmischte flache Tidengewässer haltbar ist (Lizon et al., 1998).

Die Erweiterung des Modells auf den gesamten Wattbereich der Deutschen Bucht ist aufgrund des modularen Modellaufbaus möglich. Erforderlich ist hierzu die Definition der Einteilung des gesamten Wattgebiets, wie es für den Bereich des ostfriesischen Wattbereich geschehen ist, sowie die Bereitstellung sämtlicher Antriebsdaten.

8 Danksagung

Ich bedanke mich ganz herzlich bei allen, die die diese Arbeit ermöglicht haben.

Mein Dank geht an Herrn Prof. Dr. Wolfgang Ebenhöh für die Betreuung dieser Arbeit. Insbesondere danke ich ihm für die Freiheit, die er mir während der Durchführung dieses Projekts gegeben hat, und die Hilfestellung immer dann, wenn ich alleine nicht mehr weiterkam.

Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. Ulrich Knauer danke ich für das Zweitgutachten und die konstruktive Hilfestellung bei der Erstellung des Manuskripts.

Herrn Dr. Emil V. Stanev vom ICBM danke ich für die Bereitstellung der Datensätze für das Tiefenprofil und das Strömungsfeld.

Herrn Dr. Hermann-Josef Lenhart vom Institut für Meereskunde in Hamburg danke ich für die Überlassung des COCOA-Modells und die freundliche Unterstützung bei der Literaturrecherche.

Dank geht an Herrn Dr. Götz Flöser vom GKSS-Forschungszentrum in Geesthacht, Herrn Dr. Gerd Liebezeit vom Terramare, Herrn Dr. Johannes Pätsch vom Institut für Meereskunde in Hamburg, Herrn Dirk Post vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz in Aurich, Herrn Jürgen Rahmel vom Nationalpark-Haus Norderney und Frau Dr. Karen Wiltshire vom Alfred-Wegener-Institut in Bremerhaven für die freundliche Überlassung von Messdaten, ohne die die Arbeit nicht realisierbar gewesen wäre.

Dank geht an meinen Kollegen Herrn Stephan Kotzur für die vielen Diskussionen, die Datenbeschaffung und die Durchsicht der Arbeit sowie an die Kollegen im ICBM.

Und ein riesiges Danke an den Tiger, der unendlich viele Stunden seines Feierabends (und wenn ein Mathematiker unendlich sagt, müssen es verdammt viele gewesen sein) geholfen hat, CEMoS an die Bedürfnisse des Modellkonzepts anzupassen, Programmierfehler auszumerzen und in sämtlichen Fragen der Implementierung immer eine Antwort wusste.

Literaturverzeichnis

[Aksnes und Egge 1991] Aksnes, D.L. ; Egge, J.K.: A theoretical model for nutrient uptake in phytoplankton. In: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 70 (1991), S. 65–72

[Aksnes und Lie 1990] Aksnes, D.L. ; Lie, U.: A coupled physical biological pelagic model of a shallow sill fjord. In: *Estuarine Coastal And Shelf Science* 31 (1990), S. 459–486

[Allen 1997] Allen, J. I.: A modelling study of ecosystem dynamics and nutrient cycling in the Humber plume, UK. In: *J. Sea Res.* 38 (1997), Nr. 3-4, S. 333–359

[Asmus et al. 1994] Asmus, R. ; Gätje, C. ; Jonge, V.N. de: *Mikrophytobenthos - empfindliche Oberflächenhaut des Wattbodens*. Kap. 2.1, S. 75–81. In: Lozan, J.L. (Hrsg.) ; Rachor, E. (Hrsg.) ; Reise, K. (Hrsg.) ; v.Westernhagen, H. (Hrsg.) ; Lenz, W. (Hrsg.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer*, Blackwell Wissenschafts-Verlag, 1994

[Baird et al. 2002] Baird, M. ; Walker, S. ; Wallace, B. ; Sakov, P. ; Parslow, J. ; Waring, J.: *Simple estuarine response model (SERM)*. Commonwealth Scientific & Industrial Research Organisation (CSIRO), Australia, 2002. – http://www.per.marine.csiro.au/serm (eingesehen am 08.01.2004)

[Baretta und Ruardij 1988] Baretta, J. (Hrsg.) ; Ruardij, P. (Hrsg.): *Tidal flat estuaries: simulation and analysis of the Ems Estuary*. Berlin : Springer-Verlag, 1988

[Baretta-Bekker 1995] Baretta-Bekker, J. G. (Hrsg.): *European Regional Seas Ecosystem Model-I*. Neth. J. Sea Res., 1995

[Baretta-Bekker und Baretta 1997] Baretta-Bekker, J. G. (Hrsg.) ; Baretta, J. W. (Hrsg.): *Special issue: European regional seas ecosystem model II*. J. Sea Res., 1997

[Becker 1990] Becker, G.A.: *Die Nordsee als physikalisches System*. Kap. 1.2, S. 11–27. In: Lozan, J.L. (Hrsg.) ; Lenz, W. (Hrsg.) ; Rachor, E. (Hrsg.) ; Watermann, B. K. (Hrsg.) ; v.Westernhagen, H. (Hrsg.): *Warnsignale aus der Nordsee*, Verlag Paul Parey, 1990

[Beddington und May 1982] Beddington, J. R. ; May, R. M.: The harvesting of interacting species in a natural ecosystem. In: *Sci.Am.* 247 (1982), S. 62–69

[Bergemann und Lang 1997] Bergemann, F. ; Lang, G.: Programmbeschreibung des Partikelverfahrens PARTRACE Version 3.0 / Bundesanstalt für Wasserbau Außenstelle Küste. 1997. – Forschungsbericht. http://www.baw.de/vip/abteilungen/wbk/Methoden/hnm/partrace /documentation/partrace.htm (eingesehen am 28.07.2004)

[Blackford 1997] Blackford, JC.: An analysis of benthic biological dynamics in a North Sea ecosystem model. In: *J. Sea Res.* 38 (1997), Nr. 3/4

[Blackford 2002] Blackford, JC.: The influence of microphytobenthos on the Northern Adriatic ecosystem. A modelling study. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* (2002)

[Blackford und Radford 1995] Blackford, JC. ; Radford, P.J.: A structure and methodology for marine ecosystem modelling. In: *Neth. J. Sea Res.* 33 (1995), Nr. 3/4, S. 247–260

[Broekhuizen und Bryant 1996] Broekhuizen, N. ; Bryant, A. D.: The mesozooplankton module. In: (Radford, Internal Report, 1996)

[Broekhuizen et al. 1995] Broekhuizen, N. ; Heath, M. R. ; Hay, S.J. ; Gurney, W. S. C.: Modelling the dynamics of the North Sea's mesozooplankton. In: *Neth. J. Sea Res.* 33 (1995), Nr. 3/4, S. 381–406

[Burchard und Bolding 2002] Burchard, H. ; Bolding, K.: GETM - a general estuarine transport model / European Commission, printed in Italy. 2002. – Scientific Documentation, No EUR 20253 EN. – 157– S

[Cloern 1999] Cloern, J.E.: The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. In: *Aquatic Ecollogy* 33 (1999), S. 3–16

[Colbert 2004] Colbert, S.: *Coastal ocean radium: Evaluation of inputs and estimates of cross- shelf mixing rates*, University of Southern California, Dissertation, 2004

[Colijn 1982] Colijn, F.: Biological-research in the ems-dollard estuary .54. Light-absorption in the waters of the ems-dollard estuary and its consequences for the growth of phytoplankton and microphytobenthos. In: *Neth. J. Sea Res.* 15 (1982), S. 196–216

[Colijn und Cadée 2003] Colijn, F. ; Cadée, G. C.: Is phytoplankton growth in the Wadden Sea light or nitrogen limited? In: *J. Sea Res.* 49 (2003), S. 83–93

[Davis 1976] Davis, R.E.: Predictability of sea surface temperature and sea level pressure anomalies over the North Pacific Ocean. In: *J. Phys. Oceanogr.* 6 (1976), S. 249–266

[De Jonge und Postma 1974] De Jonge, V. N. ; Postma, H.: Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. In: *Neth. J. Sea Res.* 8 (1974), Nr. 2-3, S. 139–153

[Delafontaine et al. 1996] Delafontaine, M.T. ; Bartholomä, A. ; Flemming, B.W. ; Kurmis, R.: Volume-specific dry POC mass in surficial intertidal sediments: a comparison between biogenic muds and adjacent sand flats. In: *Senckenb. marit.*

26 (1996), S. 167–178. – Proceedings of a workshop on the Ecosystem Research Wadden Sea, March 1995, Wilhelmshaven, Germany

[Dippner 1998] Dippner, J. W.: Competition between different groups of phytoplankton for nutrients in the southern North Sea. In: *Journal Of Marine Systems* 14 (1998), S. 181–198

[Dippner 1991] Dippner, J.W.: A Lagrangian model of phytoplankton growth dynamics - a sensitivity analysis. In: *Commision of the European Communities, EUR Report, EUR 13371EN* (1991), S. 67pp

[Dippner 1993] Dippner, J.W.: A Lagrangian model of phytoplankton growth dynamics for the Northern Adriatic Sea. In: *Cont. Shelf Res.* 13 (1993), S. 331–335

[Dittmann 1999] Dittmann, Sabine: *The Wadden Sea ecosystem - stability properties and mechanisms*. Berlin : Springer, 1999. – 307 S

[Dobson und Smith 1988] Dobson, F. W. ; Smith, S. D.: Bulk models of solar-radiation at sea. In: *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 114 (1988), S. 165–182

[Droop 1973] Droop, M.R.: Some thoughts on nutrient limitation in algae. In: *J. Phycol.* 9 (1973), S. 264–272

[Ebenhöh 1995] Ebenhöh, W.: Das Oldenburger Stoffkreislaumodell AQEM - Übersicht und Ergebnisse. Umweltbundesamt, Berlin, 1995

[Ebenhöh et al. 1997] Ebenhöh, W. ; Baretta-Bekker, J.G. ; Baretta, J.W.: The primary production module in the marine ecosystem model ERSEM II, with emphasis on the light forcing. In: *J. Sea Res.* 38 (1997), Nr. 3/4, S. 173–193

[Ebenhöh et al. 1996] Ebenhöh, W. ; Hamberg, F. ; Kohlmeier, C.: The benthic nutrient module. In: (Radford, Internal Report, 1996)

[Ebenhöh et al. 2004] Ebenhöh, W. ; Kohlmeier, C. ; Baretta, J.W. ; Flöser, G.: Shallowness may be a major factor generating nutrient gradients in the Wadden sea. In: *Ecological Modelling* 174 (2004), S. 241–252

[Ebenhöh et al. 1995] Ebenhöh, W. ; Kohlmeier, C. ; Radford, P.J.: The benthic biological submodel in the European Regional Seas Ecosystem Model. In: *Neth. J. Sea Res.* 33 (1995), Nr. 3/4, S. 423–452

[Ebenhöh und Siemoneit 1995] Ebenhöh, W. ; Siemoneit, H.: Mathematische Modellierung des Ökosystems Wattenmeer. Umweltbundesamt, Berlin, 1995

[Einstein 1905] Einstein, A.: Über die von der molekularkinetischen Theorie der Wärme geforderte Bewegung von in ruhenden Flüssigkeiten suspendierten Teilchen. In: *Annalen der Physik* (1905)

[Elbrächter et al. 1994] Elbrächter, M. ; Rahmel, J. ; Hanslik, M.: *Phaeocystis im Wattenmeer*. Kap. 2.3, S. 87–90. In: Lozan, J.L. (Hrsg.) ; Rachor, E. (Hrsg.) ; Reise, K. (Hrsg.) ; v.Westernhagen, H. (Hrsg.) ; Lenz, W. (Hrsg.): *Warnsignale aus dem Wattenmeer*, Blackwell Wissenschafts-Verlag, 1994

[Emery und Thomson 2001] Emery, W.J. ; Thomson, R.E.: *Data analysis methods in physical oceanography*. 2nd Edition Revised. Amsterdam : Elsevier Science, 2001

[Engeln-Müllges und Reuter 1988] Engeln-Müllges, G. ; Reuter, F.: *Formelsammlung zur Numerischen Mathematik mit Standard FORTRAN 77-Programmen*. 6. Auflage. BI Wissenschaftsverlag, 1988

[Flemming und Davis 1994] Flemming, B.W. ; Davis, R.A.: Holocene evolution, morphodynamics and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system (southern North Sea). In: *Senckenbergiana maritima* 24 (1994), S. 117–155

[Flöser 2002] Flöser, G.: *personal communication*. 2002. – GKSS Geesthacht Germany

[Günther und Niesel 1999] Günther, C.-P. ; Niesel, V.: *Effects of the ice winter 1995/1996*. S. 193–205. In: Dittmann, Sabine (Hrsg.): *The Wadden Sea ecosystem - stability properties and mechanisms*. Berlin : Springer, 1999

[Hamberg 1996] Hamberg, F.: *CEMoS , eine Programmierumgebung zur Simulation komplexer Modelle*, Fachbereich Mathematik, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Diplomarbeit, 1996

[Hancock und Murray 1996] Hancock, G. J. ; Murray, A. S.: Source and distribution of dissolved radium in the Bega River estuary, southeastern Australia. In: *Earth And Planetary Science Letters* 138 (1996), S. 145–155

[Hartig 1994] Hartig, K.: *Eindimensionale Lagrange'sche Modellierung der Planktondynamik in einem Mesokosmos*, Fachbereich Geowissenschaften, Universität Hamburg, Diplomarbeit, 1994

[Hunter 1987] Hunter, J.R.: The application of Lagrangian particle-tracking techniques to modelling of dispersion in the sea. In: *Numerical Modelling : Applications to Marine Systems (Ed. J. Noye), North-Holland* (1987), S. 257–269

[IPCC 2001] : *Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 2001

[Jørgensen 1969] Jørgensen, E. G.: The adaptation of plankton algae. IV. Light adaptation in different algal species. In: *Physiol. Plant.* (1969), Nr. 19

[Kohlmeier 1995] Kohlmeier, C.: An alternative integration method for Sesame. In: *Progress Report 1994 of the European Regional Seas Ecosystem Model II*. EU Contract No. MAS2-CT92-0032-C, January 1995

[Kohlmeier und Ebenhöh 1995] Kohlmeier, C. ; Ebenhöh, W.: The stabilizing role of cannibalism in a predator-prey-system. In: *Bulletin of Mathematical Biology* 57 (1995), Nr. 3, S. 401–411

[Kohlmeier und Hamberg 1994] Kohlmeier, C. ; Hamberg, F.: Transport routines for model development. In: *Progress Report 1993 of the European Regional Seas Ecosystem Model II*. EU Contract No. MAS2-CT92-0032-C, January 1994

[Kotzur 2003] Kotzur, S.: *Ein pelagisches Ökosystem-Modell zur Analyse von Mesokosmos-Experimenten*, Institut für Biologie und Chemie des Meeres, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Diplomarbeit, 2003

[Kotzur 2004] Kotzur, S.: *Bestimmung einer Gütefunktion für organisches Material in ERSEM* . 2004. – personal communication

[Krug 1992] Krug, P.: *Abstandsfunktionen in Hilberträumen und Schätzfunktionen in separablen Banachräumen mit Anwendungen in der mathematischen Modellierung*. Aachen : Verlag Shaker, 1992

[Köhler und Wirtz 2002] Köhler, P. ; Wirtz, K. W.: Linear understanding of a huge aquatic ecosystem model using a group-collecting sensitivity analysis. In: *Environ. Modell. Softw.* 17 (2002), S. 613–625

[Kölsch et al. 2003] Kölsch, S. ; Gebhardt, S. ; Terjung, F. ; Liebezeit, G. ; Reuter, R. ; Rullkötter, J. ; Brumsack, H.-J.: Freshwater discharge into the East Frisian Wadden Sea: geochemistry of humic matter-rich waters. In: *Forschungszentrum Terramare Berichte* 12 (2003), S. 71–74

[Lampert und Sommer 1993] Lampert, W. ; Sommer, U.: *Limnoökologie*. Thieme Verlag, 1993

[Langseth et al. 1996] Langseth, J.O. ; Tveito, A. ; Winter, R.: On the Convergence of Operator Splitting Applied to Conservation Laws with Source Terms. In: *SIAM Journal on Numerical Analysis* 33 (3) (1996), S. 843–863

[Lanser und Verwer 1999] Lanser, D. ; Verwer, J. G.: Analysis of operator splitting for advection-diffusion-reaction problems from air pollution modelling. In: *J. Comput. Appl. Math.* 111 (1999), S. 201–216

[Lenhart 1999] Lenhart, H.: Eutrophierung im kontinentalen Küstenbereich der Nordsee. In: *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung* Reihe B: Ozeanographie 35 (1999), S. 1–169

[Lenhart et al. 2002] Lenhart, H. ; Flöser, G. ; Ebenhöh, W. ; Kohlmeier, C.: *Boxeinteilung im Niedersächsischen Wattenmeer*. 2002. – personal communication

[Lenhart und Pätsch 2001] Lenhart, H. ; Pätsch, J.: Daily nutrient loads of the European continental rivers for the years 1977-1998. In: *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung* Reihe B: Ozeanographie 40 (2001), S. 1–146

[Lenhart et al. 1995] Lenhart, H. ; Radach, G. ; Backhaus, J.O. ; Pohlmann, T.: Simulations of the North Sea circulation, its variability, and its implementation as hydrodynamical forcing in ERSEM. In: *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (3/4) (1995), S. 271–299

[Lenhart et al. 1997] Lenhart, H. ; Radach, G. ; Ruardij, P.: The effects of river input on to the ecosystem dynamics in the continental coastal zone of the North Sea using ERSEM. In: *Journal of Sea Research* 38 (1997), Nr. 3-4, S. 249–274

[Liebezeit 2003] Liebezeit, G.: Nutrient signatures in the Wadden Sea and adjacent terrestrial areas. In: *Forschungszentrum Terramare Berichte* 12 (2003), S. 81–84

[Liebezeit et al. 1996] Liebezeit, G. ; Behrends, B. ; Kraul, T: Variability of nutrients and particulate matter in backbarrier tidal flats of the East Frisian Wadden Sea. In: *Senckenb. marit.* 26 (1996), S. 195–202

[Lindeboom et al. 1988] Lindeboom, HJ ; Van Raaphorst, W ; Ridderinkhof, H ; Veer, HW Van der: Ecosystem of the western Wadden Sea field research and mathematical modelling / Nederlands Inst. voor Onderzoek der Zee, Texel (Netherlands). 1988 (NIOZ-1988-11). – Forschungsbericht

[Lizon et al. 1998] Lizon, F. ; Seuront, L. ; Lagadeuc, Y.: Photoadaptation and primary production study in tidally mixed coastal waters using a Lagrangian model. In: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 169 (1998), S. 43–54

[Lohse 2002] Lohse, D. P.: Relative strengths of competition for space and food in a sessile filter feeder. In: *Biol. Bull.* 203 (2002), S. 173–180

[Lotka 1925] Lotka, A.J.: *Elements of physical biology*. Baltimore : Williams and Wilkens, 1925

[Luketina 1998] Luketina, D: Simple tidal prism models revisited. In: *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46 (1998), S. 77–84

[Lunau 2004] Lunau, S.: *POC-Konzentartionen im Wattenmeer im Sommer 2003*. 2004. – personal communication

[Maier-Reimer und Sündermann 1982] Maier-Reimer, E. ; Sündermann, J.: On tracer methods in computational hydrodynamics. In: *Engineering Application of computational hydraulics, M.B. Abbott and J.A. Cunge (Eds.), Pitman London* (1982), S. 198–217

[May et al. 1979] May, R. M. ; Beddington, J. R. ; Clark, C. W. ; Holt, S. J. ; Laws, R. M.: Management of multispecies fisheries. In: *Science* 205 (1979), S. 267–277

[Michaelis und Rahmel 1995] Michaelis, H. ; Rahmel, J.: Plankton and Nutrient data from the Wadden Sea. Umweltbundesamt, Berlin, 1995

[Monsen et al. 2002] Monsen, Nancy E. ; Cloern, Lisa V. ; Monismith, Stephen G.: The use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. In: *Journal Limnology and Oceanography* 47 (2002), S. 1545–1553

[Niemeyer und Kaiser 1994] Niemeyer, H. D. ; Kaiser, R.: Hydrodynamik im Ökosystem Wattenmeer / Umweltbundesamt. 1994. – Forschungsbericht

[Niemeyer und Kaiser 1999] Niemeyer, H. D. ; Kaiser, R.: *Sturmfluten*. In: *Umweltatlas Wattenmeer Band 2/Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer; Umweltbundesamt.*, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart, 1999

[Niesel und Günther 1999] Niesel, V. ; Günther, C.-P.: *Distributions of nutrients, algae and zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier system*. S. 77–94. In: Dittmann, Sabine (Hrsg.): *The Wadden Sea ecosystem - stability properties and mechanisms*. Berlin : Springer, 1999

[Oelschläger 2000] Oelschläger, B.: *Extremsituationen des Porenwasserchemismus in Sandwattsediment*, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Dissertation, 2000

[Pingree und Maddock 1978] Pingree, R.D. ; Maddock, L.: The M4 tide in the English Channel derived from a non-linear numerical model of the M2 tide. In: *Deep-Sea Research* 25 (1978), S. 511–527

[Poremba et al. 1999] Poremba, K. ; Tillmann, U. ; Hesse, K.-J.: Tidal impact on planktonic primary and bacterial production in the German Wadden Sea. In: *Helgol. Mar. Res.* 53 (1999), S. 19–27

[Post und Aden 2003] Post, D. ; Aden: Nährstoffeinträge in die Nordsee. Phosphor- und Stickstofffrachten aus Sielen und Schöpfwerken in Ostfriesland in den Jahren 1997-1999 / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz -Betriebsstelle Aurich -. 2003. – Forschungsbericht

[Postma 1961] Postma, H.: Transport and accumulation of suspended matter in the Dutch Wadden Sea. In: *Neth. J. Sea Res.* 1 (1961), Nr. 1/2, S. 148–190

[Postma 1984] Postma, H.: Introduction to the symposium on organic matter in the Wadden. In: *Neth. Inst. Sea. Res. Pub. Ser.* 10 (1984), S. 13–22

[Prandle 1978] Prandle, D.: Residual flows and elevations in southern north-sea. In: *Proc. R. Soc. London Ser. A-Math. Phys. Eng. Sci.* 359 (1978), S. 189–228

[Press et al. 1986] Press, W.H. ; B.P., Flannery ; Teukolsky, S.A. ; Vetterling, W.T.: *Numerical Recipes*. Cambridge University Press, 1986

[Pätsch 1994] Pätsch, J.: MOCADOB: a model generating synthetical time series of solar radiation for the North Sea. In: *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung* Reihe B: Ozeanographie 16 (1994), S. 1–67

[Pätsch 1997] Pätsch, J.: Auswirkungen anhaltender Eutrophierung der Nordsee: Langzeituntersuchungen mit dem Ökosystemmodell ERSEM . In: *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung* Reihe B: Ozeanographie 26 (1997), S. 1–171

[Pätsch und Radach 1997] Pätsch, J. ; Radach, G.: Long-term simulation of the eutrophication of the North Sea: temporal developement of nutrients, chlorophyll and primary production in comparison observations. In: *Journal of Sea Research* 38 (1997), Nr. 3-4, S. 275–310

[Radach et al. 1995] Radach, G. ; Pätsch, J. ; Gekeler, J. ; Herbig, K.: Annual cycles of nutrient and chlorophyll in the North Sea. In: *Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung* Reihe B: Ozeanographie 20 Vol. 1 & 2 (1995)

[Radford Internal Report, 1996] Radford, P.: *The modules of the European regional seas ecosystem model II 1993-1996*. Internal Report, 1996

[Radford und Joint 1980] Radford, P.J. ; Joint, I.R.: The application of an ecosystem model to the Bristol Channel and Severn Estuary. In: *Water Pollution Control* (1980)

[Rahmel et al. 1995] Rahmel, J. ; Batje, M. ; Michaelis, H. ; Noack, U.: Phaeocystis-globosa and the phytoplankton succession in the East Frisian coastal waters. In: *Helgol. Meeresunters.* 49 (1995), S. 399–408

[Redfield et al. 1963] Redfield, A.C. ; Ketchum, B.H. ; Richard, F.A.: *The influence of organisms on the composition of seawater*. S. 26–77. In: Hill, M.N. (Hrsg.): *The sea*, Wiley, New York, 1963

[Rink et al. 2003] Rink, B. ; Lunau, M. ; Seeberger, S. ; Stevens, H. ; Brinkhoff, T. ; Grossart, H.-P. ; Simon.: Diversity patterns of aggregate associated and free-living bacterial communities in the German Wadden Sea. In: *Forschungszentrum Terramare Berichte* 12 (2003), S. 96–98

[Roache 1972] Roache, P. J.: *Computational fluid dynamics*. Albuquerque, NM : Hermosa, 1972

[Røed et al. 2004] Røed, L.P: ; Mauritzen, C. ; Melsom, A. ; Debernard, J.: Ny istid under global opvarming? In: *Cicerone, Tidskrift fra CICERO Senter for klimaforskning* (2004), Nr. 2

[Ruardij et al. 1995] Ruardij, P. ; Baretta, J. ; Baretta-Bekker, J.G.: SESAME , a software Environment for Simulation and Analysis of Marine Ecosystems. In: *Netherlands Journal of Sea Research* 33 (3/4) (1995), S. 261–270

[Ruardij und van Raaphorst 1995] Ruardij, Piet ; Raaphorst, Wim van: Benthic nutrient regeneration in the ERSEM ecosystem model of the North Sea. In: *Neth. J. Sea Res.* 33 (1995), Nr. 3/4, S. 453–483

[Saleck 2002] Saleck, N.: *Zur Dynamik der Gezeiten im ostfriesischen Wattenmeer*, ICBM, Carl von Ossietzky Univerität Oldenburg, Diplomarbeit, 2002

[Schnetger et al. 2001] Schnetger, B. ; Hinrichs, B. ; Dellwig, O. ; Shaw, T. ; Brumsack, H.J.: The significance of radionuclides and trace elements in a back barrier tidal area: results from the German Wadden Sea. In: Inaba, J. (Hrsg.) ; Hisamatsu, S. (Hrsg.) ; Ohtsuka, Y. (Hrsg.): *Distribution and speciation of radionuclides and trace elements in a back barrier tidal area: results from the German Wadden Sea.* Proc. Int. Workshop on Distribution and Speciation of Radionuclides in the Environment, Rokkasho, Aomori , Japan, October 11-13 (Veranst.), 2001, S. 99–107

[Seiss und Plüss 2003] Seiss, G. ; Plüss, A.: Tideverhältnisse in der Deutschen Bucht / Bundesanstalt für Wasserbau, Dienststelle Hamburg, Referat Ästuarsysteme II. 2003. – Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau. – 61–64 S

[Shaw 2003] Shaw, T.: Methods and models for estimating advective pore water exchange in tidal flats. In: *Forschungszentrum Terramare Berichte* 12 (2003), S. 103–104

[Slomp und van Raaphorst 1993] Slomp, C.P. ; Raaphorst, W. van: Phosphate adsorption in oxidized marine sediments. In: *Chemical Geology* 107 (1993), S. 477–480

[Sommer 1994] Sommer, U.: *Planktologie*. Springer-Verlag, Berlin, 1994

[Sommer 1998] Sommer, U.: *Biologische Meereskunde*. Springer-Verlag, Berlin, 1998

[Spagnol et al. 2002] Spagnol, S. ; Wolanski, E. ; Deleersnijder, E. ; Brinkman, R. ; McAllister, F. ; Cushman-Roisin, B. ; Hanert, E.: An error frequently made in the evaluation of advective transport in two-dimensional Lagrangian models of advection-diffusion in coral reef waters. In: *Mar. Ecol.-Prog. Ser.* 235 (2002), S. 299–302

[Stanev 2004] Stanev, E.V.: *personal communication*. 2004. – ICBM Germany

[Stanev et al. 2003] Stanev, E.V. ; Wolff, J.-O. ; Burchard, H. ; Bolding, K. ; Flöser, G.: On the circulation in the East Frisian Wadden Sea: numerical modeling and data analysis. In: *Ocean Dynamics* 53 (2003), S. 27–51

[Stearns 1984] Stearns, S.D.: *Digitale Verarbeitung analoger Signale*. 2. München Wien : Oldenbourg, 1984

[Steele 1962] Steele, J.H.: Environmental control of photosynthesis in the sea. In: *Limnol. Oceanogr.* 7 (1962), S. 137–150

[Strang 1968] Strang, G.: On construction and comparison of difference schemes. In: *SIAM J. Numer. Anal.* 5 (1968), S. 506–&

[Tee 1976] Tee, K.T.: Tide-induced residual current, a two-dimensional numerical nonlinear tidal model. In: *J. Marine Res.* 34 (1976), S. 603–628

[Van Beusekom et al. 1999] Van Beusekom, J. E. E. ; Brockmann, U. H. ; Hesse, K.-J. ; Hickel, W. ; Poremba, K. ; Tillmann, U.: The importance of sediments in the transformation and turnover of nutrients and organic matter in the Wadden Sea and German Bight. In: *German Journal of Hydrography* 51 (1999), S. 245–266

[Van Beusekom und De Jonge 2002] Van Beusekom, J. E. E. ; De Jonge, V. N.: Long-term changes in Wadden Sea nutrient cycles: importance of organic matter import from the North Sea. In: *Hydrobiologia* 475 (2002), S. 185–194

[Varela et al. 1995] Varela, R.A. ; Cruzado, A. ; Gabaldón, J.E.: Modelling primary production in the North Sea using the European regional seas ecosystem model. In: *Neth. J. Sea Res.* 33 (1995), Nr. 3/4

[Vichi 2002] Vichi, M.: *Predictability studies of coastal marine ecosystem behavior*, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Dissertation, 2002

[Villbrandt et al. 1999] Villbrandt, M. ; Hild, A. ; Dittmann, S.: *Biogeochemical processes in tidal flat sediments and mutual interactions with macrobenthos*. S. 95–132. In: Dittmann, Sabine (Hrsg.): *The Wadden Sea ecosystem - stability properties and mechanisms*. Berlin : Springer, 1999

[Volterra 1926] Volterra, V.: Fluctuations in the abundance of a species considered mathematically. In: *Nature* 118 (1926), S. 558–560

[Wahl 1997] Wahl, E: Zweijahresbericht 1995/96, Biologische Anstalt Helgoland, aus dem Geschäftsbereich des Bundesministers für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie / BAH. 1997. – Forschungsbericht

[Wainright 1990] Wainright, S. C.: Sediment-to-water fluxes of particulate material and microbes by resuspension and their contribution to the planktonic food web. In: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62 (1990), S. 271–281

[Walpersdorf et al. 2003] Walpersdorf, E. ; Werner, U. ; Polerecky, L. ; Franke, U. ; Bird, P. ; De Beer, D.: Tidal dynamics of O_2, h_2S and pH in permeable sands. In: *Forschungszentrum Terramare Berichte* 12 (2003), S. 118–121

[Walther 1972] Walther, F.: Zusammenhänge zwischen der Größe der ostfriesischen Seegaten mit ihren Wattgebieten sowie den Gezeiten und Strömungen. In: *Jahresbericht 1971, Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, Norderney* Bd. 23. 1972

[Watermann et al. 1999] Watermann, F. ; Hillebrand, H. ; Gerdes, G. ; Krumbein, W.E. ; Sommer, U.: Competition between benthic cyanobacteria and diatoms as influenced by different grain sizes and temperatures. In: *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 187 (1999), S. 77–87

[Weiss 1970] Weiss, R.F.: The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater. In: *Deep-Sea Research* (1970)

[Wirtz 2002] Wirtz, K. W.: Extrapolation von Hintergrundwerten und Unsicherheitsanalyse mit Hilfe von Modellierungsverfahren. Bericht an das Niedersächsische Landesamt für Ökologie zum Projekt „Ermittlung von Hintergrundwerten von biologischen und chemischen Meßgrößen in dt. Küstengewässern (EU-Wasserrahmenrichtlinie)“ / ICBM, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. 2002. – Forschungsbericht. – 20 S

[Wirtz 2003] Wirtz, K. W.: Control of biogeochemical cycling by mobility and metabolic strategies of microbes in the sediments: an integrated model study. In: *Fems Microbiology Ecology* 46 (2003), S. 295–306

[Wirtz und Eckhardt 1996] Wirtz, K. W. ; Eckhardt, B.: Effective variables in ecosystem models with an application to phytoplankton succession. In: *Ecol. Model.* 92 (1996), S. 33–53

[Witbaard et al. 2001] Witbaard, R. ; Duineveld, G.C.A. ; Bergman, M.: The effect of tidal resuspension on benthic food quality in the southern North Sea. In: *Senckenbergiana marit.* (2001)

[Woods und Onken 1982] Woods, J. D. ; Onken, R.: Diurnal-variation and primary production in the ocean - preliminary-results of a Lagrangian ensemble model. In: *J. Plankton Res.* 4 (1982), S. 735–756

[Zavatarelli et al. 2000] Zavatarelli, M. ; Baretta, J.W. ; Baretta-Bekker, J.G. ; Pinardi, N.: The dynamics of the Adriatic Sea ecosystem; an idealized model study. In: *Deep Sea Res.* 47 (2000), S. 937–970

A Bestimmung der diffusiven Austauschrate

Seien $c(i,t)$ und $c(j,t)$ die Konzentrationen einer Substanz in einem Voxelpaar i und j, dann gilt nach dem diffusiven Austausch zwischen Voxel i und j mit der Austauschrate σ für die Konzentration im Voxel i nach Gleichung 4.12

$$c(i,t+\Delta t) = c(i,t)+\sigma\Delta t\,(c(j,t)-c(i,t)) \tag{A.1}$$

$$= (1-\sigma\Delta t)c(i,t)+\sigma\Delta t\,c(j,t)\,. \tag{A.2}$$

Für Voxel gleichen Volumens V wird also das Volumen $W = V\,\sigma\Delta t$ pro Zeitschritt ausgetauscht.
Dieses Austauschvolumen W ist andererseits durch

$$W = K\frac{F}{d}\Delta t \tag{A.3}$$

mit dem Diffusionskoeffizienten K, der Wirkungsfläche F und der Wirkungslänge d gegeben. Damit gilt für die Austauschrate σ

$$\sigma = K\frac{F}{V}\frac{1}{d}\,. \tag{A.4}$$

Geht man davon aus, dass ein Voxel eine rechteckige Säule der Höhe h und der Seitenlänge a ist, und nimmt weiterhin an, dass eine Seitenfläche dieser Säule der Wirkungsfläche entspricht, so gilt mit $F = a\,h$ und $V = a^2\,h$

$$\sigma = \frac{K}{d}\sqrt{\frac{h}{V}}\,. \tag{A.5}$$

Für eine mittlere Tiefe von $h = 1\,\mathrm{m}$, einen Diffusionskoeffizienten von $35\,\mathrm{m}^2/\mathrm{s}$ bei einer Wirkungslänge von $1\,\mathrm{km}$ - $8\,\mathrm{km}$ nimmt die Austauschrate σ Werte zwischen 0.2 und 1.4 pro Tag an.

B EOF–Analyse

Die EOF–Analyse (Empirical Orthogonal Functions) ist ein Verfahren in der Ozeanographie, um Daten zu komprimieren und dabei die wesentlichen Charakteristika zu erhalten. Die EOF–Analyse ist auch unter den Begriffen Hauptkomponentenanalyse und Faktoranalyse zu finden. Die Beschreibung lehnt sich an die Ausführungen von Emery und Thomson (2001) an.
Ziel der EOF–Analyse ist es, so genannte empirische orthogonale Funktionen ϕ (EOF), auch Moden genannt, und dazugehörige Amplitudenfunktionen a (principal components , PC) zu finden, so dass für einen Datensatz

$$\psi := \{\psi_m(t_k) \mid 1 \leq m \leq M \ , \ 1 \leq k \leq N\} \tag{B.1}$$

bestehend aus M Zeitreihen der Länge N

$$\psi_m(t) = \sum_{i=1}^{M} a_i(t)\phi_{im} \tag{B.2}$$

gilt.
Die ϕ_i stellen dabei neue Basisvektoren zu dem von ϕ aufgespannten Raum dar, die a_i die dazugehörigen Koordinatenvektoren[1].
Die ϕ und a_i sollen folgenden Bedingungen genügen:

1. die ϕ_i seien paarweise orthogonal,
2. die a_i seien paarweise unkorreliert.

Dies bedeutet anschaulich, dass die Informationsgehalte zu verschiedenen Moden unabhängig voneinander sind, und somit bei der Rekonstruktion des Signals jeder Modus ausschliesslich neue Information beiträgt.
Die erste Bedingung wird durch viele Basissysteme erfüllt. Die zweite Bedingung erfordert, dass für die zeitliche Kovarianz

$$cov(a_i, a_j) = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N} a_i(t_k)a_j(t_k) - \overline{a}_i\overline{a}_j = \overline{(a_i a_j)} - \overline{a}_i\overline{a}_j \tag{B.3}$$

mit dem zeitlichen Erwartungswert $\overline{a}_i = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N} a_i(t_k)$ gilt:

$$cov(a_i, a_j) = \overline{(a_i a_j)} - \overline{a}_i\overline{a}_j = \lambda_i \delta_{ij} \ . \tag{B.4}$$

[1] Die Wahl von zeitabhängigen PCs und raumabhängigen EOFs ist beliebig. Die Abhängigkeiten können genausogut vertauscht werden.

Hierbei ist $\lambda_i = cov(a_i, a_i)$ die zeitliche Varianz der Amplitudenfunktion a_i und δ_{ij} das Kronecker-Symbol [2].

Weiterhin wird die Kovarianzmatrix $\mathbf{C}$ der Zeitreihen ψ_m betrachtet. Mit dem zeitlichen Erwartungswert $\overline{\psi}_m = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N}\psi_m(t_k)$ und der zeitlichen Kovarianz von ψ_m und ψ_l

$$cov(\psi_m, \psi_l) = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N}\psi_m(t_k)\psi_l(t_k) - \overline{\psi}_m\,\overline{\psi}_l = \overline{(\psi_m\psi_l)} - \overline{\psi}_m\,\overline{\psi}_l \tag{B.5}$$

gilt

$$\mathbf{C} = \left[cov(\psi_i, \psi_j)\right]_{(i,j=1..M)} = \left[\overline{(\psi_i\psi_j)}\right]_{(i,j=1..M)} - \left[\overline{\psi}_i\,\overline{\psi}_j\right]_{(i,j=1..M)} \tag{B.6}$$

mit

$$\begin{aligned}
\overline{(\psi_m\psi_l)} &= \overline{\left(\sum_{i=1}^{M} a_i\phi_{im}\right)\cdot\left(\sum_{j=1}^{M} a_i\phi_{jl}\right)} \\
&= \overline{\sum_{i=1}^{M}\sum_{j=1}^{M} a_i a_j \phi_{im}\phi_{jl}} \\
&= \sum_{i=1}^{M}\sum_{j=1}^{M} \overline{(a_i a_j)}\phi_{im}\phi_{jl} \\
&= \sum_{i=1}^{M}\sum_{j=1}^{M} \left(\lambda_i\delta_{ij} + \overline{a}_i\,\overline{a}_j\right)\phi_{im}\phi_{jl} \\
&= \sum_{i=1}^{M}\sum_{j=1}^{M} \lambda_i\delta_{ij}\phi_{im}\phi_{jl} + \sum_{i=1}^{M}\sum_{j=1}^{M} \overline{a}_i\,\overline{a}_j\phi_{im}\phi_{jl} \\
&= \sum_{i=1}^{M}\lambda_i\phi_{im}\phi_{il} + \left(\sum_{i=1}^{M}\overline{a}_i\phi_{im})\right)\cdot\left(\sum_{j=1}^{M}\overline{a}_j\phi_{jl}\right) \\
&= \sum_{i=1}^{M}\lambda_i\phi_{im}\phi_{il} + \overline{\psi_m}\,\overline{\psi_l}\,.
\end{aligned}$$

[2] Die Ausführungen gelten auch, wenn statt der stochastischen Varianz und Kovarianz die empirschen Größen betrachtet werden. Der Übersichtlichkeit halber werden aber die stochastischen Größen verwendet.

Somit gilt

$$cov(\psi_m, \psi_l) = \sum_{i=1}^{M} \lambda_i \phi_{im} \phi_{il} \; . \tag{B.7}$$

Multipliziert man beide Seiten von B.7 mit ϕ_{jl} und summiert über alle l, so gilt wegen der Orthogonalität der ϕ_i

$$\begin{aligned}
\sum_{l=1}^{M} cov(\psi_m, \psi_l)\phi_{jl} &= \sum_{l=1}^{M}\sum_{i=1}^{M} \lambda_i \phi_{im}\phi_{il}\phi_{jl} \\
&= \sum_{i=1}^{M} \lambda_i \phi_{im} \sum_{l=1}^{M} \phi_{il}\phi_{jl} \\
&= \sum_{i=1}^{M} \lambda_i \phi_{im} \delta_{ij} \\
&= \lambda_j \phi_{jm} \qquad m = 1,..,M \; .
\end{aligned}$$

Damit gilt für den Vektor $\phi_j = (\phi_{jl})_{(l=1,..,M)}$

$$\mathbf{C}\phi_j = \lambda_j \phi_j \qquad m = 1,..,M \; . \tag{B.8}$$

Dies ist die kanonische Eigenwertgleichung für den j-ten Eigenvektor ϕ_j und den j-ten Eigenwert λ_j. Unter der Voraussetzung, dass das System eine nicht-triviale Lösung besitzt, gibt es also M Eigenwerte

$$\lambda_1 > \lambda_2 > \cdots > \lambda_M \; , \tag{B.9}$$

die über die charakteristischen Polynome bestimmt werden können.
Die λ_i beschreiben die Varianz der Amplituden jeden Modus. Somit enthält der erste Modus den größten Anteil der Gesamtvarianz des Systems, der zweite Modus den zweitgrößten Anteil usw.. Das Ursprungssignal kann somit durch die ersten Moden ohne größeren Informationsverlust rekonstruiert werden (Datenkompression).
Die Eigenvektoren werden über die Eigenwertgleichungen bestimmt, und die zeitabhängigen Amplitudenfunktionen ergeben sich zu

$$a_i(t) = \sum_{i=1}^{M} \psi_m(t)\phi_{im} \; . \tag{B.10}$$

Die Darstellung der Zeitreihen nach B.2 hat den Vorteil, dass bei Reduktion der

Anzahl der betrachteten EOF, das Signal optimal rekonstruiert wird. Für $K < M$ gilt

$$\hat{\psi}_m(t) = \sum_{i=1}^{K} a_i(t)\phi_{im} \,. \tag{B.11}$$

Der mittlere quadratische Fehler

$$\sum_{m=1}^{M} \overline{[\psi_m(t) - \hat{\psi}_m(t)]^2} \tag{B.12}$$

wird von keiner anderen K-dimensionalen Approximation mit anderen Basisvektoren unterschritten (Davis, 1976).
Die Besonderheit der EOF-Analyse besteht darin, dass die Basisvektoren auf den Datensatz „zugeschnitten“ werden. Algebraisch handelt es sich um eine Hauptachsentransformation , bei der durch Diagonalisierung der Kovarianzmatrix **C** ein den Zeitreihen optimal angepasstes Koordinatensystem bestimmt wird.

C Gitterverfeinerung

Die Geschwindigkeitskomponenten des Strömungsfeldes liegen nach der Rekonstruktion der EOF-Daten (Anhang B) auf einem $600\,m \times 400\,m$ Gitter vor. Zur besseren Auflösung der Bewegung wird dieses Gitter auf ein $200\,m \times 200\,m$ Gitter verfeinert. Dabei wird für alle Landpunkte die Geschwindigkeit auf null gesetzt.
Für eine Zelle nach Abbildung C.1, deren besetzte Gitterpunkte (schwarz) der Auflösung $600\,m \times 400\,m$ entsprechen, werden zuerst die Spalten aufgefüllt, wobei die Werte $x(i,j)$ an den nicht besetzten Gitterpunkten aus den Nachbarpunkten gemittelt werden.

$$x(2,j) = \frac{1}{2}(x(1,j) + x(3,j)) \qquad j = 1,4 \tag{C.1}$$

Abbildung C.2 stellt die nach diesem Prozess rekonstruierten Gitterpunkte dar.

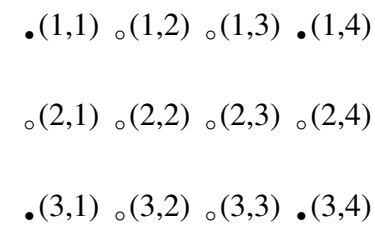

Abbildung C.1: Gitterzelle mit 4 Stützstellen (schwarz) und den zu rekonstruierenden Stellen (weiss)

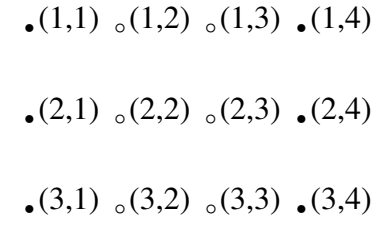

Abbildung C.2: Gitterzelle nach der Rekonstruktion der Spalten (schwarz) und den zu rekonstruierenden Stellen (weiss)

Danach werden die Zeilen aufgefüllt, indem das gewichtete Mittel aus den benach-

barten Werten gebildet wird.

$$x(i,2) = \frac{1}{3}(2x(i,1)+x(i,4)) \qquad i=1,3$$

$$x(i,3) = \frac{1}{3}(x(i,1)+2x(i,4)) \qquad i=1,3$$

Für alle inneren Punkte, die nicht vorbelegt waren, werden die Werte über die sogenannte 8-Punkte-Formel verfeinert (Abbildung C.3).

$$x_0 = \frac{1}{5}\sum_{i=1}^{4} x_i + \frac{1}{20}\sum_{i=5}^{8} x_i \tag{C.2}$$

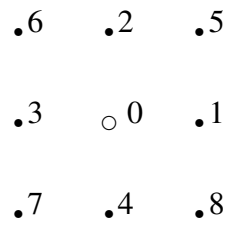

Abbildung C.3: Bezeichnung der Punkte zur Bestimmung des Werts an der Stelle 0 (weiss) aus den 8 umliegenden (schwarz) nach 8-Punkte-Formel

D Operator-Splitting

Operator Splitting ist eine Methode zur numerischen Behandlung von Anfangs- und Randwertproblemen von Differentialgleichungen. Die Methode ist eine Standardtechnik bei der Modellierung atmosphärischer Prozesse (Lanser und Verwer, 1999). Die Idee des Operator Splitting besteht darin, die Prozesse zeitabhängiger partieller Differentialgleichungen (PDGL) in Subprozesse (Operatoren) aufzuteilen und die resultierenden Gleichungen während eines vorgegebenen Zeitschritts mit adäquaten numerischen Verfahren getrennt voneinander zu lösen. Die Ergebnisse werden dann zusammengeführt und der Prozess wird wiederholt bis der gewünschte Endzeitpunkt erreicht ist. Operator Splitting umfasst eine Vielzahl von Methoden, deren Auswahl vom zugrunde liegenden Problem abhängt.

Das Operator Splitting für Anfangsrandwertprobleme, wie es im Rahmen dieser Arbeit vorliegt, lässt sich wie folgt umreissen (siehe auch (Hamberg, 1996)) :

Sei ein Modell durch eine inhomogene partielle DGL der Form

$$u_t + f(u)_{\mathbf{x}} = g(u) \tag{D.1}$$

mit der Funktion $u(t,\mathbf{x}) = u(t,x,y,z)$ auf $\mathbf{R} \times \mathbf{A}$ mit $\mathbf{A} \subset \mathbf{R^3}$,

$$f(u)_{\mathbf{x}} := F(u, u_x, u_y, u_z, u_{xx}, u_{xy}, \ldots, u_{zz})$$

und einer Funktion g gegeben. f und g seien hinreichend glatte Funktionen[1].

Mit der bei Langseth et al. (1996) beschriebenen Methode des Operator Splitting wird aus lokalen Lösungen der zugehörigen homogenen PDGL

$$u_t + f(u)_{\mathbf{x}} = 0 \tag{D.2}$$

und den Lösungen der gewöhnlichen DGL

$$u_t = g(u) \tag{D.3}$$

eine Lösung der Gleichung D.1 konstruiert. Hierzu wird für das Anfangsrandwert-

[1] Im Fall von **EcoTiM** werden in 3.1 durch f die Advektion und Diffusion und durch g die Reaktionsterme beschrieben.

problem (ARWP)

$$u_t + f(u)_{\mathbf{x}} = g(u) \qquad u(t_0,\mathbf{x}) = u_0(\mathbf{x}) \quad \forall \mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}} \text{ Anfangswerte} \tag{D.4}$$

$$u(t,\mathbf{x}_\delta) = u_{\mathbf{x}_\delta}(t) \quad \forall \mathbf{x}_\delta \in \delta\mathbf{A} \text{ Randwerte}$$

die Lösung $u(t_1,\mathbf{x}), \mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}}$ wie folgt approximiert:

Im ersten Schritt werden für alle $\mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}}$ die Anfangswertprobleme (AWP)

$$u_t = g(u) \quad \text{mit} \quad u(t_0,\mathbf{x}) = u_0(\mathbf{x})$$

gelöst.
Man erhält für alle $\mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}}$ die Lösungen $\tilde{u}(t,\mathbf{x})$.
Es werden also für jedes $\mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}}$ unabhängige Lösungen des jeweiligen AWP bestimmt, wobei die Randwerte $u(t,\mathbf{x}_\delta)$ nicht für die Bestimmung dieser Lösung benötigt werden.

Im zweiten Schritt wird das homogene ARWP $u_t + f(u)_{\mathbf{x}} = 0$ für die Randwerte $u(t,\mathbf{x}_\delta) = u_{\mathbf{x}_\delta}(t)$ für $\mathbf{x}_\delta \in \delta\mathbf{A}$ und die Anfangswerte $u(t_0,\mathbf{x}) = \tilde{u}(t_0+\Delta t,\mathbf{x})$ für $\mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}}$ gelöst, wobei $\Delta t = (t_1 - t_0)/n$, $n \in \mathbf{N}$ gilt. Man erhält für alle $\mathbf{x} \in \mathring{\mathbf{A}}$ die Lösung $u(t,\mathbf{x})$. Es wird also mit den Lösungen der Reaktionsgleichungen zum Zeitpunkt $t_0 + \Delta t$ als Anfangswerte und den Randwerten für das Zeitintervall $[t_0, t_0 + \Delta t]$ das homogene System (D.2) gelöst.
Die Lösung $u(t_0 + \Delta t,\mathbf{x})$ wird als Anfangswert für die Berechnung einer Lösung für das nächste Intervall eingesetzt und das Verfahren wird für die Intervalle $[\Delta t, 2\Delta t]$, $[2\Delta t, 3\Delta t]$, …, $[(n-1)\Delta t, t_1]$ fortgesetzt. Schliesslich erhält man die Approximation $u(t_1,\mathbf{x})$ der Lösung.

Die Diskretisierung des Gebiets $\mathbf{A} \subset \mathbf{R^3}$ im zweiten Schritt wird dabei sinnvollerweise an das Lösungsverfahren im ersten Schritt angepasst, sodass nur die benötigten endlich vielen Lösungen von (D.3) bestimmt werden müssen. Die Lösungsverfahren selbst richten sich nach dem zugrundeliegenden Modell, der gewünschten Genauigkeit und der benötigten Rechengeschwindigkeit.
Langseth et al. (1996) zeigen, dass diese Approximation einer Lösung von (D.4) $u(t_1,\mathbf{x})$ für $\Delta t \to 0$ gegen die exakte Lösung konvergiert, wobei die approximative Lösung nur für die diskreten Werte $t_1, t_2, \ldots$ existiert. Der durch das Splitting erzeugte Fehler ist in der Größenordnung $o(\Delta t)$. Diese Abschätzung trifft auf

EcoTiM nur bedingt zu, da der Reaktionsterm in D.1 bei **EcoTiM** explizit von der Zeit abhängt. Diese Abhängigkeit ergibt sich im kleinskaligen durch den Tag- und Nacht-Rhythmus und im grobskaligen durch den Jahresgang von Einstrahlung und Temperatur.
Dieses Problem wird in Lanser und Verwer (1999) behandelt. Die Autoren stellen die Lösung der Gleichung D.1 mit Hilfe des bei Strang (1968) beschriebenen Splittingalgorithmus vor. Dieser Algorithmus hat gegenüber dem oben beschrieben die zusätzliche Eigenschaft der Symmetrie, die zur Fehlerabschätzung ausgenutzt wird. Auch diese theoretische Abschätzung geht von einem zeitunabhängigen Reaktionsterm aus, wobei das untersuchte Modell aufgrund photochemischer Reaktionen zeitabhängig ist. Hierbei wird argumentiert, dass während der Nachtperiode, in der keine photochemische Reaktion stattfindet, der Fehler klein ist und aufgrund der Periodizität des zeitlichen Signals der Gesamtfehler nicht über alle Grenzen wachsen wird. Diese Überlegung trifft auch auf **EcoTiM** zu. Hierbei ist die Photosynthese der zeitabhängige Prozess, der ebenfalls nur während der Photoperiode stattfindet. Die Temperaturschwankungen und die Variation der mittleren Einstrahlung sind ebenfalls periodisch und im Vergleich zu den Prozessgeschwindigkeiten sehr langsam und werden den Fehler dementsprechend nur geringfügig erhöhen.
Desweiteren muss bei der Implementation von **EcoTiM** berücksichtigt werden, dass der Advektionsprozess nicht simultan gelöst wird, sondern vorab mittels eines Zirkulationsmodells (Abschnitt 4.2.2) berechnet wird. Hierbei werden die Transportprozesse weiter gesplittet und man erhält formal eine Gleichung der Form

$$u_t = \sum_i g_i(u,t) \tag{D.5}$$

Es handelt sich hierbei nun um ein gewöhnliches DGL-System, bei dem die Lösungen zu den einzelnen Prozessen g_i separat mit unterschiedlichen Verfahren bestimmt werden können. Dieser Ansatz genügt dann weiterhin den obigen Konvergenzüberlegungen.
Der numerische Fehler, der dabei durch das Splitting auftritt, ist sicherlich gegenüber dem Fehler, der sich durch die Modellbildung selbst ergibt, zu vernachlässigen. Der Modellfehler begründet sich dabei vornehmlich auf die ”statische” Betrachtung der Transportprozesse und muss in Hinblick auf die Rechenzeit in Kauf genommen werden.

E Fourieranalyse von Simulationsergebnissen und Messdaten

Fourieranalyse der Simulationsergebnisse

Sei $p = (p_1, ..., p_N)^\top \in \mathbb{R}^N$ der Vektor der Simulationsergebnisse einer Zustandsvariable in einer Box für ein vorgegebenes Zeitintervall mit der Anzahl N äquidistanter Werte. Das Zeitintervall ist dabei so zu wählen, dass die Periodizität des Signals erwartet werden kann. Im vorliegenden Modell kann solcher Zeitraum je nach betrachteter Variable durch einen Tag, eine Tide, einen Spring-Nipp-Zyklus oder ein Jahr beschrieben werden.
Diese Zeitreihe wird nun Fourier-analysiert. Hierzu wird das Zeitintervall auf das Intervall $[0, 2\pi]$ projiziert. Die maximale Anzahl der komplexen Fourierkoeffizienten, die man nach dem Abtasttheorem (Stearns, 1984) erhält, ist die Hälfte der Anzahl der Datenpunkte. Man erhält somit die reellwertige Fouriersumme auf $[0, 2\pi]$

$$g(t) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} g_0 + \frac{1}{\sqrt{\pi}} \sum_{k=1}^{K} \left(g_{2k-1} \cos(kt) + g_{2k} \sin(kt) \right) \qquad K = \left[\frac{N}{2} \right] - 1$$

$$g_0 = \frac{\sqrt{2\pi}}{N} \sum_{i=1}^{N} p_i \, .$$

Den Vektor der reellen Fourierkoeffizienten (ohne den Gleichanteil)
$\hat{g} := (g_1, ..., g_{2K}) \in \mathbb{R}^{2K}$ erhält man durch

$$\hat{g} = (X'X)^{-1} X' p \, ,$$

wobei $X = (X_{n,k}) \in \mathbb{R}^{N \times 2K}$ die Bildmatrix der orthonormalen Basisvektoren $e_1, ..., e_{2K}$ an den jeweiligen Messzeitpunkten ist:

$$X_{n,2k-1} = \frac{1}{\sqrt{\pi}} \cos\left(\frac{2\pi nk}{N} \right) \qquad n = 1...N, \; k = 1...K$$

$$X_{n,2k} = \frac{1}{\sqrt{\pi}} \sin\left(\frac{2\pi nk}{N} \right) \, .$$

Fourieranalyse der Messdaten

Die Analyse der Messdaten ist wegen der oben beschriebenen Datenstruktur nicht auf die gleiche Art wie bei den Simulationsergebnissen möglich, da die Matrix X

singulär werden kann. In diesem Fall wird der bedingte Erwartungswert als Schätzer für die Fourierkoeffizienten gewählt. Mit dieser Methode kann eine beliebige Anzahl von Fourierkoeffizienten unabhängig von der Datenstruktur bestimmt werden. Die Anzahl der Koeffizienten kann somit an die Anzahl der Fourierkoeffizienten der Simulationsergebnisse angepasst werden. Im folgenden wird die technische Realisierung dieses Verfahren beschrieben. Details und Beweise finden sich bei Krug (1992).

Sei $a = (a_1, ..., a_N)^\top \in \mathbb{R}^N$ der Vektor der Messdaten einer Zustandsvariablen zu den Messzeitpunkten $t = (t_1, ..., t_N)^\top \in [0, 2\pi]^n$. Seien weiterhin die Matrizen $R := \sigma^2 E \in \mathbb{R}^{N \times N}$ und $D := (d_{ij}) \in \mathbb{R}^{K \times K}$ gegeben, wobei wobei E die N-dimensionale Einheitsmatrix, $\sigma \neq 0$, und

$$d_{ij} = \begin{cases} 0 & \text{, wenn} \quad i \neq j \\ \frac{1}{\pi i} & \text{, wenn} \quad i = j \end{cases}$$

ist.

Für eine beliebige Anzahl K von Fourierkoeffizienten erhält man die reellwertige Fouriersumme auf $[0, 2\pi]$

$$\begin{aligned} f(t) &= \frac{1}{\sqrt{2\pi}} f_0 + \frac{1}{\sqrt{\pi}} \sum_{k=0}^{K} \left(f_{2k-1} \cos(kt) + f_{2k} \sin(kt) \right) \\ f_0 &= \frac{\sqrt{2\pi}}{N} \sum_{n=1}^{N} a_n \, . \end{aligned}$$

Den Vektor der reellen Fourierkoeffizienten (ohne den Gleichanteil)
$\hat{f} := (f_1, ..., f_{2K}) \in \mathbb{R}^{2K}$ erhält man durch

$$\hat{f} = DZ'(ZDZ' + R)^{-1} a \, ,$$

wobei $Z = (Z_{n,k}) \in \mathbb{R}^{N \times 2K}$ die Bildmatrix der orthonormalen Basisvektoren $e_1, ..., e_{2K}$ an den jeweiligen Messzeitpunkten ist:

$$\begin{aligned} Z_{n,2k-1} &= \frac{1}{\sqrt{\pi}} \cos\left(\frac{2\pi k t_n}{N} \right), \qquad n = 1...N, \; k = 1...K \\ Z_{n,2k} &= \frac{1}{\sqrt{\pi}} \sin\left(\frac{2\pi k t_n}{N} \right) . \end{aligned}$$

Die resultierenden Koeffizienten hängen von σ ab. Krug (1992) konnte zeigen, dass für ein σ in der Größenordnung der Werte selbst die Fouriersumme gut an die

Messwerte approximiert. Die Ergebnisse sind aber gegenüber Änderungen von σ robust. Bei den Anwendungen in dieser Arbeit wird σ jeweils auf den Mittelwert der Messwerte gesetzt. Da die Anzahl der Fourierkoeffizienten beliebig ist, wird sie zum Vergleich von Simulationsergebnissen und Messwerten an die Anzahl der Koeffizienten angepasst, die sich aus der Analyse der Simulationsergebnisse ergibt. Mithilfe dieses Verfahrens können Simulationsergebnisse und Messwerte in den Raum $L_2[0, 2\pi]$ projiziert werden und sind somit vergleichbar.

Die Verwendung der Fourierreihen innerhalb des Modells ist nur eingeschränkt möglich, da bei der diskreten Fourieranalyse die Periodizität des Signals vorausgesetzt wird und zur Berechnung des Spektrums das Signal periodisch fortgesetzt wird. Sowohl bei Messdaten als auch bei Simulationsergebnissen ist die Periodizität nicht grundsätzlich erfüllt. Die von Krug (1992) durchgeführten Untersuchungen basieren auf Zeitreihen von täglichen Werten über ein Jahr. Im allgemeinen werden Simulationsergebnisse so erhoben, dass zu gegebenen Randbedingungen das Modell solange laufengelassen wird, bis es eingeschwungen ist. Hierbei werden die Randbedingungen, die zumeist für ein Jahr vorliegen, periodisch wiederholt. Die Fourieranalyse wird dann auf einem „eingeschwungenen“ Jahreslauf durchgeführt. Durch den periodischen Antrieb wird hierbei erreicht, dass das Signal periodisch wird (was natürlich nicht der Realität entspricht). Diese Vorgehensweise funktioniert theoretisch aber nur, wenn keine weiteren Periodizitäten vorliegen, wie es in **EcoTiM** der Fall ist. In diesem Modell überlagern sich die Periodizitäten des Jahresganges u.a. mit der Mond- und Sonnentide.

F Behandlung von Systemen mit variablem Wasserstand

Die Beschreibung des advektiven Transports innerhalb eines Gebiets durch Tracer hat den Vorteil, dass die numerische Diffusion vollständig vermieden wird. Hierzu wird eine Anzahl von Punkttracern betrachtet, die dieses Gebiet repräsentieren und als Eigenschaft die Konzentration einer betrachten Substanz z.B. eines Nährstoffs besitzen können. Solche Punkttracer haben kein Volumen. Zur Charaktersierung des Gesamtvolumens des Gebiets kann dann die mittlere Konzentration aller Tracer im Gebiet gewählt werden. Problematisch wird dieser Ansatz, wenn man Massenerhaltung im System fordert und das betrachtete Gebiet z.B. aufgrund der Tide kein festes Volumen besitzt. Idealerweise soll sich die Anzahl der Tracer in einem Gebiet proportional zum Wasserstand verhalten, sofern man von einer konstanten Fläche des Gebiets ausgeht. Das durch einen Tracer repräsentierte Volumen beträgt dann $V_T = V/N$, wobei V das Gesamtvolumen und N die Anzahl der Tracer ist. Idealerweise ist V_T konstant. Dies kann aber praktisch nicht erreicht werden, da der Wasserstand im Allgemeinen als kontinuierliche Größe betrachtet wird, während die Zahl der Tracer diskret ist. Aufgrund des dadurch entstehenden Diskretisierungsfehlers wird das durch einen Tracer repräsentierte Volumen V_T eine Funktion des Wasserstandes sein.

Im Extremfall wird das gesamte Volumen V durch einen einzigen Tracer repräsentiert. Dann ist $V_T(t) = A\,h(t) = V(t)$, mit der Fläche A und dem zeitabhängigen Wasserstand h. Es soll nun folgendes Modellsystem betrachtet werden:

Gegeben sei ein Bassin der Tiefe h und der Fläche A. Unterhalb der Fläche A sei ein Sediment, welches herabsinkende Nährstoffe (in Form von Detritus) aufnimmt und remineralisiert. Die Gesamtmasse der Nährstoffe im Gesamtsystem bestehend aus der Wassersäule mit dem Volumen V und dem Sediment mit der Fläche A bleibt somit konstant. Die Fläche A wird der Einfachheit halber zu 1 normiert.

Ist P die Nährstoffkonzentration in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^3$ im Wasserkörper und B die Konzentration der Nährstoffe im Sediment in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^2$, so kann das System wie folgt beschrieben werden:

$$\begin{aligned} \dot{P} &= f_P(P,B) \\ \dot{B} &= f_B(P,B)\,, \end{aligned} \tag{F.1}$$

wobei f_P und f_B die Austauschprozesse zwischen Wasserkörper und Sediment so-

wie alle weiteren Reaktionsterme beschreiben, wobei das System keine Quellen und Senken enthalten soll.
Die Gesamtmasse des Systems (in $\mathrm{mmol}/\mathrm{m}^2$) ergibt sich aus der Konzentration im Wasserkörper multipliziert mit der Wassertiefe plus der Masse im Sediment:

$$M = P\,h + B\,. \tag{F.2}$$

Für ein abgeschlossenes System, welches keine Quellen und Senken besitzt, muss die Masse bei konstanter Wassertiefe konstant sein.
Betrachtet man nun anstelle einer konstanten Tiefe, die Tiefe als beliebige periodische Funktion $h(t) > 0$ für alle $t \geq 0$ mit Periodendauer $\tau > 0$, so wird die Masse ebenfalls von t abhängen. Massenerhaltung in diesem Sinne bedeutet jetzt, dass zu Zeiten t und $t + n\tau$, $n \in \mathbb{N}$ die gleiche Masse im System ist[1]:

$$M(t + n\tau) = M(t) \qquad \text{f.a } t \geq 0\, n \in \mathbf{N}\,. \tag{F.3}$$

Die Änderung der Masse $\dot{M}$ ist somit ebenfalls periodisch[2] mit der Periode τ und es gilt unter Berücksichtigung von $h(t) = h(t+\tau)$ und $\dot{h}(t) = \dot{h}(t+\tau)$ für alle $t \geq 0$

$$\begin{aligned} \dot{M}(t) &= \dot{P}(t)\,h(t) + P(t)\,\dot{h}(t) + \dot{B}(t) \qquad (F.4)\\ &= \\ \dot{M}(t+\tau) &= \dot{P}(t+\tau)\,h(t) + P(t+\tau)\,\dot{h}(t) + \dot{B}(t+\tau)\,. \end{aligned}$$

Durch Koeffizientenvergleich[3] folgt sofort, dass P, $\dot{P}$ und $\dot{B}$ periodische Funktionen der Periode τ sein müssen. Mit F.2 gilt dies auch für B.
Man kann also für ein solches Modell, bei dem Lagrange'sche Tracer mit einem ortsfesten Eulerschen Sediment gekoppelt werden, Massenerhaltung nur dann erwarten, wenn sämliche Zustandsvariablen der Periodizität des Volumens folgen. Damit kann ein solches System reale Vorgänge, die zusätzlich zumeist einen Jahresgang aufweisen, nicht adäquat darstellen.

[1] Dies bedeutet im Fall der Tidenbewegung, dass z.B. jeweils zu Hochwasser die gleiche Masse im System sein muss, sofern die Tracer nicht anderweitig – z.B. durch Mischung– Masse verlieren.

[2] Sei $f : D \to \mathbf{R}$, $D \subset \mathbf{R}$ differenzierbar und periodisch mit Periodenlänge $\tau > 0$, dann ist auch f' periodisch mit Periodenlänge τ, denn

$$f'(t+\tau) = \lim_{h\to 0} \frac{f(t+\tau+h) - f(t+\tau)}{h} = \lim_{h\to 0} \frac{f(t+h) - f(t)}{h} = f'(t)\,.$$

[3] h, $\dot{h}$ und I sind linear unabhängig.

Betrachtet man zur Veranschaulichung ein System, das nur den Prozess der Sedimentation beschreibt, so hat Gleichung F.1 folgende Form:

$$\begin{aligned} \dot{P} &= -\sigma \frac{1}{h} P \qquad (F.5) \\ \dot{B} &= +\sigma \frac{1}{h} P\, h\,. \end{aligned}$$

$\sigma > 0$ sei hier die Sinkgeschwindigkeit der Nährstoffe. Es ist zu erwarten, dass sich letzlich sämtliche Nährstoffe im Sediment anreichern ohne dass sich die Gesamtmasse im System verändert. Dies ist für konstante Tiefe auch der Fall.
Betrachtet man nun die Tiefe als beliebige periodische Funktion $h(t) > 0$ für alle $t \geq 0$ mit Periodendauer $\tau > 0$ und löst obiges System unter Berücksichtigung der Anfangsbedingungen $P(0) = P_0$ und $B(0) = B_0$, so erhält man folgendes Ergebnis:

$$\begin{aligned} P(t) &= P_0\, e^{-\sigma \int_0^t \frac{1}{h(s)} ds} \qquad (F.6) \\ B(t) &= \sigma \int_0^t P(s) ds + B_0\,. \end{aligned}$$

Für die Änderung der Masse $\dot{M}$ gilt nach Gleichung F.2 unter Berücksichtigung von Gleichung F.5 und $\dot{h}(t) = \dot{h}(t+\tau)$

$$\dot{M}(t) = P(t)\,\dot{h}(t) \quad \textit{und} \quad \dot{M}(t+\tau) = P(t+\tau)\,\dot{h}(t)\,. \qquad (F.7)$$

Für die Konzentration zur Zeit $t+\tau$ gilt aber nach F.6 mit $h > 0$

$$P(t+\tau) \;=\; P_0\, e^{-\sigma \int_0^{t+\tau} \frac{1}{h(s)} ds} \;=\; P(t)\, e^{-\sigma \int_t^{t+\tau} \frac{1}{h(s)} ds} \;<\; P(t) \qquad (F.8)$$

und mit F.7 auch

$$\dot{M}(t+\tau) < \dot{M}(t) \qquad \text{f.a } t \geq 0\,. \qquad (F.9)$$

Aus F.4 folgt sofort[4]

$$M(t+\tau) \neq M(t)\,. \qquad (F.10)$$

Die Gesamtmasse im System wird also nicht erhalten.
Im Falle der Sedimentation nimmt die Gesamtmasse im System letztlich ab. Ein

[4]Die Aussage ergibt sich aus der Negation der Aussage in Fußnote 2.

ähnliches Ergebnis erhält man bei Betrachtung der Remineralisation, bei der das System schließlich volläuft.

Dieser Effekt kann anschaulich verstanden werden, wenn man sich ein System vorstellt, das nur Hoch- und Niedrigwasser kennt. Da der Sedimentationsprozess von der Sinkgeschwindigkeit abhängt, ist die absinkende Masse bei Hoch- und Niedrigwasser gleich, die resultierende Konzentration im Wasserkörper ist aber bei Niedrigwasser geringer als bei Hochwasser. Durch die variable Tiefe wird dem System bei „auflaufendem“ Wasser ständig Wasser gleicher Konzentration zugeführt. Die innere Konzentration wird sozusagen auf eine virtuelles äußeres Reservoir übertragen.

Die „Hochrechnung“ von Punkttracern auf ein reales Volumen ist somit unzulässig. Die Größe des absoluten Fehlers hängt natürlich von der Anzahl der Tracer ab. Je geringer der Diskretisierungsfehler ist, desto geringer wird der Fehler in der Massenerhaltung sein. Dabei bleibt aber zu beachten, dass mit jeder Tide ein Massendefekt auftritt, der bei Simulationsläufen über mehrere Jahre die Gesamtmasse im System bei weitem übersteigen kann.

G Bezeichner und Parameter des Standard-Laufes

Die Modellbezeichner der Zustandsvariablen entsprechend der ERSEM-Namenskonvention (Blackford und Radford, 1995) sind in Tabelle G.1 und Tabelle G.2 gegeben. Die Bezeichner der Parameter entsprechen ebenfalls der ERSEM–Namenskonvention und beziehen sich weitestgehend auf die übliche Modellimplementation von ERSEM. Die Namen stimmen daher nicht mit den vereinfachten Bezeichnern aus Kapitel 5 überein. Die Beschreibung der Parameter ist zur besseren Vergleichbarkeit mit der Modellimplementation in Englisch.

G.1 Modellbezeichner des pelagischen Modells

Modellbezeichner	Einheit	Beschreibung
N1p	$mmol/m^3$	Phosphat
N3n	$mmol/m^3$	Nitrat
N4n	$mmol/m^3$	Ammonium
N5s	$mmol/m^3$	Silikat
O2o	$mmol/m^3$	Sauerstoff
O3c	$mg\ C/m^3$	Kohlendioxid
P1c	$mg\ C/m^3$	Diatomeen (C–Anteil)
P1n,P1p,P1s	$mmol/m^3$	(N,P,Si–Anteile)
P2c	$mg\ C/m^3$	Flagellaten (C–Anteil)
P2n,P2p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
P3c	$mg\ C/m^3$	Pikophytoplankton (C–Anteil)
P3n,P3p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
P4c	$mg\ C/m^3$	Dinoflagellaten (C–Anteil)
P4n,P4p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
Z3c	$mg\ C/m^3$	Carn. Mesozooplankton
Z4c	$mg\ C/m^3$	Omni. Mesozooplankton
Z5c	$mg\ C/m^3$	Mikrozooplankton (C–Anteil)
Z5n,Z5p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
Z6c	$mg\ C/m^3$	Hetero. Nanoflagellaten (C–Anteil)
Z6n,Z6p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
B1c	$mg\ C/m^3$	Bakterien (C–Anteil)
B1n,B1p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
R1c	$mg\ C/m^3$	gelöst. org. Material (C–Anteil)
R1n,R1p	$mmol/m^3$	(N, P–Anteile)
R6c	$mg\ C/m^3$	Detritus (C–Anteil)
R6n,R6p,R6s	$mmol/m^3$	(N, P, Si–Anteile)
PIi	W/m^2	optimales Licht
X1x	psu	Salzgehalt

Tabelle G.1: Liste der pelagischen Zustandsvariablen. Die Modellbezeichner entsprechen der ERSEM -Namenkonvention nach Blackford und Radford (1995).

G.2 Modellbezeichner des benthischen Modells

Modellbezeichner	Einheit	Beschreibung
K1p	$mmol/m^2$	Phosphat
K3n	$mmol/m^2$	Nitrat
K4n	$mmol/m^2$	Ammonium
K5s	$mmol/m^2$	Silikat
G2o	$mmol/m^2$	Sauerstoff
G3c	$mg\,C/m^2$	Kohlendioxid
A1c	$mg\,C/m^2$	Diatomeen (C–Anteil)
A1n,A1p,A1s	$mmol/m^2$	(N, P, Si–Anteile)
A2c	$mg\,C/m^2$	Nicht-Diatomeen (C–Anteil)
A2n,A2p	$mmol/m^2$	(N, P–Anteile)
Y1c	$mg\,C/m^2$	Epibenthische Prädatoren
Y2c	$mg\,C/m^2$	Sedimentfresser
Y3c	$mg\,C/m^2$	Filtrierer
Y4c	$mg\,C/m^2$	Meiobenthos
Y5c	$mg\,C/m^2$	Prädatoren
H1c	$mg\,C/m^2$	aerobe Bakterien
H2c	$mg\,C/m^2$	anerobe Bakterien
Q1c	$mg\,C/m^2$	gelöst. org. Material (C–Anteil)
Q1n,Q1p	$mmol/m^2$	(N, P–Anteile)
Q6c	$mg\,C/m^2$	abbaubarer Detritus (C–Anteil)
Q6p,Q6n,Q6s	$mmol/m^2$	(N, P, Si–Anteile)
Q7c	$mg\,C/m^2$	refraktärer Detritus (C–Anteil)
Q7nQ7p	$mmol/m^2$	(N, P–Anteile)
AIi	W/m^2	optimales Licht
D1m	m	Eindringtiefe von Sauerstoff
D2m	m	Eindringtiefe von Nitrat
D3m,D4m,D5m	m	mittlere Eindringtiefe von Detritus (Q7) für C, N, P
D6m,D7m,D8m,D9m	m	mittlere Eindringtiefe von Detritus (Q6) für C, N, P, Si

Tabelle G.2: Liste der benthischen Zustandsvariablen. Die Modellbezeichner entsprechen der ERSEM -Namenkonvention nach Blackford und Radford (1995).

G.3 Matrizen des Nahrungsnetzes

	Nahrungsquellen								
Konsumenten	Diatomeen	Flagellaten	Pikophytoplankton	Dinoflagellaten	Carn. Mesozooplankton	Omn. Mesozooplankton	Mikrozooplankton	Hetero. Nanoflagellaten	Bakterien
Carn. Mesozooplankton	0	0	0	0	1.0	0.5	0.5	0	0
Omn. Mesozooplankton	0.75	0.6	0	0	0	0.5	0.25	0	0
Mikrozooplankton	0.75	1.0	0	0	0	0	1.0	1.0	0
Hetero. Nanoflagellaten	0	0	1.0	0	0	0	0	0.2	1.0

Tabelle G.3: Präferenzfaktoren der pelagischen Konsumenten für die einzelnen Nahrungskomponenten

	Nahrungsquellen													
Konsumenten	Ben. Diatomeen	Ben. Nicht-Diatomeen	Megabenthos	Sedimentfresser	Filtrierer	Meiobenthos	Prädatoren	Aerobe Bakterien	Anaerobe Bakterien	Part. Detritus	Pel. Diatomeen	Pel. Flagellaten	Pel. Pikophytoplankton	Pel. Bakterien	Pel. part. Detritus
Megabenthos	0	0	5	0.7	1	0	0.5	0	0	0	0	0	0	0	0
Sedimentfresser	1	0.25	0	0	0	1	0	1	1	0.1	0	0	0	0	0
Filtrierer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
Meiobenthos	1	1	0	0	0	1	1	1	1	0.3	0	0	0	0	0
Prädatoren	0	0	0	1	0	0.5	3	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle G.4: Präferenzfaktoren der benthischen Konsumenten für die einzelnen Nahrungskomponenten

G.4 Parameter des pelagischen Modells

Common parameters of phytoplankton			
Name	Value	Unit	Meaning
q10P	2.0	–	Q10 value for primary production
et1	20.0	°C	temperature where inhibition starts
ets	21.0	°C	temperature where eT reaches its maximum
qnRPc	0.0126	mmol/mg C	Redfield ratio N:C
qpRPc	0.7862e-3	mmol/mg C	Redfield ratio P:C
xnlP	0.5454	–	multiple of Redfield N:C as lowest ratio
xplP	0.5454	–	multiple of Redfield P:C as lowest ratio
xnhP	2.0	–	multiple of Redfield N:C as highest ratio
xphP	2.0	–	multiple of Redfield P:C as highest ratio
xqcPp	1.0	–	multiple of Redfield N:C below growth limitation occurs
xqcPn	1.0	–	multiple of Redfield P:C below growth limitation occurs
quPn3	0.0025	$m^3/(d.mg\,C)$	nitrate uptake rate (Aksnes und Egge, 1991)
quPn4	0.0025	$m^3/(d.mg\,C)$	ammonium uptake rate
qurPp	0.0025	$m^3/(d.mg\,C)$	phosphate uptake rate
clPIi	4.0	W/m^2	minimum value of optimal light
ruPIi	0.25	1/d	adaptation rate for optimal light
pEIR	0.50	–	P-synthetically available radiance (Aksnes und Lie, 1990)
ad_dep	5.0	m	adaptation depth for optimal light

Tabelle G.5: Allgemeine Parameter des pelagischen Phytoplanktons, die für alle funktionellen Gruppen als gleich angenommen werden.

Specific parameters of phytoplankton						
Name	P1	P2	P3	P4	Unit	Meaning
etlim	0	1	0	0	–	temperature limitation of growth above et1, 0 no limitation, 1 limitation
sum_P	3.70	2.60	3.80	2.10	$1/d$	maximum productivity at 10 $°C$
srs_P	0.15	0.10	0.10	0.10	$1/d$	respiration rate at 10 $°C$
pu_eaP	0.05	0.20	0.20	0.05	–	fraction of primary prod. excreted as POM
pu_raP	0.20	0.25	0.25	0.25	$1/d$	activity respiration
chPs	0.30	0.00	0.00	0.00	$mmol/m^3$	half-value of silicate limitation
qs_Pc	0.03	0.0	0.0	0.0	$mmol/mg\,C$	maximum ratio of silicate
esNIP	0.7	0.75	0.75	0.75	–	nutrient limitation value below which sedimentation occurs
resPm	5.0	0.0	0.0	5.0	m/d	sinking velocity under total nutrient limitation
seo_P	0.0	0.0	0.0	0.01	$1/d$	mortality rate at 100 $100\,mg\,C/m^3$
sdo_P	0.05	0.05	0.05	0.05	$1/d$	lysis rate
uhPIc	25.0	50.0	50.0	50.0	$mg\,C/mg\,Chl$	conversion chlorophyll to carbon

Tabelle G.6: Spezifische Parameter des pelagischen Phytoplanktons, die für die verschiedenen funktionellen Gruppen spezifisch gesetzt sind.

Parameters of Microzooplankton			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Z5	2.0	–	Q10 value
sumZ5	1.2	$1/\mathrm{d}$	maximum uptake rate at 10 $^{\circ}C$
chuZ5c	200.0	$\mathrm{mg\,C/m^3}$	half saturation value for uptake
suP3_Z5	0.0	–	preference value for P3
suP2_Z5	1.0	–	preference value for P2
suP1_Z5	0.75	–	preference value for P1
suZ5_Z5	1.0	–	preference value for Z5
suZ6_Z5	1.0	–	preference value for Z6
suB1_Z5	0.0	–	preference value for B1
puZ5	0.5	–	assimilation efficiency
pe_R1Z5	0.5	–	fraction of excretion to R1
srsZ5	0.02	$1/\mathrm{d}$	respiration rate at 10 $^{\circ}C$
chrZ5o	0.3	–	half saturation value for oxygen limitation expressed in oxgen saturation
pu_eaZ5	0.5	–	excreted fraction of uptake (activity excretion)
sdZ5o	0.25	$1/\mathrm{d}$	maximum mortality rate due to oxygen limitation
sdZ5	0.05	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
qn_Z5c	0.0167	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	maximum quota N:C
qp_Z5c	0.001	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	maximum quota P:C
minfoodZ5	30.0	$\mathrm{mg\,C/m^3}$	half value for food uptake
stempZ5n	0.5	$1/\mathrm{d}$	releasing rate for N
stempZ5p	0.5	$1/\mathrm{d}$	releasing rate for P

Tabelle G.7: Allgemeine Parameter des Mikrozooplanktons

Parameters of heterotrophic nanoflagellates			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Z6	2.0	–	Q10 value
sumZ6	5.0	$1/\mathrm{d}$	maximum uptake rate at 10 $^{\circ}C$
chuZ5c	250.0	mg C/m^3	half saturation value for uptake
suP2_Z6	0.0		preference value for P2
suP3_Z6	1.0		preference value for P3
suZ6_Z6	0.2		preference value for Z6
suB1_Z6	1.0		preference value for B1
puZ6	0.4	–	assimilation efficiency
pe_R1Z6	0.5	–	fraction of excretion to R1
srsZ6	0.02	$1/\mathrm{d}$	respiration rate at 10 $^{\circ}C$
chrZ6o	0.3	–	half saturation value for oxygen limitation expressed in oxgen saturation
pu_eaZ6	0.5	–	excreted fraction of uptake (activity excretion)
sdZ6o	0.25	$1/\mathrm{d}$	maximum mortality rate due to oxygen limitation
sdZ6	0.05	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
qn_Z6c	0.0167	mmol/mg C	maximum quota N:C
qp_Z6c	0.001	mmol/mg C	maximum quota P:C
minfoodZ6	100.0	mg C/m^3	half value for food uptake
stempZ6n	0.5	$1/\mathrm{d}$	releasing rate for N
stempZ6p	0.5	$1/\mathrm{d}$	releasing rate for P

Tabelle G.8: Allgemeine Parameter der heterotrophen Nanoflagellaten

Common parameters of mesozooplankton			
Name	Value	Unit	Meaning
qnZIc	0.011	mmol/mg C	fixed N:C ratio in mesozooplankton
qpZIc	0.001	mmol/mg C	fixed P:C ratio in mesozooplankton

Tabelle G.9: Allgemeine Parameter des Mezozooplanktons

Parameters of omnivorous zooplankton			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Z4	2.1	–	Q10 value
sumZ4	0.7	$1/d$	maximum uptake rate
vumZ4	0.008	$m^3/(d.mg\ C)$	search volume
rvP1Z4	0.75	–	rel. search volume for P1
rvP2Z4	0.6	–	rel. search volume for P2
rvZ5Z4	0.25	–	rel. search volume for Z5
rvZ4Z4	0.5	–	rel. search volume for Z4
srsZ4	0.01, 0.01, 0.02, 0.0	$1/d$	rest respiration rates for C,N,P,Si
sraZ4	0.07, 0.07, 0.07, 0.0	–	part of gross uptake respired (C,N,P,Si)
PeI_Z4R6	0.2, 0.2, 0.2, 1.0	–	part of ingested material to faeces production for C,N,P,Si
PeI_Z4	0.05, 0.03, 0.03, 0.0	–	excreted part of of ingested material (C,N,P,Si)
rdZ4	0.04	$1/d$	mortality rate

Tabelle G.10: Allgemeine Parameter des omnivoren Zooplanktons

Parameters of carnivorous zooplankton			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Z3	2.1	–	Q10 value
sumZ3	0.7	$1/d$	maximum uptake rate
vumZ3	0.02	$m^3/d/mg\ C$	search volume
rvZ3Z3	1.0	–	rel. search volume for Z3
rvZ5Z3	0. 5	–	rel. search volume for Z5
rvZ4Z3	0.5	–	rel. search volume for Z4
srsZ3	0.03, 0.06 ,0.02, 0.0	$1/d$	rest respiration rates for C,N,P,Si
sraZ3	0.20, 0.34, 0.32, 0.0	–	part of gross uptake respired (C,N,P,Si)
PeI_Z3R6	0.20, 0.03, 0.03, 1.0	–	part of ingested material to faeces production for C,N,P,Si
PeI_Z3	0.05, 0.03, 0.03, 0.0	–	excreted part of of ingested material (C,N,P,Si)
rdZ3	0.02	$1/d$	mortality rate

Tabelle G.11: Allgemeine Parameter des carnivoren Zooplanktons

Pelagic bacteria and regeneration parameters			
Name	Value	Unit	Meaning
sumB1	8.38	$1/\mathrm{day}$	maximum uptake rate at 10 $^{\circ}C$
chdB1o	0.3125	–	half saturation value for oxygen limitation expressed in oxygen saturation
puR6_B1	0.01	–	fraction of R6-pool available for B1
puB1	0.6	–	bacterial efficiency
puB1o	0.2	–	bacterial efficiency at low oxygen concentrations
q10B1	2.95	–	Q10 value for metabolic processes
srsB1	0.01	$1/\mathrm{d}$	rest respiration rate at 10 $^{\circ}C$
sdB1	0.0	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
qn_B1c	2.084e-2	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	maximium N:C quota
qp_B1c	2.083e-3	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	maximum P:C quota
chB1p	0.5	$\mathrm{mmol/m^3}$	Michaelis constant for P uptake
chB1n	1.0	$\mathrm{mmol/m^3}$	Michaelis constant for N uptake
sN4N3	0.1	$1/\mathrm{d}$	nitrification rate at 10 $^{\circ}C$
rR6N5s	0.00	$1/\mathrm{d}$	silicate regeneration rate
pR6cR6n	6.625	$\mathrm{mmolC/mmol\,N}$	C:N reference ratio for R6 uptake
uB1c_O2	0.1115625	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	conversion of C (produced) into oxygen
urB1_O2	0.1040625	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	conversion of C (respired) into oxygen
REACON	0.96	$1/\mathrm{m}$	relative rate of reaeration
ct0	0.023	$1/\,^{\circ}\mathrm{C}$	temperature dependence of reaeration

Tabelle G.12: Allgemeine Parameter der pelagischen Bakterien.

G.5 Parameter des benthischen Modells

Common parameters of benthic phytoplankton			
Name	Value	Unit	Meaning
q10A	2.0	–	Q10 value for primary production
et1_A	20.0	°C	temperature where inhibition starts
ets_A	21.0	°C	temperature where temperature factor reaches its maximum
qnRPc	0.0126	mmol/mg C	Redfield ratio N:C
qpRPc	0.7862e-3	mmol/mg C	Redfield ratio P:C
xnlP	0.5454	–	multiple of Redfield N:C as lowest ratio
xplP	0.5454	–	multiple of Redfield P:C as lowest ratio
xnhP	2.0	–	multiple of Redfield N:C as highest ratio
xphP	2.0	–	multiple of Redfield P:C as highest ratio
xqcPp	1.0	–	multiple of Redfield N:C below growth limitation occurs
xqcPn	1.0	–	multiple of Redfield P:C below growth limitation occurs
quAn3	0.025	$m^2/(d.mg\ C)$	nitrate uptake rate
quAn4	0.025	$m^2/(d.mg\ C)$	ammonium uptake rate
qurAp	0.025	$m^2/(d.mg\ C)$	phosphate uptake rate
clAIi	2.0	W/m^2	minimum value of optimal light
ruAIi	0.25	1/d	adaptation rate for optimal light
pEIR_A	0.50	–	P-synthetically available radiance (Aksnes und Lie, 1990)
ad_dep_A	2.0	m	min. water depth for adaptation
ad_dep_S	1.0	mm	adaptation depth in the sediment
xeps_S	6.0	1/mm	extinction coefficient in the sediment

Tabelle G.13: Allgemeine Parameter des benthischen Phytoplanktons, die für alle funktionellen Gruppen als gleich angenommen werden.

Specific parameters of benthic phytoplankton				
Name	A1	A2	Unit	Meaning
etlim_A	1	0	–	temperature limitation of growth above et1, 0 no limitation, 1 limitation
sum_A	2.50	2.00	$1/d$	max. productivity at 10 $°C$
srs_A	0.10	0.10	$1/d$	respiration rate at 10 $°C$
pu_eaA	0.05	0.05	–	fraction of primary prod. excreted as POM
pu_raA	0.10	0.10	$1/d$	activity respiration
chPs	0.03	0.00	$mmol/m^2$	half-value of silicate limitation
qs_Ac	0.03	0.0	mmol/mg C	maximum ratio of silicate
kap_A	1500	1500	mg C/m^2	capacity at which mortality reaches seo_A
seo_A	0.0005	0.0005	$1/d$	mortality rate at kap_A
sdo_A	0.05	0.05	$1/d$	lysis rate
uhAIc	25.0	50.0	mg C/mg Chl	conversion chlorophyll to carbon

Tabelle G.14: Spezifische Parameter des benthischen Phytoplanktons, die für die verschiedenen funktionellen Gruppen spezifisch gesetzt sind.

Common parameters of zoobenthic groups			
Name	Value	Unit	Meaning
qnYIc	0.0119	mmol/mg C	fixed N:C ratio
qpYIc	0.000792	mmol/mg C	fixed P:C ratio

Tabelle G.15: Allgemeine Parameter des Zoobenthos

Epibenthic predators			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Y1	2.0	–	Q10 value
suY1	0.03	$1/d$	uptake rate
huY1	5000.0	mg C/m^2	half saturation uptake
luY1	200.0	mg C/m^2	lower threshold uptake
pueY1	0.30	–	excreted fraction of uptake
purY1	0.25	–	respired fraction of assimililation
pudilY1	0.8	–	nutrient dilution factor in fecal pellets
srY1	0.0027	$1/d$	rest respiration rate
sdY1	0.002	$1/d$	mortality rate
rlO2Y1	0.0	$mmol/m^2$	O2 at which survival becomes impossible
hO2Y1	0.0	$mmol/m^2$	O2 at which half limitation occurs

Tabelle G.16: Parameter der epibenthischen Prädatoren

Deposit Feeders			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Y2	2.0	–	Q10 value
suY2	0.11	$1/\mathrm{d}$	uptake rate
huY2	3000.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	half saturation uptake
luY2	250.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	lower threshold uptake
pueY2	0.35	–	excreted fraction of uptake
pueQ6Y2	0.8	–	excreted fraction of detritus uptake
purY2	0.35	–	respired fraction of assimililation
pudilY2	0.8	–	nutrient dilution factor in fecal pellets
srY2	0.0027	$1/\mathrm{d}$	rest respiration rate
sdY2	0.001	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
dQ6Y2	0.3	m	layer available
rlO2Y2	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which survival becomes impossible
hO2Y2	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which half limitation occurs

Tabelle G.17: Parameter der Sedimentfresser

Suspension Feeders			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Y3	2.0	–	Q10 value
dwatY3	1.0	m	food layer in the water
suY3	0.09	$1/\mathrm{d}$	uptake rate
huY3	300.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	Half saturation uptake
luY3	10.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	Lower threshold uptake
pueY3	0.35	–	excreted fraction of uptake
pueR6Y3	0.85	–	excreted fraction of detritus uptake
purY3	0.4	–	respired fraction of assimililation
pudilY3	0.8	–	nutrient dilution factor infecal pellets
srY3	0.0027	$1/\mathrm{d}$	rest respiration rate
sdY3	0.001	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
dQ6Y3	0.0025	m	layer available
rlO2Y3	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which survival becomes impossible
hO2Y3	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which half limitation occurs
xclY3	2500.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	minimum density for shadingInterference to uptake due to shading
xcsY3	3000.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	half saturation value of effective biomass
xchY3	5000.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	half saturation value for shading

Tabelle G.18: Parameter der Filtrierer

Meiobenthos			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Y4	2.0	–	Q10 value
suY4	0.40	$1/\mathrm{d}$	uptake rate
huY4	1000.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	half saturation uptake
luY4	50.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	lower threshold uptake
pueY4	0.25	–	excreted fraction of uptake
pueQ6Y4	0.4	–	excreted fraction of detritus uptake
purY4	0.45	–	respired fraction of assimilation
pudilY4	0.8	–	nutrient dilution factor in fecal pellets
srY4	0.01	$1/\mathrm{d}$	rest respiration rate
sdY4	0.01	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
dQ6Y4	0.03	m	layer available.
rlO2Y4	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which survival becomes impossible
hO2Y4	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which half limitation occurs

Tabelle G.19: Parameter des Meiobenthos

Infaunal Predators			
Name	Value	Unit	Meaning
q10Y5	2.0	–	Q10 value
suY5	0.08	$1/\mathrm{d}$	uptake rate
huY5	5000.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	half saturation uptake
luY5	200.0	$\mathrm{mg\,C/m^2}$	lower threshold uptake
pueY5	0.30	–	excreted fraction of uptake
purY5	0.3	–	respired fraction of assimililation
pudilY5	0.8	–	nutrient dilution factor in fecal pellets
srY5	0.0027	$1/\mathrm{d}$	rest respiration rate
sdY5	0.003	$1/\mathrm{d}$	mortality rate
rlO2Y5	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which survival becomes impossible
hO2Y5	0.0	$\mathrm{mmol/m^2}$	O2 at which half limitation occurs

Tabelle G.20: Parameter der benthischen Prädatoren

Common parameters of benthic bacteria			
Name	Value	Unit	Meaning
qnHIc	0.0167	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	fixed N:C ratio
qpHIc	0.00125	$\mathrm{mmol/mg\,C}$	fixed P:C ratio

Tabelle G.21: Allgemeine Parameter der benthischen Bakterien

Aerobic Bacteria			
Name	Value	Unit	Meaning
q10H1	2.0	–	Q10 value
suQ6fH1	0.0002	$1/d$	degradation rate for good detritus
suQ6sH1	0.00002	$1/d$	degradation rate for bad detritus
suQ7H1	0.000002	$1/d$	degradation rate for ugly detritus
suQ1H1	0.0005	$1/d$	DOC decomposition rate
purH1	0.3	–	fraction respired
srH1	0.02	$1/d$	rest respiration rate
ddH1	0.001	m	half mortality layer
sdH1	0.05	$1/d$	maximum mortality rate
chH1n	20.0	$mmol/m^3$	Michaelis constant for NH4 uptake
chH1p	5.0	$mmol/m^3$	Michaelis constant for PO4 uptake
puincH1	2.0	–	preference of nutrient content
pdH1Q1	0.1	–	fraction to Q1 of mortality
pue6H1Q1	0.1	–	fraction to Q1 of Q6 uptake
pue7H1Q1	0.1	–	fraction to Q1 of Q7 uptake

Tabelle G.22: Parameter der benthischen aeroben Destruenten

Anaerobic Bacteria			
Name	Value	Unit	Meaning
q10H2	2.0	–	Q10 value
suQ6fH2	0.0002	$1/d$	degradation rate for good detritus
suQ6sH2	0.00002	$1/d$	degradation rate for bad detritus
suQ7H2	0.000002	$1/d$	degradation rate for ugly detritus
purH2	0.3	–	fraction respired
srH2	0.02	$1/d$	rest respiration rate
ddH2	0.01	m	half mortality layer
sdH2	0.05	$1/d$	maximum mortality rate
chH2n	20.0	$mmol/m^3$	Michaelis constant for NH4 uptake
chH2p	5.0	$mmol/m^3$	Michaelis constant for PO4 uptake
puincH2	2.0	–	preference of nutrient content

Tabelle G.23: Parameter der benthischen anaeroben Destruenten

Bioturbation and Bioirrigation			
Name	Value	Unit	Meaning
Etur	0.000002	m^2/d	turbation value without organisms
htur	116.	mg $C/(d.m^2)$	half saturation value for turbation enhancement
pturY1	0.5	–	relative Y1 contribution to bioturbation
pturY2	1.0	–	relative Y2 contribution to bioturbation
pturY5	0.5	–	relative Y5 contribution to bioturbation
q10tur	2.0	–	temperature effect on turbation
dtur	0.02	m	turbation depth
mtur	10.0	–	maximum turbation enhancement
hirr	101.	mg $C/(d.m^2)$	half saturation value for irrigation
pirrY2	1.0	–	relative Y2 contribution to bioirrigation
pirrY4	0.2	–	relative Y4 contribution to bioirrigation
pirrY5	1.0	–	relative Y5 contribution to bioirrigation
irr_min	2.0	–	minimum diffusion enhancement
mirr	10.0	–	maximum irrigation enhancement

Tabelle G.24: Parameter des Bioturbations- und Bioirrigationsmoduls

Parameter of detritus dynamic			
Parameter	Value	Unit	Meaning
pe_R1P1	0.20	–	part of sinking diatoms to dissolved organic matter
pe_R1P4	0.50	–	part of sinking dinoflagellates to dissolved organic matter
pe_R7P1	0.005	–	part of sinking diatoms to refractory organic matter
pe_R7P4	0.05	–	part of sinking dinoflagellates to refractory organic matter
pe_R7R6	0.10	–	part of sinking particulate organic matter to refractory organic matter
xR1p	1.2	–	relative phosphate content in the matter transformed to dissolved organic matter
xR1n	1.0	–	relative nitrogen content in the matter transformed to dissolved organic matter
xR7p	0.6	–	relative phosphate content in the matter transformed to refractory organic matter
xR7n	1.0	–	relative nitrogen content in the matter transformed to refractory organic matter

Tabelle G.25: Parameter der Detritus-Dynamik

Parameter of benthic nutrient model			
Parameter	Value	Unit	Meaning
poro	0.5,0.6	–	volumetric porosity of boxes 2-4 resp. boxes 5-7
pM1	350,450	–	adsorbed:dissolved phosphate in oxic layer boxes 2-4 resp. boxes 5-7
M11ads	2.0	–	adsorbed:dissolved phosphate in anoxic layer (all boxes)
M4ads	3.0	–	adsorption between adsorbed and dissolved ammonium
relax_o	5.0	d	relaxation time for oxygen layer adaptation (water-water)
relax_dry	5.0	d	relaxation time for oxygen layer adaptation (water-air)
relax_m	5.0	d	relaxation time for nitrate layer
EDZ_1	0.00005	m2/day	diffusion-constant surface
EDZ_2	0.00005	m2/day	diffusion-constant D1-D2
EDZ_3	0.00005	m2/day	diffusion-constant D2-D3
EDZ_mix	2.0	m/d	epibenthic mixing constant
q10nit	2.0	–	Q10 value for nitrification
sM4M3	5.0	1/d	nitrification rate
hM4M3	10.0	$mmol/m^3$	suppression of nitrification
hM3G4	1.0	$mmol/m^3$	nitrate limitation of denitrification
pammon	0.5	–	fraction of H_2-oxygen-consumtion taken from NO_3
pdenit	0.0	–	fraction of pammon denitrified in N_2
sQ6M5	0.0035	1/d	silicate regeneration rate
g2osat	275.0	mmol/m3	saturation value for O_2 in pore water

Tabelle G.26: Parameter der benthische Nutrientenmodells

Glossar

Das Glossar enthält die Beschreibung der Fachbegriffe, wie sie in der Arbeit verwendet werden. Abweichungen von allgemeingültigen Definitionen können sich unter anderem daraus ergeben, dass die Arbeit die Notationen des ERSEM–Projekts weitestgehend übernommen hat.

Abundanz Anzahl von Organismen in Bezug auf eine Flächen– oder Volumeneinheit

Advektion Bewegung gelöster Stoffe mit der Strömung

aerob in Anwesenheit von Sauerstoff

Algen Sammelbegriff für niedere Pflanzen und Cyanobakterien (Blaualgen)

Algenblüte → Phytoplanktonblüte

Ammonifikation Abgabe von Ammonium als Folge der Veratmung von Nitrat

anaerob ohne Sauerstoff

anoxisch ohne Sauerstoff

Assimilation Aufnahme von organischen oder anorganischen Stoffen durch Organismen zur Energiegewinnung oder zum Aufbau von Biomasse

Attenuation Dämpfung des Lichtes

Austauschfläche Fläche zwischen zwei Boxen eines → Boxmodells, die zur Bestimmung der → Austauschvolumen herangezogen wird

Austauschvolumen Volumen, das pro Zeitschritt zwischen zwei benachbarten Boxen eines → Boxmodells ausgetauscht wird (→ Diffusion)

autotroph Nutzung anorganischer Kohlenstoffquellen zum Aufbau von Biomasse

autonom nicht explizit von der Zeit abhängig

Benthal Lebensraum am Grund und am Rand des Meeres

Benthos Lebensgemeinschaft des → Benthals. Man unterscheidet → Phytobenthos und → Zoobenthos

Bioirrigation Erhöhung der effektiven Diffusionskonstanten im Sediment durch Bewegung benthischer Organismen

Biomasse Masse der lebenden Organismen in einem bestimmten Volumen oder auf einer bestimmten Fläche

Bioturbation Umschichtung der obersten Sedimentschichten durch Organismen

Boxmodell Modell, bei dem das Modellgebiet in Teilgebiete (Boxen) unterteilt ist (→ Euler'scher Ansatz). Transportprozesse werden anhand der Kontaktflächen benachbarter Boxen (→ Austauschfläche) bestimmt

Bottom–Up–Ansatz Ein System wird durch einen Bottom–Up–Ansatz beschrieben, wenn die Einzelteile eines realen Systems durch Modellteile beschrieben werden und zu einem Gesamtmodell zusammengesetzt werden.Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass die einzelnen Modellteile eine direkte Entsprechung in der Realität haben, der Nachteil ist, dass meistens nur wenige Teile des realen Systems beschrieben werden (→ Top–Down–Ansatz). Diese Definition bezieht sich nur auf Systeme und ist nicht mit der Definition der Bottom–Up–Kontrolle im ökologischen Sinne identisch

Blüte Algenblüte, Phytoplanktonblüte. Massenauftreten von Algen bzw. Phytoplankton

Bruttoproduktion gesamte → Produktion vor Abzug der Verluste (→ Respiration, → Exkretion etc.)

Chlorophyll hauptsächliches photosynthetisches Pigment

clustern Zusammenlaufen mehrerer → Tracer auf die gleiche Position

Courant–Friedrich–Levy–Kriterium Stabilitätskriterium bei der numerischen Behandlung partieller Differentialgleichungen

Defäkation Ausscheidung partikulärer Substanzen

Denitrifikation Abgabe von N_2 als Folge der Veratmung von Nitrat

Detritus abgestorbenes, partikuläres, organisches Material

DGL Abkürzung für Differentialgleichung

Diatomeen Kieselalgen

Diffusion Bewegung des gelöster Stoffe unabhängig von Richtung und Betrag der Strömungsgeschwindigkeit in Richtung eines Konzentrationsausgleichs → diffusives mixing

DOC Abkürzung für „dissolved organic carbon“, gelöster organischer Kohlenstoff

DOM Abkürzung für „dissolved organic matter“, gelöstes organisches Material

Droop–Kinetik Abhängigkeit des Wachstums von der intrazellulären Konzentration eines Nährstoffs

Ebbdominanz → Gezeiten

Eiswinter Wetterperiode, bei der die Wattflächen mit Eis bedeckt sind

EOF–Analyse Abkürzung für „empirical orthogonal functions“–Analyse. Hauptkomponentenanalyse, Faktoranalyse. Verfahren zur Datenkompression

Epibenthos Organismen, die an der Oberfläche des Gewässerbodens leben

Exkretion Ausscheidung gelöster oder partikulärer Substanzen

Extinktion Abschwächung des Lichtes beim Durchgang durch Wasser durch Absorption

Exudation Ausscheidung gelöster organischer Substanzen

Euler'scher Ansatz Beim Euler'schen Modellansatz wird das Modellgebiet in Teilgebiete eingeteilt. Der Wert einer Zustandsgröße innerhalb eines Teilgebiet ergibt sich aus den Reaktionstermen innerhalb dieses Gebiets und Austauschprozessen zwischen (benachbarten) Teilgebieten. Die Teilgebiete in sich werden als homogen angenommen. Die Teilgebiete sind ortsfest (Euler'sche Koordinaten → Boxmodell)

fecal pellets partikuläre Auscheidungsprodukte vieler Tiere in Form von Kotpillen

Filtration Aufnahme schwebender Futterpartikel durch filter– oder siebähnliche Strukturen

Fixstep–Verfahren Integrationsverfahren zur numerischen Lösung von Differentialgleichungen , bei dem die Änderung der Zustandsvariable einfach von Zeitschritt zu Zeitschritt auf den aktuellen Wert addiert wird (Euler–Verfahren ohne Zeitschrittanpassung)

Flagellaten begeißelte Einzeller (→ heterotroph und/oder → autotroph)

Flutdominanz → Gezeiten

Flushingzeit Zeitdauer, bis der gesamte Wasserkörper eines Ästuars, einer Lagune oder eines Bassins durch Ozeanwasser, bzw. im Falle von Flusseinträgen, durch Süßwasser, ersetzt ist

funktionelle Gruppe Zusammenfassung mehrer Arten, die eine oder mehrere gemeinsame funktionelle Eigenschaften besitzen

Gezeiten (Tide) durch die Gravitation des Mondes (Mondtide) und der Sonne (Sonnentide) verursachter Zyklus von Ebbe (ablaufendes Wasser) und Flut (auflaufendes Wasser). Die maximale Wasserstandsdifferenz eines Ortes heißt Tidenhub. Dieser variiert je nach Stellung von Sonne und Mond: Stehen Sonne, Mond und Erde auf einer Geraden (Voll- und Neumond), addieren sich die Anziehungswirkungen und es kommt zu einer (höheren) Springtide. Stehen Sonne, Mond und Erde in einem rechten Winkel zueinander (Halbmond) wird die Anziehungskraft des Mondes von der Sonne abgeschwächt, es kommt zur (niedrigeren) Nipptide. Ist in einem Gebiet die Geschwindigkeit, mit der das Wasser bei Flut aufläuft, größer als die, mit der es bei Ebbe abläuft, spricht man von Flutdominanz anderenfalls von Ebbdominanz

heterotroph Nutzung organischer Substanzen als Kohlenstoffquelle zum Aufbau von Biomasse

HNF Abkürzung für heterotrophe Nanoflagellaten, kleinste → heterotrophe → Flagellaten

Hochwasser → Gezeiten

Ingestion Futteraufnahme

Inhibition Hemmung

Kannibalismus Fressen von Organismen derselben Art bzw. → funktionellen Gruppe

Lagrange' scher Ansatz beim Lagrange'schen Modellansatz werden die Eigenschaften einer Zustandsgröße in einem Gebiet aus den Werten dieser Zustandsgröße von Partikeln, die entlang eines Strömungsfeldes im Modellgebiet bewegt werden, gemittelt. Für die einzelnen Partikel wird somit der Bezugspunkt innerhalb des Modellsystems mitbewegt (Lagrange'sche Koordinaten)

Lichtadaptation Anpassung der → p-I–Kurve an das Lichtangebot

Lichtlimitation Begrenzung der → Photosynthese durch zu niedrige Lichtintensitäten

Liebig-Limitierung Limitierung, bei der alleine der am stärksten limitierte Wachstumsfaktor das Wachstum bestimmt

Michaelis–Menten–Kinetik Abhängigkeit der Aufnahmerate von der Ressourcenkonzentration bishin zur Sättigung

Microbial Loop Schleife im Stoffkreislauf, von der Aufnahme des vom → Phytoplankton abgegebenen → DOM über Bakterien und bakteriovore Protozoen (Einzeller) zu Metazoen (tierische Mehrzeller)

Mischwatt Wattboden mit einem Anteil an Mineralsubstanzen mit Korngrößenfraktionen kleiner 63 μm zwischen 10 % und 50 %

Mixing → Diffusion

Mondtide → Gezeiten

Mortalität Anteil einer Population, der pro Zeiteinheit abstirbt

N:P–Verhältnis Verhältnis von Stickstoff zu Phosphat

Nährstofflimitation Begrenzung des Wachstums durch Mangel an Nährstoffen

Nahrungskette Aufeinanderfolgende Räuber–Beute Beziehungen

Nahrungsnetz System miteinander verflochtener Nahrungsketten

Navier–Stokes–Gleichung Gleichung zur Beschreibung der Bewegung inkompressibler Flüssigkeiten unter Einbeziehung der inneren Reibung

Nettoproduktion → Produktion nach Abzug aller Stoffwechselverluste (→ Respiration, → Exkretion, ..)

Niedrigwasser → Gezeiten

Nipptide → Gezeiten

Nitrifikation Oxidation von Ammonium zu Nitrat

numerische Diffusion Artefakt bei der numerischen Lösung von advektiven Transportprozessen, der in seiner Wirkung einer → Diffusion entspricht

Operator Splitting auch Mode Splitting. Getrennte Integration von Teilprozessen eines Differentialgleichungssystems

Optimallicht Einstrahlung, bei der die photosynthetische Produktivität optimal ist

p–I–Kurve Sättigungskurve für die Abhängigkeit der Photosyntheserate von der Lichtintensität

Pelagial Lebensraum der Freiwasserzone

Photosynthese Aufbau organischer Substanzen unter Nutzung der Lichtenergie

Photoperiode Zeitspanne zwischen Sonnenauf– und Sonnenuntergang

Phytobenthos pflanzliches Benthos

Phytoplankton pflanzliches Plankton, z. B. Diatomeen. Es besteht fast ausnahmslos aus mikroskopisch kleinen Algen. Sie bilden als Primärproduzenten die Grundlage des Nahrungsnetzes im Wasser

Phytoplanktonblüte → Blüte

Plankton Organismen, die schwebend im Freiwasser dahintreiben. Ist Eigenbewegung durch z. B. Geißeln vorhanden, reicht sie nicht aus, sich von der Wasserbewegung unabhängig zu machen. Unterteilung in → Phytoplankton und → Zooplankton

POC Abkürzung für „particulate organic carbon". Partikulärer organischer Kohlenstoff

POM Abkürzung für „particulate organic matter". Partikuläres organisches Material

Porenwasser Wasser im Porenraum des Sediments.

Porosität Anteil des Porenraums am Gesamtsediment in Prozent. Je größer die Korngröße des Sediments ist, umso geringer ist die Porosität

Primärproduktion → Produktion durch → autotrophe Organismen

Produktion Herstellung eigener Biomasse

Q_{10}–Wert Faktor, um den sich die Reaktionsgeschwindigkeit nach der → Van't Hoff' schen Regel erhöht, wenn die Temperatur um 10 °C zunimmt

Räuber–Beute–Beziehung Beziehung zwischen zwei Populationen, bei denen die eine (Beute) die Nahrungsquelle der anderen (Räuber) darstellt

Rate die (absolute) Rate ist Maß für die Veränderung einer Zustandgröße pro Zeiteinheit. Die relative Rate gibt die Veränderung der Zustandgröße pro Zeiteinheit bezogen auf das aktuelle Vorkommen der Zustandsgröße an

Redfield–Verhältnis stöchiometrisches C:N:P–Verhältnis von nicht Nährstoff-limitiertem Phytoplankton ($\approx$ 106:16:1)

Remineralisation Rückführung von biogenem Material in anorganische Substanzen

Residenzzeit Zeit, die ein Tracer, der an einer bestimmten Position startet, im Gebiet verweilt, bis er es verlässt

Respiration Atmung, Oxidation organischer Substanzen zur Energiegewinnung

Resuspension Wiederaufschwemmung feinstverteilter fester, unlöslicher Stoffe

Runge–Kutta–Verfahren explizites Integrationsverfahren zur numerischen Lösung von gewöhnlichen Differentialgleichungen

Sandwatt Wattboden mit einem Anteil an Mineralsubstanzen mit einer Korngröße kleiner 63 μm zwischen 0 % und 10 %

Schlickwatt feinkörniges Sediment mit primärerorganischer Substanz, der Anteil an Mineralsubstanzen mit einer Korngröße kleiner 63 μm beträgt über 50 %

Seegatt enger Durchlaß für das Wasser zwischen zwei Inseln. Verbindung des landeinwärts liegenden Wattenmeers mit der offenen See

Seston Gesamtheit der lebenden und toten organischen und anorganischen Schwebstoffe im Wasser

Sediment Ablagerungen am Grund eines Gewässers

Sedimentation Absinken von Partikeln, die schwerer sind als das sie umgebende Wasser

Siel Entwässerungsanlagen im Deich zur Entwässerung des Binnenlandes bei Niedrigwasser(→ Gezeiten)

Sinkgeschwindigkeit Geschwindigkeit mit der sedimentierende Partikel absinken

Sonnentide → Gezeiten

Springtide → Gezeiten

Sturmflut ein durch Sturm mit auflandigen Winden erhöhter Tidenstrom. Von einer Sturmflut wird gesprochen, wenn der Tidenhöchststand das mittlere Tidenhochwasser um mehr als einen Meter übersteigt. → Gezeiten

Tide → Gezeiten

Tidenprisma das Volumen des Wassers, das während der Tide ausgetauscht wird (→ Gezeiten)

TOC Abkürzung für „total organic carbon“. Gesamtmenge an organischem Kohlenstoff

TOM Abkürzung für „total organic matter“. Gesamtmenge an organischem Material

Top–Down–Ansatz ein System wird durch einen Top–Down–Ansatz beschrieben, wenn das reale System als ganzes betrachet wird und in funktionelle Teile aufgeteilt wird. Der Vorteil ist, dass bei diesem Ansatz nichts „vergessen“ wird, der Nachteil, dass die funktionellen Teile schwer mit der Realität identifizierbar sind (→ Bottom–Up–Ansatz). Diese Definition bezieht sich nur auf Systeme und ist nicht mit dem Begriff der Top–Down–Kontrolle im ökologischen Sinne identisch

Tracer punktförmige Gebilde, die sich entlang der Strömungslinien bewegen

trophische Position Position in der Nahrungskette, definiert durch die Anzahl der Energie–Transferschritte bis zu dieser Position

turbulente Diffusion Bewegung von Tracern in Sinne einer „Brown’schen Bewegung“. Im eigentlichen Sinne keine → Diffusion

Variationskoeffizient Prozentualer Anteil der Standardabweichung am Mittelwert

Van’t Hoffsche Regel im Bereich biologisch realistischer Temperaturen bewirkt eine Temperaturerhöhung um 10 °C eine Erhöhung der Reaktionsgeschwindigkeit um einen Faktor von 1,4 bis 4 (→ Q_{10}–Wert)

Verweildauer (exposure time) Zeit, die ein → Tracer, der über eine Grenze in das betrachtete Gebiet gelangt, im Mittel im Gebiet verbleibt

Voxel Kunstbegriff, der die volumenbehafteten Wasserkörper des Modells beschreibt

Wattscheide gedachte Verbindungslinie zwischen den höchsten Punkten der Wattrücken zur Trennung benachbarter Tidebecken (→ Tide). Sie fällt bei ablaufendem Wasser zeitlich zuerst trocken

Zoobenthos tierisches Benthos

Zooplankton tierisches Plankton

Zustandsvariable Kenngröße des Systems, die entsprechend ihrer Prozessbeschreibung verändert wird

Index

Ökosystemmodell, 5, 7, 13
ökologisches Modell, 17
8-Punkte-Formel, 180
Abtasttheorem, 185
Adsorption, 81, 89
Adsorptionskoeffizient, 90
Advektion, 7, 10, 16, 18, **19**, 183
Algenblüte, 3
Alter des Wassers, 98, 99
Ammonifizierung, 87
Anfangsbedingungen, 191
Anfangswerte, 12
Anfangswertproblem, 12, 181, 182
anoxische Schicht, 64, 82
Antrieb, 34, 95
AQEM, 6
Assimilation, 48, 55, 66, 88, 141
Attenuation, 36
Bakterien
    benthische, 64, **74**, 120
        aerobe, 64, 75
        anaerobe, 64, 77
    pelagische, 46, **59**, 112
Baumstruktur, 29
Benthal, 30, 63
    Austauschprozesse, 31
    Diffusion, 32
    Nutrientenmodell, 80
Bewegungsgleichungen, 19
Bilanzierung, 29, 95
Bioirrigation, 65, 89
Bioturbation, 65, 78
BOEDE, 5
Bottom-Up-Ansatz, 43
Boxeinteilung, 13
Boxmodell, 5, 8, 15, 16, 93
C:N:P-Verhältnis, 46, 47, 59, 64, 74
CEMoS, 8
Chlorophyll, 53, 70, 107, 133
Clusterung, 27
COCOA, 11, 13, 25, 93, 95
Courant-Friedrich-Levy-Kriterium, 16
Cyanobakterien, 63
Denitrifikation, 86
Denitrifikationsschicht, 64, 82
Detritus
    benthischer, 74, 75, 78, 120
    pelagischer, 46, 59, 112
    Sedimentation, 61
Diatomeen, 107, 133, 136, 139
    benthische, 63, 117
    pelagische, 45, 130, 145
Differentialgleichung, 8, 11, 181
Differentialgleichungssystem, 7, 12
Diffusion, 16, 18, 25, 31, 32
    diffusive Austauschrate, 173
    diffusives Mixing, 24
    Mixing, 19
    numerische, 16, 189
    Sediment-Wasser, 81
    turbulente, 19, 23
Diffusionskoeffizient, 16, 23, 24, 27, 28, 88, 173
diffusives Mixing, 9, 24
Dinoflagellaten, 107
Diskretisierung, 96
Diskretisierungsfehler, 189
DOC, 60
    benthisch, 120
    pelagisch, 112
DOM, 46, 113
    benthisch, 75, 120
Ebbdominanz, 20
EcoTiM, 2
Einschwingvorgang, 94
Einstrahlung, 13, 93, 141
Eisen, 90
Eiswinter, 149
empirische orthogonale Funktionen, 175
EOF–Analyse, 175
EOF-Analyse, 19
ERSEM, 1, 2, 6, 13, 43
Euler'sche Beschreibung, 13
Euler'scher Ansatz, 17

Euler-Verfahren, 12
Eutrophierung, 135
Exkretion, 55, 57, 74
Exposure time, 98
Exudation, 50, 55, 57, 67
Faktoranalyse, 175
Filtration, 71
Filtrierer, 63, 119
Fixstep-Verfahren, 9, 11
Flagellaten, 45, 107, 130, 133, 136, 145
    Dinoflagellaten, 45
    heterotrophe Nanoflagellaten, 45, 112
Flushingzeit, 97, 98
Flusseinträge, 134
Flussfrachten, 137
Flutdominanz, 20
Fourieranalyse, 12, 20, 25, 37, 93, **185**
    Fourierkoeffizienten, 185
    Fouriersumme, 185
    Messdaten, 185
    Simulationsergebnisse, 185
Frühjahrsblüte, 108, 110, 112, 130, 132, 136, 139, 143
funktionelle Gruppe, 5, 43
funktionelle Gruppen, 43
GEMBASE, 5
General Estuarine Transport Model, 19
Gesamtfläche, 17
Gesamtmasse, 190
Geschwindigkeitskomponenten, 179
GETM, 19
gewichtetes Mittel, 179
Gezeiten, 20
Gitter, 16, 17, 29
Gitterauflösung, 26
Gitterverfeinerung, 179
Gitterzelle, 179
Gleichgewichtsprofil, 81
Gradient, 27
Hauptachsentransformation, 178
Hauptkomponentenanalyse, 175
Herbstblüte, 130, 136, 139, 143, 154
Hitzeperiode, 153
Hochwasser, 2, 20, 21, 115, 139
Implementation, 7, 9, 12
Integration, 9, 10
Jahresgang, 183, 187, 190
Küsten-Applikation, 2, 9
Klimaänderung, 146
Klimaforschung, 3
Kontinuitätsgleichung, 19
Kopplung, 7, 16, 18, 93
    an das benthische System, 30
Korngröße, 89
Korrektur, 96
    Geschwindigkeit, 28
    Gradienten, 27
    Randkorrektur, 26
    Strömungsfeld, 26
    Tiefenprofil, 28
    Trockenfall, 27
Lagrange'sche Beschreibung, 13
Lagrange'sche Bewegung, 18
Lagrange'sche Ensemble Methode, 2
Lagrange'sche Modellierung, 19
Lagrange'scher Ansatz, 6, 17
Lagrange'sches Modell, 2, 8, 18, 30
Licht, 34
    Adaptation, 49, 67, 141
    Einfluss der Lichtbedingungen, 141
Lichtabhängigkeit, 49, 66
Lichtinhibition, 145
Lichtlimitierung, 144
Liebig-Limitation, 48, 75, 156
Lotka-Volterra-Modell, 5
Lysis, 50, 68
Massenerhaltung, 16, 18, 26, 95, 189
Meiobenthos, 63, 119
Mesozooplankton, 45, 56, 111
Meteorologie, 3
microbial loop, 46, 113, 157
mikrobieller Kreislauf, 46
Mikrozooplankton, 45, **54**, 112
Modell
    Ökosystem-, 12, 43
    ökologisches, 5, 16
    benthisches Modell, 203
    benthisches Nutrientenmodell, 80

Beschreibung, 13
COCOA, 93
Differentialgleichungs-, 43
ERSEM, 1
Gebiet, 13
nicht-autonom, 11
pelagisches Modell, 197
Standardlauf, 93–123
Modellbezeichner, 194, 195
Modellergebnisse, 93–154
Modellfehler, 95
Modellkonfiguration, 17
Mondtide, 20, 187
Monte-Carlo-Methode, 23
Mortalität, 55, 57, 68
Multiskalität, 94
N:P-Verhältnis, 110, 130, 134, 137
Nährstoffe, 189
benthische, 114
pelagische, 103
Gradient, 104
Variationskoeffizient, 122
Nährstoffgradient, 129
Nährstofflimitation, 108
Nahrungsnetz, 43, 196
benthisch, 63
pelagisches, 45
Navier-Stokes-Gleichung, 7
Nicht-Diatomeen, benthische, 63, 118
Niedersächsisches Wattenmeer, 1, 13, 15, 26
Niederschlag, 11, 41, 102
Niedrigwasser, 2, 20, 21, 115, 138
Nipptide, 21
Nitrat
Eindringtiefe, 84, 115
Nitrifikation, 61, 85
Nordsee, 2, 11, 15, 25
Einfluss der Austauschrate, 132
Einfluss der Flusseinträge, 134
numerische Diffusion, 1, 16, 19
Nutrientenaufnahme, 51, 69
Oberflächenkonzentrationen, 89
Operator, 8, 181
Operator Splitting, 8
Operator-Splitting, 17, 181
Optimallicht, 141
orthonormale Basisvektoren, 186
Oszillationen, 12
Otzumer Balje, 13, 17
oxische Schicht, 64, 81
p-I-Kurve, 141
Parameter, 193, 197, 203
Pelagial, 2, 63
pelagisches System, 45
Periodendauer, 190
Periodenlänge, 190
Periodizität, 94, 185, 187
Quasi-, 94
Phosphatlimitierung, 108, 118, 145
Photoperiode, 138, 139, 183
Photosynthese, 138, 141, 183
Phytobenthos, 117, 139
Phytoplankton, 139, 141
benthisches, 117, 134
pelagisches, 107, 130, 133, 139
Pikophytoplankton, 45, 107
POC, 60
benthisch, 120
pelagisch, 113
POM
pelagisch, 112
Porenraum, 89
Porenwasser, 63
Konzentration, 80, 90
Profile, 81
Porenwasserkonzentration, 115
Porosität, 89
Prädation, 53, 54, 56, 58, 61, 69, 70, 74, 77
Prädatoren
benthische, 63, 119
epibenthische, 63, 119
Primärproduktion, 130, 133, 136, 138
pelagische, 107
Primärproduzenten, 45
benthische, 63, **65**, 117
pelagische, **46**, 107
principal components, 175
Produktivität, 49, 66, 141

Produktivitätskurve, 142
Pseudo-Kannibalismus, 45
Q_{10}-Wert, 38
Räuber-Beute-Kopplung, 121
Räuber-Beute-Zyklus, 112
räumliche Auflösung, 20
Radium, 100
    Halbwertszeit, 100
Randbedingungen, 25, 93
Random-Walk, 24
Reaktionsterm, 7, 18, 183, 190
Redfield-Verhältnis, 46, 47
Referenzlauf, 135
Relaxationszeit, 81
Remineralisation, 2, 192
Residenzzeit, 97
Respiration, 50, 56, 58, 60, 68, 73, 76, 88
Runge-Kutta-Verfahren, 9, 12
Salzgehalt, 40, 102
Sauerstoff, 39
    Eindringtiefe, 84, 114
    Trockenfall, 91
    Verbrauch, 88
Schwebstoff, 37, 93
Sediment, 2, 189
    Eindringtiefen, 84
    Euler'sches, 2
    Porosität, 87
    Schichten, 64, 80
Sedimentation, 2, 31, 52, 191
    Detritus, 61
Sedimentfresser, 63, 119
Sekundärproduzenten, 45
    benthische, **70**, 119
    pelagische, **53**, 111
Seston, 37
Siel, 40
    Einträge, 11, 125
Silikatlimitierung, 109, 119, 133, 145
Silikatregeneration, 61, 90
Simplex-Verfahren, 16
Simulationszeit, 95
Sinkgeschwindigkeit, 192
Skala, 17
Sonnentide, 20, 187
Spektrum, 187
Spiekerooger Rückseitenwatt, 1, 6, 13, 26
Spring-Nipp-Zyklus, 26, 95, 139, 185
Springtide, 21, 117, 139
Stützstellen, 179
Standardabweichung, 122
Standardlauf, 93–123
Stickstofflimitierung, 118
Stoffkreislauf, 13
Stoffkreislaufmodell, 1, 2, 5
Strömungsfeld, 7, 17–19, 21, 27, 179
Strömungsgeschwindigkeit, 36
Sturmflut, 146
Tag- und Nacht-Rhythmus, 1, 138, 155, 183
Tageszyklus, 140
Temperatur, 13, 38, 93, 95
Tide, 9, 16, 19–22, 139, 189
    Einfluss, 138
Tidenhub, 13
Tidenprisma, 97
Tidenzyklus, 1, 138
Tiefenprofil, 13
Tiger, 159
Top-Down-Ansatz, 5, 43
Trübheit, 36
Tracer, 2, 17, 18, 27, 31, 98, 189, 190
    passive, 18
    radioaktive, 100
Transport, 16–34
    Advektion, 7, 10, **19**, 189
    Bioturbation, 78
    Diffusion, 16, 23, 24, 32, 88
    partikuläres Material, 10, **33**, 128
Trockenfall, 16, 22, **27**, 91
turbulente Diffusion, 19, 23
Turbulenz, 36
Van't Hoffsche Regel, 38
Variationskoeffizient, 122
Verdunstung, 10, 11, 41, 102
Verweildauer, 97, 99
Vorhersagen, 3, 94
Voxel, **17**, 25, 27, 28, 91, 95
    Volumen, 29

Voxelvolumen, 30
WABLOT, 24
Wasserkörper, 2, 11, 15, 17, 18, 189
    Lagrange'sche, 2
Wasserstand, **20**, 22, 26, 189
    variabler, 189
Wassertiefe, 27–30, 36, 62, 63, 138, 190
    minimale, 22, 91
Watt, 13, 89
Wetter, 146
Wirkungslänge, 173
zeitschritt, 10
Zeitschritt, 11, 16, 17, 24, 94, 96, 181
    adaptiver, 9
Zeitschrittanpassung, 9
Zirkulationsmodell, 5, 16, 183
Zoobenthos, 119
Zustandsvariable, 5, 18, 45, 80, 185, 193