

Morphodynamische Modellierung der Biodeposition in einem Testfeld der Dithmarscher Bucht

Von THOMAS HIRSCHHÄUSER

Zusammenfassung

Die für die langfristige morphologische Entwicklung von Tidebecken bedeutsame Biodeposition wurde in ein vorhandenes morphodynamisches Modell integriert. Ziel dieser Vorgehensweise war es, ein Werkzeug zur Verfügung zu stellen, mit dem Parameter identifiziert werden können, die die Biodeposition maßgeblich beeinflussen. Dieses Werkzeug kann bei der Festlegung künftiger Forschungsschwerpunkte eine sinnvolle Unterstützung leisten. Durch kontinuierliche Weiterentwicklung und differenziertere Parametrisierungen kann es langfristig in der Lage sein, die quantitativen Auswirkungen der Biodeposition auf den Sedimenthaushalt in Tidebecken zu prognostizieren.

Das Modell verfügt über die Möglichkeit, Produktion, Resuspension und Zerfall von Kotpillen sowie Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen zu berechnen. Es wurde der generelle Einfluss des Zerfalls von Kotpillen und der Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen aufgezeigt. Weiterhin wurden die kritische Geschwindigkeit zur Erosion der Kotpillen $v_{cr,E,bio}$, die Besiedelungsdichte und die Primärproduktion als Einflussfaktor auf die Suspensionskonzentration im Rahmen von Sensitivitätsuntersuchungen variiert.

Untersuchungsgebiet war ein 1 km² großes Testfeld in der Dithmarscher Bucht, für das Messungen der Biodeposition in einem fünfmonatigen Zeitraum vorlagen.

Summary

A module was developed to simulate biodeposition in tidal areas. The model calculates production, resuspension, decay and consolidation of faecal pellets. Sensitivity studies were carried out to identify the role of several parameters for the overall biodeposition. The aim was to develop a tool to identify sensitive parameters for future investigations and to look into possibilities to simulate the complex processes of biodeposition and their impact on the morphology by means of simple approaches.

Inhalt

1. Einleitung	24
2. Modul zur Berechnung der Biodeposition	25
2.1 Berechnung der Biofiltration und -deposition	25
2.2 Zerfall der Kotpillen	26
2.3 Konsolidierung der zerfallenen Kotpillen	28
3. Modellgebiet Dithmarscher Bucht	31
3.1 Biodeposition	32
3.1.1 Gemessene Biodeposition	33
4. Rechenparameter	34
4.1 Bathymetrie und Sedimentverteilung	34
4.2 Modellgitternetz	34
4.3 Wasserstand und Windgeschwindigkeit Büsum	35
4.4 Besiedelungsdichte mit <i>Cerastoderma edule</i>	35
4.5 Parameter für das Teilmodul Biodeposition	38
4.6 Parameter für das Teilmodul Konsolidierung	38
5. Ergebnisse der morphodynamischen Rechnungen	38
5.1 Einfluss der Biodeposition	41

5.2 Einfluss des Zerfalls von Kotpillen	41
5.3 Einfluss der kritischen Geschwindigkeit für Erosion $v_{cr,E,bio}$	43
5.4 Einfluss der Besiedlungsdichte	44
6. Zusammenfassung	48
7. Schriftenverzeichnis	50

1. Einleitung

Morphologisch relevante biogene Prozesse (HIRSCHHÄUSER, 2003) sind – hauptsächlich wegen ihrer Bedeutung für den kohäsiven Sedimenttransport – in den letzten Jahren in zunehmendem Maße Gegenstand der Forschung geworden. Ihre Integration in numerische Modelle fand bis zum heutigen Zeitpunkt allerdings nur in sehr geringem Maße und auf Einzelfragen beschränkt statt. Die Gründe hierfür liegen in einer gegenüber der rein physikalischen Beschreibung des Sedimenttransports ausgeprägten Heterogenität durch die Verbreitung der relevanten Arten, in einer Komplexität der Prozesse mit vielen Einflussfaktoren und in der schwer prognostizierbaren Dynamik eines Ökosystems.

Dennoch erscheint es vor dem Hintergrund der hohen Relevanz dieser Vorgänge für die langfristige morphologische Entwicklung von Wattgebieten sinnvoll, den Versuch zu unternehmen, diese Vorgänge vereinfachend zu berücksichtigen. Der im Folgenden vorgestellte Ansatz versteht sich somit weniger als eine detaillierte Beschreibung der komplexen Prozesse, sondern eher als ein Schritt zur Verbesserung der langfristigen morphodynamischen Modellierung von Tidebecken.

Ein ingenieurmäßiger Beitrag, das Verständnis und die Modellierung der morphologisch relevanten biogenen Prozesse zu verbessern, kann nach BLACK et al. (2002) daher vor allem in folgenden Punkten liegen:

- Der Leistung eines Wissenstransfers, der durch die massive Forschung in diesem Bereich bedingt und aufgrund des Bedarfs in unterschiedlichen Fachdisziplinen notwendig ist.
- Der Durchführung von Sensitivitätsstudien: Die numerische Modellierung kann in diesem Zusammenhang einen bedeutenden Beitrag durch Sensitivitätsstudien leisten. Diese können die Bedeutsamkeit verschiedener Prozesse und der für die Prozessabbildung notwendigen Parameter aufzeigen und damit Forschungsschwerpunkte für die Zukunft legen. Dies erfordert allerdings, dass Abbildungen einzelner Prozesse in ein numerisches Modell integriert werden.

Aus den morphologisch relevanten biogenen Prozessen wurde zunächst die Biodeposition ausgewählt, um sie modular in das morphodynamische Modell TIMOR (HIRSCHHÄUSER u. ZANKE, 2002) zu integrieren. Der Biodeposition wird eine Rolle beim langfristigen Anwachsen der Watten zugeschrieben, da sie eine Senke für feinkörniges Sediment darstellen kann. Zur modellhaften Abbildung kann die Biodeposition durch folgende relevante Sedimentströme beschrieben werden:

- Filtration eines Wasservolumens mit suspendierten Feststoffen pro Individuum und Zeiteinheit
- Ablagerung in Form von Faeces und Pseudofaeces definierter Größe und kritischer Sohlschubspannung. Hiermit geht ein Wechsel der Korngröße und der kritischen Sohlschubspannung einher
- Zersetzung der Kotpillen durch Mikroorganismen nach einer Zerfallszeit und Umwandlung in die ursprüngliche Kornfraktion
- Konsolidierung der zerfallenen Kotpillen.

Die Auswahl der Biodeposition ist beispielhaft zu verstehen. Eine Erweiterbarkeit auf weitere morphologisch relevante biogene Prozesse ist gegeben.

Es wurde ein Modul entwickelt, was in der Lage ist, Produktion, Resuspension und Zerfall von Kotpillen sowie die Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen zu berechnen. Dieses Modul wurde auf ein 1 km² großes Testfeld in der Dithmarscher Bucht angewendet, in dem von GAST et al. (1984) die Biodeposition innerhalb eines fünfmonatigen Zeitraums gemessen wurde.

2. Modul zur Berechnung der Biodeposition

2.1 Berechnung der Biofiltration und -deposition

In Tab. 2.1 sind die für die morphodynamische Modellierung verwendeten Parameter zur artspezifischen Bestimmung der Biodeposition zusammengestellt.

Tab. 2.1: Parameter zur Berechnung der Biodeposition

	<i>Macoma balthica</i>	<i>Mytilus edulis</i>	<i>Cerastoderma edule</i>	<i>Mya arenaria</i>
Filtrationsrate f [l/h]	0.2	2	2	2
kritische Geschwindigkeit u _{cr, bio} [m/s]	0.3	0.3	0.3	0.3
Zerfallszeit Kotpillen [d]	14	14	14	14

Die Biodeposition errechnet sich volumetrisch als Sohländerung d_{bio} aus der Suspensionskonzentration c, der Filtrationsrate f und der Besiedlungsdichte zu

$$d_{\text{bio}} = \frac{c \cdot f \cdot \text{Ind_anz}}{\rho_s} \quad (2.1)$$

Die in der Kotpillenschicht enthaltene Masse pro m² bestimmt sich zu

$$Q_{\text{d,bio}} = c \cdot f \cdot \text{Ind_anz}. \quad (2.2)$$

Falls die kritische Schubspannungsgeschwindigkeit zur Erosion der Kotpillen u_{+cr, bio} überschritten wird, ergibt sich die Erosionsrate Q_{e, bio}, zu

$$Q_{\text{e,bio}} = Q_{\text{e,bio,theo}}, \quad (2.3)$$

falls der Speicherinhalt der Kotpillenschicht S_{bio} > Q_{e,theo,bio} und zu

$$Q_{\text{e,bio}} = S_{\text{bio}} \quad (2.4)$$

falls S_{bio} < Q_{e,theo,bio}.

Die maximal mögliche Erosionsrate ermittelt sich zu

$$Q_{e,bio,theo} = M \cdot p_{e,bio} \quad (2.5)$$

mit einer Erosionswahrscheinlichkeit von

$$p_{e,bio} = \left(\frac{u_*}{u_{*cr,bio}} \right)^2 - 1 \quad (2.6)$$

für $u_* > u_{*cr,bio}$.

M wurde zu $0,0005 \text{ kg}/(\text{m}^2 \text{ s})$ angesetzt. Dies entspricht der Obergrenze der von VAN RIJN (1993) vorgeschlagenen Werte für Erosionsraten von kohäsivem Sediment. Die Erosionsrate liegt somit an der Obergrenze der zu erwartenden Erosion.

Der Masseninhalt der Kotpillenschicht S_{bio} errechnet sich dabei aus

$$\frac{S_{bio}}{dt} = Q_{d,bio} - Q_{e,bio} - Q_{zerfall,bio} \quad (2.7)$$

2.2 Zerfall der Kotpillen

Um eine größtmögliche Annäherung an die Natur zu erreichen, wurde es als wesentlich angesehen, auch den in der Literatur beschriebenen Zerfall der Kotpillen im Modell zu berücksichtigen. Wird dieser nicht berücksichtigt, ergeben sich bei der Berechnung in vielen Bereichen unrealistisch hohe Mengen an abgelagertem Material, die aufgrund der erhöhten kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten zu permanenter Deposition kommen.

Aus den von BLACK (1980) durchgeführten Untersuchungen an *Macoma balthica* geht hervor, dass die Größe der Kotpillen und deren Zerfallszeit nur unwesentlich von der Größe des Individuums beeinflusst wird. Da für andere Arten keine vergleichbaren Untersuchungen vorlagen, die Größe aber scheinbar wenig Einfluss hat und die hier betrachteten Arten ohnehin im gleichen Größenbereich liegen, wurden die von BLACK ermittelten Werte für alle Arten übernommen.

Die von ihm ermittelte Zerfallszeit lag bei 16.3 Tagen bei ruhiger See und 7.6 Tagen bei stärkeren Winden. Da im Modell der Seegang zunächst unberücksichtigt bleiben sollte, wurde die Zerfallszeit $t_{zerfall}$ auf 14 Tage für alle betrachteten Arten festgesetzt.

Die Umsetzung in ein morphodynamisches Modell erfordert, dass die Kotpillendepositionsrates zum Zeitpunkt $t - t_{zerfall}$ bekannt ist, die der Menge an Kotpillen entspricht, die zum aktuellen Zeitpunkt zerfallen muss. Allerdings muss geprüft werden, ob die zum Zeitpunkt $t - t_{zerfall}$ ausgeschiedenen Kotpillen überhaupt noch vorhanden sind oder bereits zwischenzeitlich erodiert wurden. Erforderlich ist also, dass man die Sedimentationsgeschichte der Kotpillen im Modell berücksichtigen muss. Dies ist aus Speichergründen jedoch nicht für jeden Zeitschritt leistbar.

Daher wurde ein Approximationsverfahren eingeführt. Dieses ist in Abb. 2.1 dargestellt. Die Grundidee des Verfahrens ist es, die Sedimentationsgeschichte aus einer Reihe von Stützstellen zu berechnen. Dies ist nur dann Erfolg versprechend, wenn die Sedimentationsgeschichte vergleichsweise kleinen unsystematischen Fluktuationen unterliegt. Dies dürfte im

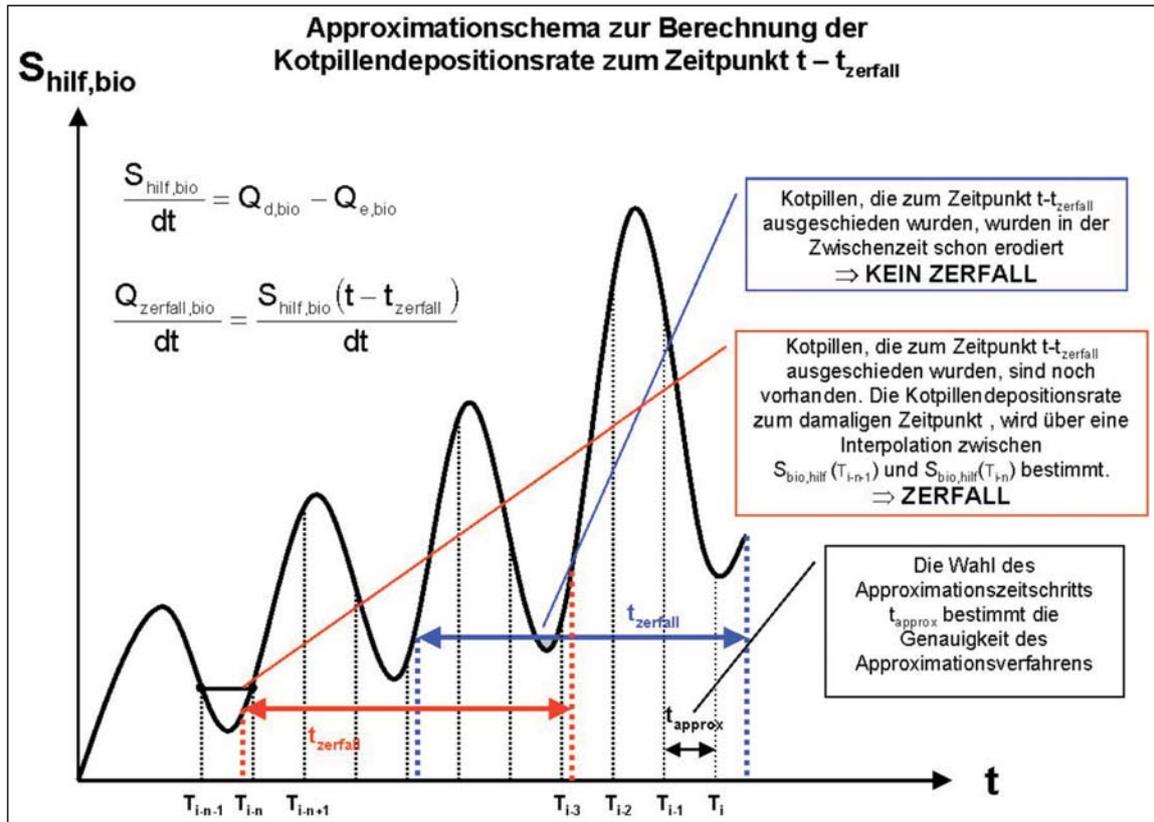


Abb. 2.1: Approximationsschema zur Berechnung der Kotpillendepositionsrates zum Zeitpunkt $t - t_{\text{zerfall}}$. BLAU: Die zum Zeitpunkt $t - t_{\text{zerfall}}$ abgelagerten Kotpillen wurden zwischenzeitlich bereits erodiert, daher kommt es zu keinem Zerfall. ROT: Hier sind die vor der Zerfallszeit abgelagerten Kotpillen noch vorhanden (Der Verlauf der Hilfsgröße $S_{\text{hilf,bio}}$ unterschreitet den damaligen Wert nicht.). Die Zerfallsrate ergibt sich aus der Kotpillendepositionsrates zum damaligen Zeitpunkt, die aus der Interpolation der vorhergehenden und nachfolgenden Stützstelle errechnet werden kann

vorliegenden Fall gegeben sein, da das Absetzverhalten in einem tidegeprägten Gebiet zyklisch verläuft. Erosion von Kotpillen ist nur dann möglich, wenn eine bestimmte kritische Geschwindigkeit überschritten wird, die jedoch aufgrund der Tidebewegung zyklisch auftritt. Das ermöglicht es, die Sedimentationsgeschichte durch eine geringe Anzahl von Stützstellen anzunähern. Die Kotpillendepositionsrates zu einem bestimmten Zeitpunkt kann dann durch lineare Interpolation der vor und nach dem interessierenden Zeitpunkt liegenden Stützstelle ermittelt werden.

Dies ist in Abb. 2.1 anhand von zwei Beispielen erläutert: Im blau markierten Fall kommt es zu keinem Zerfall von Kotpillen, weil die Kotpillen, die vor der Zerfallszeit (im Modell 14 Tage) abgelagert wurden, bereits zwischenzeitlich erodiert wurden. Dies ist daran zu erkennen, dass der Verlauf der Hilfsgröße, die sich aus der Bilanz aus abgelagerten und erodierten Kotpillen ergibt, zwischenzeitlich den Ausgangswert zum Zeitpunkt $t - t_{\text{zerfall}}$ unterschritten hatte. Im rot markierten Beispiel ist dies nicht der Fall. Die Zerfallsrate ist hier gleich der Kotpillendepositionsrates zum Zeitpunkt $t - t_{\text{zerfall}}$. Diese kann im Modell aus Speichergründen nicht ständig vorgehalten werden und wird daher durch lineare Interpolation von davor und dahinter gelegenen Stützstellen errechnet.

Erst wenn die Kotpille sich für eine vorher festgelegte Zeit in der Kotpillenschicht befunden hat und nicht erodiert wurde, kann sie zerfallen.

Die Kotpillenzerfallsrate ergibt sich also aus

$$\frac{Q_{\text{zerfall,bio}}}{dt} = \frac{S_{\text{hilf,bio}}(t - t_{\text{zerfall}})}{dt}, \quad (2.8)$$

falls die Hilfsgröße $S_{\text{hilf,bio}}(t - t_{\text{zerfall}})$ das Minimum der Hilfsgröße $S_{\text{hilf,bio}}$ für den gesamten Zeitraum von $t - t_{\text{zerfall}}$ bis t ist, was bedeutet, dass die zum Zeitpunkt $t - t_{\text{zerfall}}$ abgelagerte Kotpille in der Zwischenzeit nicht erodiert wurde.

Ansonsten gilt

$$\frac{Q_{\text{zerfall,bio}}}{dt} = 0. \quad (2.9)$$

Die Hilfsgröße $S_{\text{hilf,bio}}$ ermittelt sich als Bilanzgröße aus abgelagerten und erodierten Kotpillen zu

$$\frac{S_{\text{hilf,bio}}}{dt} = Q_{\text{d,bio}} - Q_{\text{e,bio}}. \quad (2.10)$$

Schließlich wird für jeden Zeitschritt der Masseninhalte der Kotpillenschicht berechnet.

2.3 Konsolidierung der zerfallenen Kotpillen

Weiterhin wurde es als wesentlich angesehen, die Konsolidierung der zerfallenen Kotpillen zu berücksichtigen.

Unter Konsolidierung wird der Vorgang verstanden, dass im kohäsiven Sediment gebundenes Wasser durch Eigengewichtsbelastung ausgetrieben wird. Dadurch verliert der Sedimentkörper an Volumen und ist gleichzeitig schwerer erodierbar. In den meisten Tidebecken spielt die Konsolidierung, anders als in Ästuaren, aufgrund der geringen Suspensionskonzentrationen nur eine untergeordnete Rolle. Im Fall der massenhaft produzierten Kotpillen ist dies jedoch anders, da Deposition größerer Mengen häufig in örtlich eng begrenzten Bereichen stattfindet.

Zur Integration der Konsolidierung von kohäsiven Sedimenten in das morphodynamische Modell TIMOR wurde ein Ansatz von TEISSON (1991) gewählt. Dieser unterteilt das Bodenprofil in eine Anzahl von Schichten, die einer Einteilung des Konsolidierungsvorgangs in mehrere Stadien entspricht.

Jede Schicht wird durch die Parameter Sedimentkonzentration, Aufenthaltsdauer $t_{\text{verweil},i}$ und die kritische Schubspannungsgeschwindigkeit für Erosion $u_{*,\text{cr},e,i}$ charakterisiert. Diese Werte müssen experimentell bestimmt werden. Die schematische Funktionsweise kann Abb. 2.2 entnommen werden.

Wesentliches Merkmal des Konsolidierungsmoduls ist, wie auch schon beim Zerfall der Kotpillen, dass die Sedimentationsgeschichte bekannt sein muss, da erst nach einer bestimmten schichtspezifischen Verweilzeit $t_{\text{verweil},i}$ Material in die darunter gelegene, stärker konsolidierte Schicht abgegeben wird. Hierzu ist es notwendig, eine Hilfsgröße $S_{\text{hilf},i}$ einzuführen, mit deren Hilfe überprüft wird, ob Material, das vor der schichtspezifischen Verweilzeit zugeführt wurde, noch vorhanden ist. Sie ergibt sich somit aus der Differenz zwischen Zugabe durch Deposition Q_{d} oder Abgabe aus der höhergelegenen Schicht $Q_{\text{k},i-1}$ und der Erosion $Q_{\text{e},i}$. Die Abgabe von Material in die untere Schicht $Q_{\text{k},i}$ bleibt für diese Hilfsgröße logischerweise unberücksichtigt.

Somit kann sich die Erosion von Material je nach Erosionsrate und Inhalt der Schichten über mehrere Schichten erstrecken.

Die Schnittstelle zwischen dem Teilmodul Biodeposition und dem Teilmodul Konsolidierung ist die Übergabe der zerfallenen Kotpillen $Q_{\text{zerfall,bio}}$ an die erste Schicht des Teilmoduls Konsolidierung.

Dies ist schematisch in Abb. 2.3 dargestellt.

Das beschriebene Modul zur Berechnung der Biodeposition wurde für ein 1 km² großes Testfeld innerhalb der Dithmarscher Bucht angewendet.

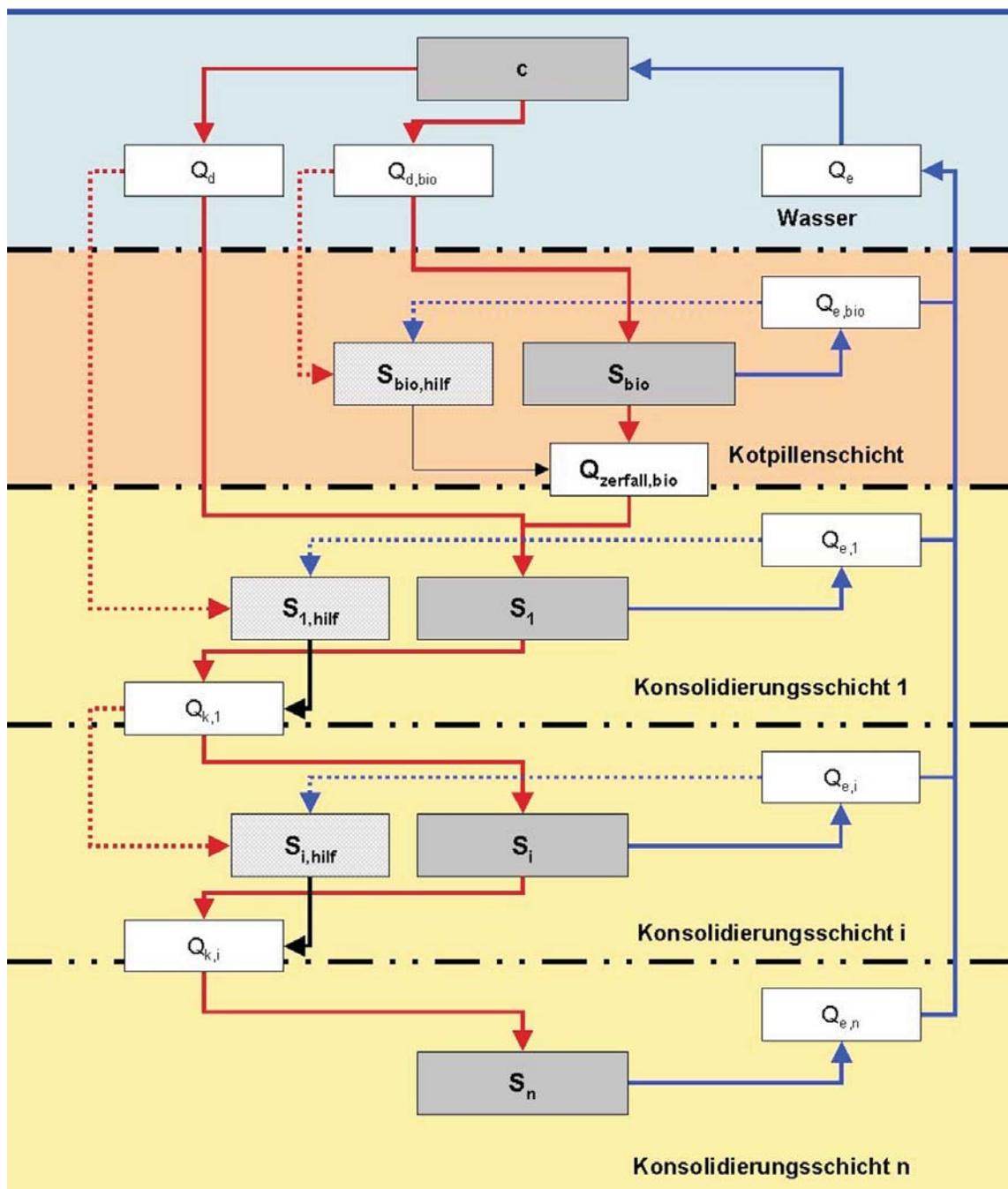


Abb. 2.3: Schematische Darstellung der Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen. Graue Kästen: Masseninhalt; grau melierte Kästen: Hilfsgrößen; weiße Kästen: Sedimentströme; rote Pfeile: Deposition; blaue Pfeile: Erosion

3. Modellgebiet Dithmarscher Bucht

Die Dithmarscher Bucht befindet sich nördlich der Elbmündung an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste. Das in der Dithmarscher Bucht gelegene Wattgebiet wird im Norden, Osten und Süden vom Festland begrenzt. Im Zuge der Ausführung des Generalplans *Deichverstärkung, Deichverkürzung und Küstenschutz in Schleswig-Holstein* wurden Anfang der 70er-Jahre der östliche Teil der Dithmarscher Bucht durch eine Deichlinie abgegrenzt und der Flutraum um 31 km² verringert. Aufgrund dieses Eingriffs in das Tideregime des Wattstroms Piep und seiner Nebenpriele Wöhrdener Loch, Kronenloch sowie Sommerkoog-Steertloch kam es während der Bautätigkeit und nach Fertigstellung der Deichlinie zu starken morphologischen Veränderungen. Das Untersuchungsgebiet ist in seiner Lage in Abb. 3.1 dargestellt.

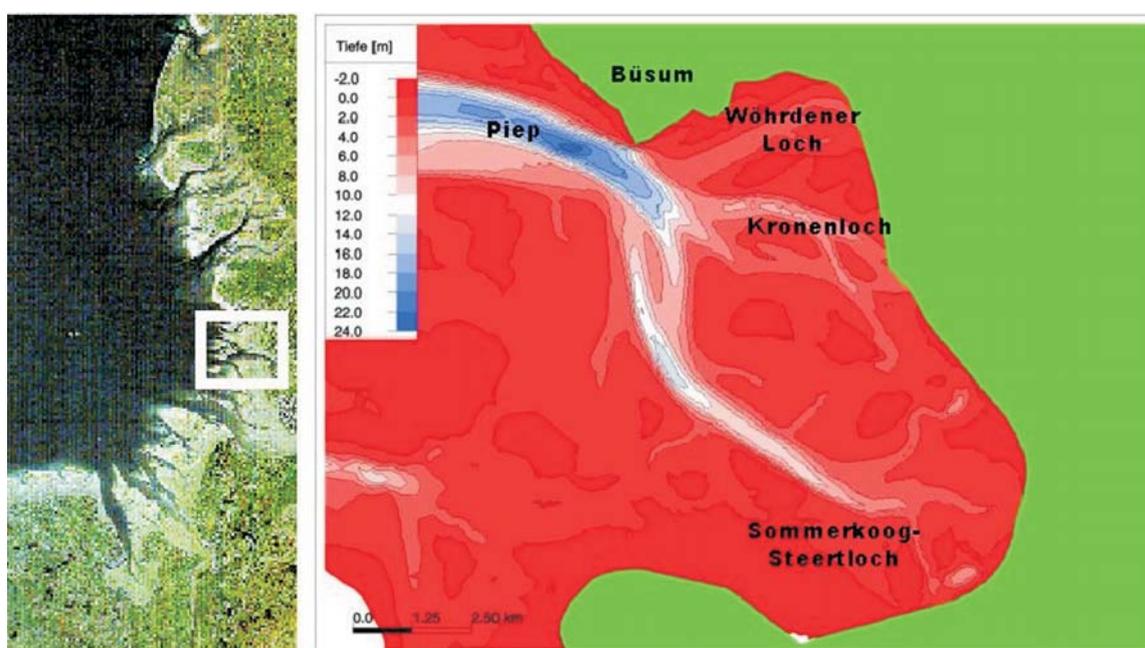


Abb. 3.1: Untersuchungsgebiet Dithmarscher Bucht. Links: Lage in der Deutschen Bucht; rechts: Tiefenverteilung 1979

Im Wattgebiet östlich von Büsum und nördlich des Wöhrdener Lochs liegt ein ca. 1 km² großes Testfeld, welches im Rahmen des Forschungsprogramms *Schlicksedimentation an der deutschen Nordseeküste* (FIGGE, 1984) Ende der siebziger Jahre intensiv untersucht wurde. Aufgrund der hohen Informationsdichte konzentriert sich die morphodynamische Modellierung auf dieses Testfeld im nördlichen Teil der Dithmarscher Bucht. Es ist in Abb. 3.2 dargestellt.

Von besonderem Interesse für die Arbeit sind die Untersuchungen von GAST et al. (1984) bezüglich Sedimentverteilung und Schlicksedimentation im Testgebiet sowie die Untersuchungen von THIEL et al. (1984) mit Schätzungen zu Auswirkungen biogener Prozesse auf die Sedimentdynamik.

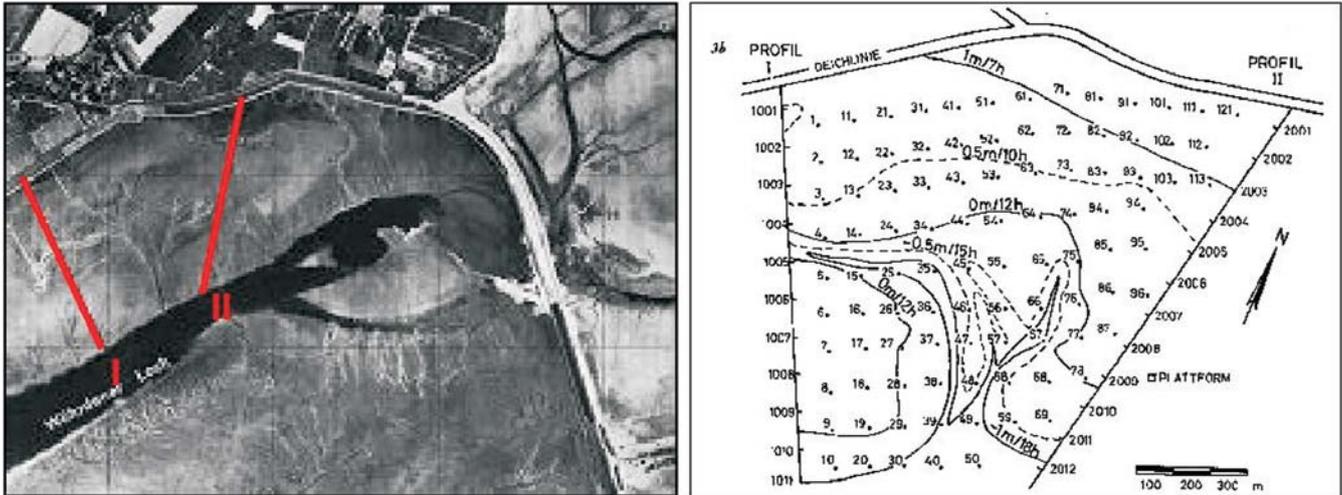


Abb. 3.2: Lage des Testfeldes in der Dithmarscher Bucht begrenzt durch Profil I u. II. Links: Luftbild; rechts: Tiefenverteilung, Wasserbedeckungszeit und Stationsnummerierung

3.1 Biodeposition

GAST et al. (1984) führten auch eine mikroskopische Untersuchung der kotpillenbedeckten Wattoberflächen durch. Die Arbeiten erfolgten in dem Testgebiet an den Stationen 53, 54 und 55 (vgl. Abb. 3.2). Sechs Proben wurden labortechnisch untersucht und Kotpillen einer Größe von 0.1 bis 0.4 mm gefunden. Diese Werte entsprechen einem Vielfachen des Korndurchmessers des Sediments, welches von *Cerastoderma edule* filtriert wird. Abb. 3.3 rechts zeigt deutlich die hervorgerufene Veränderung der lokalen Korngrößenverteilung aufgrund der Biodeposition.

THIEL et al. (1984) kartierten in den Jahren 1978 bis 1980 mehrfach die Besiedlungsdichte von insgesamt 29 Tierarten, die einen Einfluss auf die morphologische Entwicklung haben. Die Bestimmung der Besiedlungsdichte erfolgte an 121 Stationenpunkten, mit denen das Testgebiet überzogen wurde (vgl. Abb. 3.2). Es wurden Stechproben für eine Laborauswertung

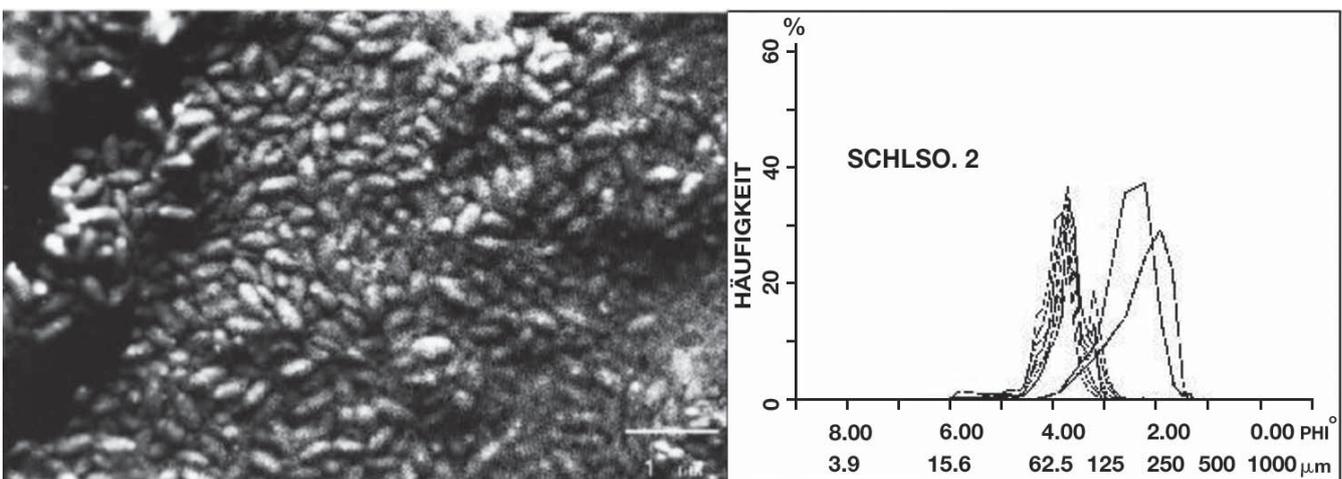


Abb. 3.3: Kotpillenbedeckte Schlickoberfläche (links) und Beeinflussung der Korngrößenverteilung (rechts) nach GAST et al. (1984)

entnommen und zusätzlich fotografische Aufnahmen der Sedimentoberfläche gemacht. Anhand von Kriechspuren, Kothaufen und Löchern konnten indirekt auch tiefer im Watt lebende Organismen erfasst werden. Zudem konnte die Verbreitung höherer Pflanzen und Algen bestimmt werden.

Die Biodeposition im Testgebiet beschränkte sich auf drei Muschelarten: *Cerastoderma edule*, *Macoma balthica* und *Mya arenaria*. Alle drei filtrieren bodennahes Wasser und scheiden die eingesaugten Feinsedimente in Form von Kotpillen wieder aus. Es gibt noch eine Vielzahl weiterer Organismen, die Biodepositionsraten erbringen, doch kann deren Leistung vernachlässigt werden (THIEL et al., 1984). Tab. 3.1 gibt einen Überblick über die maximale Biodepositionsleistung dieser drei Muschelarten bezogen auf das Testfeld.

Tab. 3.1: Maximale Biodeposition filtrierender Organismen im Testgebiet (THIEL et al., 1984)

Art	Maximale Individuendichte [-/m ²]	Deposition [g/(m ² · d)]	Volumen [cm ³]	Schichtzunahme [mm/Monat]
<i>Cerastoderma edule</i>	1400	700	350	10.5
<i>Macoma balthica</i>	1000	43	21.5	0.1
<i>Mya arenaria</i>	100	2.5	1.3	0.04

Die Biodepositionsraten von *Macoma balthica* und *Mya arenaria* waren im Testgebiet im Vergleich zu der von *Cerastoderma edule* vernachlässigbar gering, weshalb sie für die Modellierung unberücksichtigt blieben.

3.1.1 Gemessene Biodeposition

Die mittelfristige Biodeposition wurde im Zeitraum einiger Wochen von GAST et al. (1984) untersucht. In orientierten Stechproben wurde ein später auch in Proben wiederauffindbarer Leithorizont ausgewählt. Von dieser Marke ausgehend ließen sich Sedimentations- oder auch Erosionsereignisse für den Zeitraum zwischen aufeinander folgenden Proben feststellen. In unterschiedlich orientierten Proben und an verschiedenen Stationen stellten die Autoren Sedimentation oder Erosion fest. Für Station 54 lagen folgende Beobachtungen vor:

Tab. 3.2: Sedimentation durch Biodeposition an Station 54 nach Beobachtungen von GAST et al. (1984)

Datum	Anzahl Tage	Tiefe des Leithorizonts [mm]	Sedimentzunahme aus direkter Beobachtung [mm]	Mittlere Zunahme [mm/d]
21.5.80		27		
6.7.80	46	50	23	0.5
1.9.80	101	66	16	< 0.3
18.10.80	148	81	15	> 0.3

4. Rechenparameter

Der Berechnungszeitraum war für alle durchgeführten morphodynamischen Rechnungen die Zeitspanne vom 7.5.1980 bis 18.10.1980. Morphologieänderungen wurden aber erst ab dem 21.5.80 zugelassen, also zu dem Zeitpunkt, wo die Erhebung der Biodeposition begann. Der Vorlauf von 14 Tagen ergibt sich aus der Notwendigkeit, eine realistische Anfangsbedingung für die Dicke der Kotpillenschicht zur Verfügung zu haben, die sich in diesem Zeitraum einstellen konnte. Gleichzeitig muss auch die Sedimentationsgeschichte der Kotpillen bekannt sein, um von Beginn der von GAST et al. (1984) untersuchten Periode Zerfall von Kotpillen zuzulassen.

4.1 Bathymetrie und Sedimentverteilung

Die Sohltopographie der Dithmarscher Bucht wurde mit Hilfe einer Bathymetrieaufnahme von 1979 erstellt. Diese Tiefenverteilung wurde im Modell als unerodierbar angenommen, um ausschließlich Veränderungen durch den Eintrag von Feinmaterial und insbesondere die Wirkung der Biodeposition untersuchen zu können.

Einerseits wird durch diese Herangehensweise vermieden, Transport, Erosion und Deposition von Ton-Schluff-Sand-Gemischen zu berechnen, was derzeit noch Gegenstand der Forschung ist (VAN LEDDEN, 2002). Jedoch ist die Annahme, dass ein Großteil der morphologischen Veränderungen auf den Wattflächen durch diese Fraktion verursacht wird, nicht unrealistisch. So berichtet RICKLEFS (2002) nach Untersuchung des suspendierten Materials in den Prielen der Dithmarscher Bucht, dass sich oberhalb von 1 m über der Sohle ausschließlich Sedimente kleiner als 0.06 mm befinden. Dies steht im Widerspruch zu einer berechneten Gleichgewichtskonzentration, die aus Sohlsediment, Geschwindigkeit und Rouse-Profil ermittelt werden kann. Dennoch wurde diese Erscheinung durch wiederholte Messungen bestätigt. Ähnliches wurde auch für suspendierte Sedimente innerhalb des Hörnumtiefs beobachtet (BERGER et al., 1998).

Für das Feinmaterial wurde ein Korndurchmesser von 0.002 mm angesetzt, was der Grenzdurchmesser zwischen Ton und Schluff ist. Als Dichte wurde 1700 kg/m^3 angesetzt.

Zu Beginn der Modellrechnung befindet sich das gesamte Feinkornmaterial in Suspension. Während der Modellrechnung entsteht kontinuierlich Feinkornmaterial durch Primärproduktion.

4.2 Modellgitternetz

Das Modell wurde so aufgebaut, dass im Bereich des Wöhrdener Lochs und des Testfeldes eine hohe räumliche Auflösung vorlag. Da das vorhandene hydrodynamische Modul ein explizites Verfahren zur Lösung der Flachwassergleichungen einsetzt, unterliegt es dem Courant-Friedrich-Levy-Kriterium. Daher geht mit einer hohen räumlichen Auflösung auch ein kleiner Zeitschritt einher. Es musste also eine Balance zwischen ausreichender Auflösung und vertretbar großem Zeitschritt gefunden werden. Da der Untersuchungszeitraum knapp 6 Monate betrug, hatte dieser Gesichtspunkt Bedeutung. Der erforderliche Zeitschritt für das in Abb. 4.1 dargestellte Gitternetz betrug 3 s.

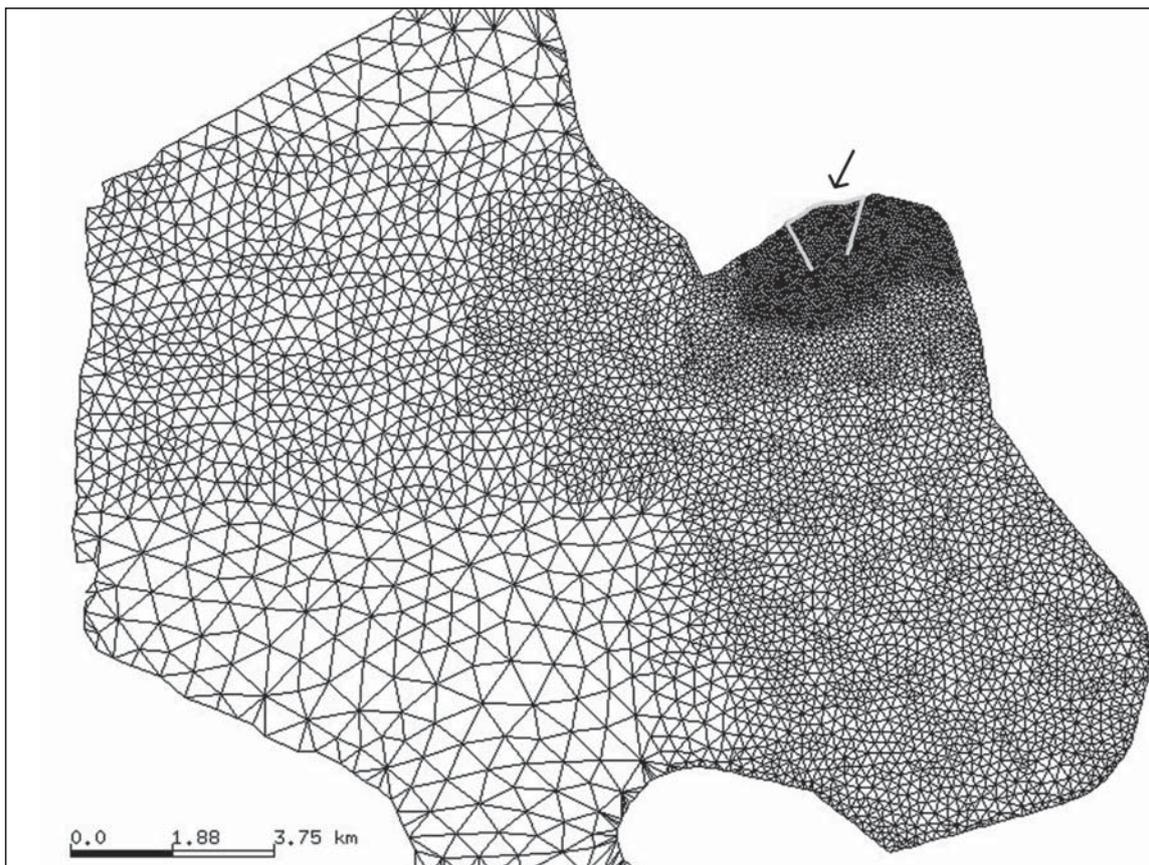


Abb. 4.1: Verwendetes Gitternetz Dithmarscher Bucht. Im Testfeld liegt eine hohe räumliche Auflösung vor

4.3 Wasserstand und Windgeschwindigkeit Büsum

In Abb. 4 sind die Wasserstandsganglinie am Pegel Büsum und die Windgeschwindigkeit an der Messstation Büsum dargestellt. Wie aus den Abbildungen hervorgeht, war der Zeitraum bis Mitte August relativ ruhig mit zwei leichteren Stürmen Ende Juni und Mitte Juli, die zu erhöhten Wasserständen geführt haben. Das stärkste Ereignis trat Ende August mit Windgeschwindigkeiten von mehr als 20 m/s und einem Windstau von über einem Meter auf. Mitte September trat noch einmal kurzzeitig ein stark erhöhter Wasserstand auf. Ein Datenausfall Anfang Oktober wurde durch die astronomische Tide ersetzt.

4.4 Besiedlungsdichte mit *Cerastoderma edule*

Aufgrund der vernachlässigbar geringen Biodepositionsrate anderer Arten wurde für die Modellierung nur die Biodeposition durch *Cerastoderma edule* berücksichtigt. THIEL et al. (1984) nahmen in den Jahren 1978 bis 1980 die Besiedlungsdichte von *Cerastoderma edule* an 121 Stationen des Testfeldes auf. Die Verwendung dieser Kartierungen zur Bestimmung einer Besiedlungsdichte an den im Testgebiet gelegenen Stationspunkten ist jedoch nur stark eingeschränkt möglich, da für den Zeitraum, an dem die Biodeposition erhoben wurde, an vielen Stationen keine auswertbaren Fotografien vorlagen.

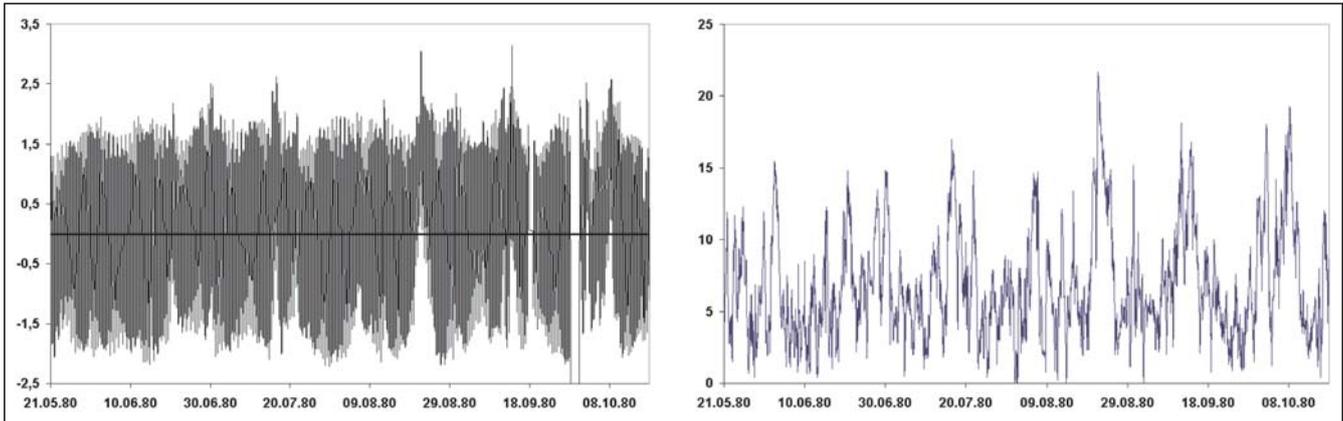


Abb. 4.2: Wasserstand (links) und Windgeschwindigkeit in m/s (rechts) Büsum 21.5.–8.10.80

Im Untersuchungszeitraum wurde aber eine Verlagerung der *Cerastoderma edule* Besiedelung festgestellt, was in Abb. 4.3 dargestellt ist. Die maximale Besiedelungsdichte lag für das gesamte 1 km² große Testfeld innerhalb des Untersuchungszeitraums von Juli 1978 bis November 1980 bei 800 Ind./m².

Aufgrund der verfügbaren Daten wurde die Besiedelungsdichte an allen Modellknoten, die im Bereich des *Cerastoderma edule* Feldes des Jahres 1980 liegen, auf 1000 Ind./m² festgelegt. Dies entspricht in etwa der kartierten Besiedelungsdichte an der Station 54 vom 15.9.1980.

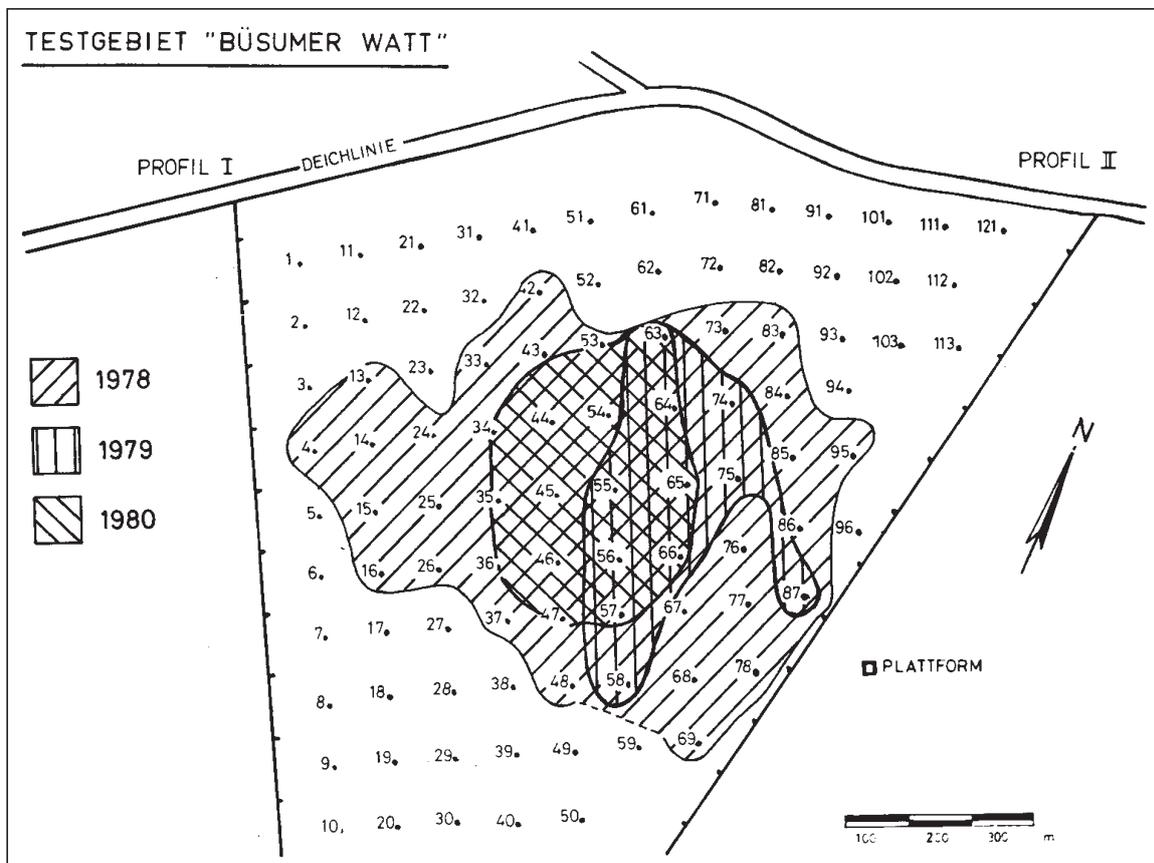


Abb. 4.3: Verlagerung des *Cerastoderma edule* Feldes im Testgebiet 1978–1980 (THIEL et al., 1984)

Für die Bestimmung der Besiedelungsdichte in der gesamten Dithmarscher Bucht liegen keine detaillierten Kartierungen vor.

GAST et al. (1984) erzielten zwar eine gute Korrelation zwischen dem Vorkommen von *Cerastoderma edule* und dem Sedimenttyp Schlicksand. Doch aufgrund der rein qualitativen Angaben bezüglich der Besiedelungsdichte von *Cerastoderma edule* und dem vermutlich geringen Stichprobenumfang ist dies nicht ausreichend, um eine Besiedelungsdichte für die außerhalb des Testgebiets gelegenen Knotenpunkte zu quantifizieren.

Innerhalb des in Abb. 4.3 dargestellten Verbreitungsgebietes von *Cerastoderma edule* in 1980 wurden 1000 Ind./m² angesetzt.

Da für den Rest der Dithmarscher Bucht keine verwertbaren Daten zur Besiedelungsdichte mit *Cerastoderma edule* vorlagen, wurde hier ein Ansatz zur synthetischen Generierung einer Besiedelungsdichte auf Basis der hierarchischen Biotopklassifikation angewendet (HIRSCHHÄUSER, 2003). Die Ergebnisse der hierarchischen Biotopklassifikation sind in Abb. 4.4 (links) dargestellt.

Ausgehend von den von GAST et al. (1984) kartierten Wattsedimenttypen und der Bathymetrie des Gebietes konnten mögliche Biotope ermittelt und daraus eine mittlere Besiedelungsdichte mit *Cerastoderma edule* abgeleitet werden.

Im südöstlichen Teil der Bucht lagen keine zuverlässigen Sedimentdaten vor, weshalb hier auf eine Biotopzuweisung verzichtet wurde. Dies wurde aber als nicht nachteilig angesehen, da der Schwerpunkt der Untersuchung auf dem 1 km² großen Testfeld nordöstlich von Büsum liegen sollte.

Im Rahmen von Voruntersuchungen zeigte sich jedoch, dass Biodepositionsraten von *Cerastoderma edule* erst ab einer Besiedelungsdichte von 100 Ind./m² Bedeutung haben. Da jedoch mit Ausnahme des Testfeldes über die hierarchische Biotopklassifikation im gesamten Gebiet eine maximale Besiedelungsdichte von 23 Ind./m² berechnet wurde, wurde die Besiedelungsdichte um den Faktor 10 erhöht. Dieser kann als der Maximalwert der Zuweisung über die hierarchische Biotopklassifikation verstanden werden, da die Besiedelungsdichte für ein Biotop im logarithmischen Maßstab beschrieben ist. Die in den Modellrechnungen standardmäßig angesetzte Besiedelungsdichte ist in Abb. 4.4 (rechts) dargestellt.

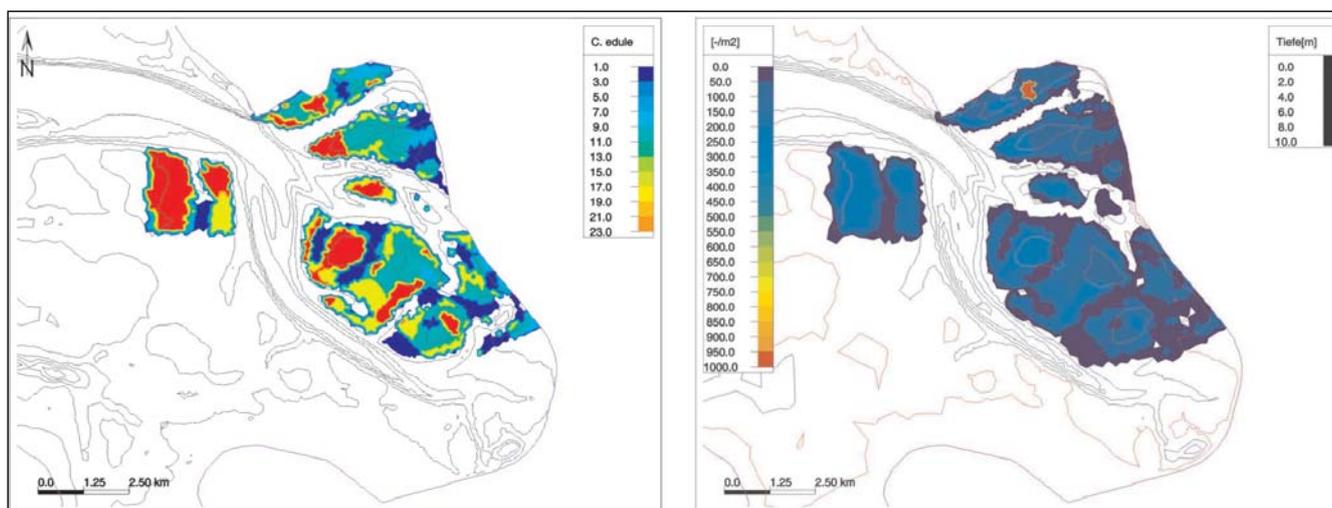


Abb. 4.4: Synthetisch generierte (links) und in den Modellrechnungen angesetzte Besiedlungsdichte (10-mal so hoch) (rechts) mit *Cerastoderma edule*. Es wurden unterschiedliche Skalen verwendet

4.5 Parameter für das Teilmodul Biodeposition

Für *Cerastoderma edule* wurde eine Filtrationsrate von 2 l/h angesetzt. Die entstehenden Kotpillen besitzen eine kritische Geschwindigkeit für Erosion $v_{cr,E, bio}$ von 0,3 m/s. Werden Kotpillen nicht erodiert, so zerfallen sie nach einer Zerfallszeit von 14 Tagen in das Ausgangsmaterial.

4.6 Parameter für das Teilmodul Konsolidierung

Zur Modellierung der Konsolidierung von Feinkornmaterial, insbesondere der zerfallenen Kotpillen, wurden 10 Schichten angesetzt. Die schichtspezifischen Parameter Dichte, Aufenthaltsdauer und kritische Schubspannungsgeschwindigkeit wurden von TEISSON (1991) übernommen, da für die Dithmarscher Bucht keine Daten vorlagen.

5. Ergebnisse der morphodynamischen Rechnungen

Vom 21.5.–18.10.1980 wurde in diesem Gebiet mehrfach die Biodeposition von GAST et al. (1984) aufgenommen. Gleichzeitig wurde der Bestand ausgewählter Spezies überwacht. Für diesen Zeitraum bestand somit die Möglichkeit, berechnete Biodepositionsraten mit natürlichen zu vergleichen.

Aufgrund der Unschärfen in der Bestimmung einzelner Parameter und der Vernachlässigung anderer morphologisch relevanter biogener Prozesse sollten die Rechnungen jedoch nicht dazu benutzt werden, Modellparameter zu kalibrieren. Vielmehr sollten Sensitivitätsstudien durchgeführt werden, in denen verschiedene Einflüsse auf die Ergebnisse der Modellierung untersucht wurden.

Dabei sollten mögliche Einflussfaktoren auf ein Minimum beschränkt bleiben, um Aussagen über sensitive Faktoren treffen zu können. Das führte zu folgenden Vereinfachungen:

Vernachlässigung des Seegangs: Die im Biodepositionsmodul implementierten Beziehungen wurden unter reinen Strömungsbedingungen ermittelt, weshalb eine Übertragung auf Seegangsbedingungen nicht gerechtfertigt erschien. Außerdem erschien der erhöhte Rechenaufwand vor dem Hintergrund, dass das Testgebiet sehr seegangsgeschützt liegt, nicht gerechtfertigt.

Ausschließliche Berücksichtigung von Feinkornmaterial: Zunächst sollte nur Feinkornmaterial berücksichtigt werden, da auch nur dieses Bedeutung für die Biodeposition hat. Dies führt zwar dazu, dass nicht die gesamte morphologische Veränderung im Modell berechnet wird, diese kann aber prinzipiell über lineare Superposition aus einer Biodepositionsrechnung und einer „gewöhnlichen“ morphodynamischen Rechnung ermittelt werden. Die prinzipielle Schwierigkeit ist darin zu sehen, dass das Verhalten von Ton-Schluff-Sand-Gemischen bezüglich Deposition und Konsolidierung, aber auch Erosion noch Gegenstand der Forschung ist (VAN LEDDEN, 2002), weshalb auch im morphodynamischen Modell TIMOR kein Ansatz vorliegt, um das Verhalten von solchen Ton-Schluff-Sand-Gemischen zu berücksichtigen.

Daher wurde nur mit einer Kornfraktion gerechnet. Die Ergebnisse spiegeln somit nicht die reale morphodynamische Veränderung, sondern nur die Veränderung durch Biodeposition und abiotische Deposition von Feinkornmaterial wieder.

Zur Anwendung kam das morphodynamische Modell TIMOR mit dem beschriebenen Erweiterungsmodul zur Berücksichtigung von Biodeposition und Konsolidierungsvorgängen.

Ziel der durchgeführten morphodynamischen Rechnungen war es, sensitive Parameter zu identifizieren, die die Biodeposition in Tidebecken maßgeblich beeinflussen, um darauf aufbauend Empfehlungen für künftige Naturuntersuchungen geben zu können. Langfristiges Ziel ist es, durch eine verbesserte Parametrisierung der morphologisch relevanten biogenen Prozesse ein Werkzeug zu schaffen, mit dem die morphologische Entwicklung von Tidebecken prognostiziert werden kann.

Es war nicht davon auszugehen, dass dies bereits mit dem vorliegenden Modul erreicht werden konnte, da die verwendeten Parameter nicht mit dem Ziel erhoben wurden, morphologisch relevante biogene Prozesse in ein morphodynamisches Modul zu integrieren. Außerdem dürften im vorliegenden Fall neben der Biodeposition noch weitere morphologisch relevante biogene Prozesse einen Beitrag zur morphologischen Entwicklung geleistet haben, weshalb die von GAST et al. (1984) erhobenen Naturdaten nur zur Abschätzung der Größenordnung und des Trends, nicht aber zur Kalibrierung der Modellparameter herangezogen werden sollten.

Die variierten Parameter der durchgeführten morphodynamischen Rechnungen sind in Tab. 5.1 zusammengefasst.

Tab. 5.1: Parameter der morphodynamischen Rechnungen. Grau unterlegt: Variierter Parameter

Rechnung	Zerfall von Kotpillen	Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen	$v_{cr,E,bio}$ [m/s]	Besiedelungsdichte
REF_BIO	ja	ja	0.3	Standard
OZERFALL	nein	nein	0.3	Standard
VCRE015	ja	ja	0.15	Standard
VCRE020	ja	ja	0.2	Standard
BIODICHTE_I	ja	ja	0.3	0.1*Standard
BIODICHTE_II	ja	ja	0.3	0.5*Standard
BIODICHTE_III	ja	ja	0.3	2*Standard
BIODICHTE_IV	ja	ja	0.3	10*Standard

Folgende Einflussfaktoren wurden untersucht:

- Genereller Einfluss der Biodeposition
- Einfluss des Zerfalls von Kotpillen
- Einfluss der kritischen Geschwindigkeit für Erosion der Kotpillen $v_{cr,E,bio}$
- Einfluss der Besiedelungsdichte

Die Rechnungen wurden einerseits flächenhaft ausgewertet, wobei jeweils die absoluten Tiefenänderungen und der auf die Referenzrechnung REF_BIO bezogene Tiefenunterschied im Untersuchungszeitraum herausgearbeitet wurden. Dies ermöglicht einen flächenhaften Überblick über den Einfluss des variierten Sensitivitätsparameters.

Zusätzlich ist die relative Tiefenänderung durch Biodeposition an einigen ausgewählten Knotenpunkten als Zeitreihe dargestellt. Hierdurch entsteht ein Eindruck der lokal sehr unterschiedlichen Auswirkungen bei Variation eines Sensitivitätsparameters. Zusätzlich sind in diese Darstellungen die Ergebnisse der Biodepositionsmessungen von GAST et al. (1984) eingefügt. Die Messpunkte wurden durch Geraden verbunden, um einen besseren Eindruck von dem Entwicklungstrend für die entsprechenden Zeiträume zu bekommen. Die Lage der ausgewählten Knotenpunkte ist in Abb. 5.1 dargestellt. Die zugehörigen Tiefenlagen, Entfer-

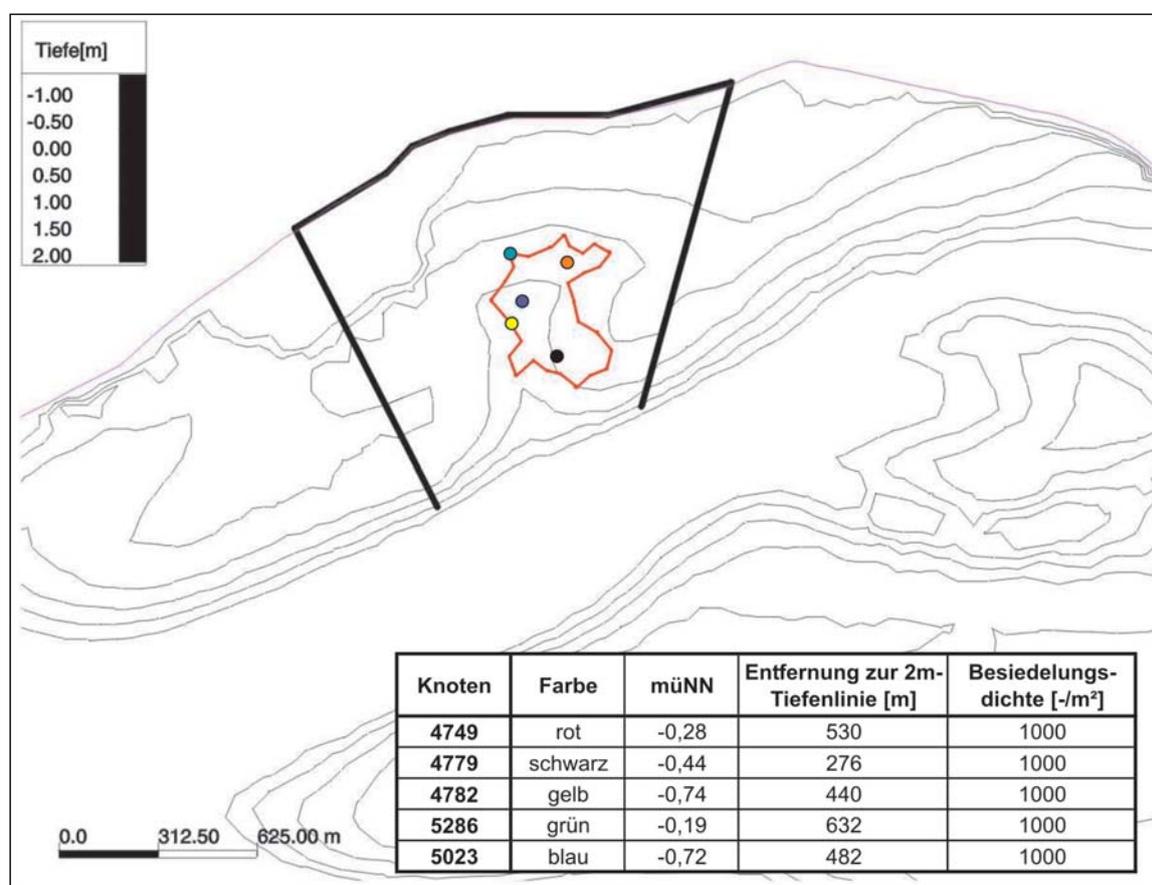


Abb. 5.1: Lage der ausgewählten Knotenpunkte; rote Umrandung: Lage des *Cerastoderma edule* Feldes 1980: Im Modell mit 1000 Ind./m² angesetzt. Knoten 4749 entspricht der von GAST et al. (1984) untersuchten Position

nungen zur 2-m-Tiefenlinie und Besiedelungsdichten sind ebenfalls dieser Abb. zu entnehmen.

Die von GAST et al. (1984) untersuchte Position ist am ehesten dem Knoten 4749 (rot) zuzuordnen. Diese Zuordnung ist jedoch mit Unsicherheiten behaftet, da sie den grafischen Darstellungen von GAST et al. (1984) entnommen wurde. Lage- und Tiefenkoordinaten waren nicht dokumentiert.

5.1 Einfluss der Biodeposition

Die Größenordnung der Biodeposition kann aus einem direkten Vergleich der Rechnungen REF_BIO und REF (ohne Biodeposition) ermittelt werden. Dieser ist in Abb. 5.2 dargestellt. Sie liegt für den 5-monatigen Sommerzeitraum für Simulation REF_BIO im Bereich des Testfeldes bei ungefähr 5 cm, was in der Größenordnung der von GAST et al. (1984) an Station 54 gemessenen Biodeposition von 5,4 cm liegt. Die Menge der Biodeposition hängt stark von den im Folgenden variierten Parametern ab, weshalb ihr absoluter Betrag stets im Zusammenhang mit der Sensitivität der entsprechenden Parameter betrachtet werden sollte.

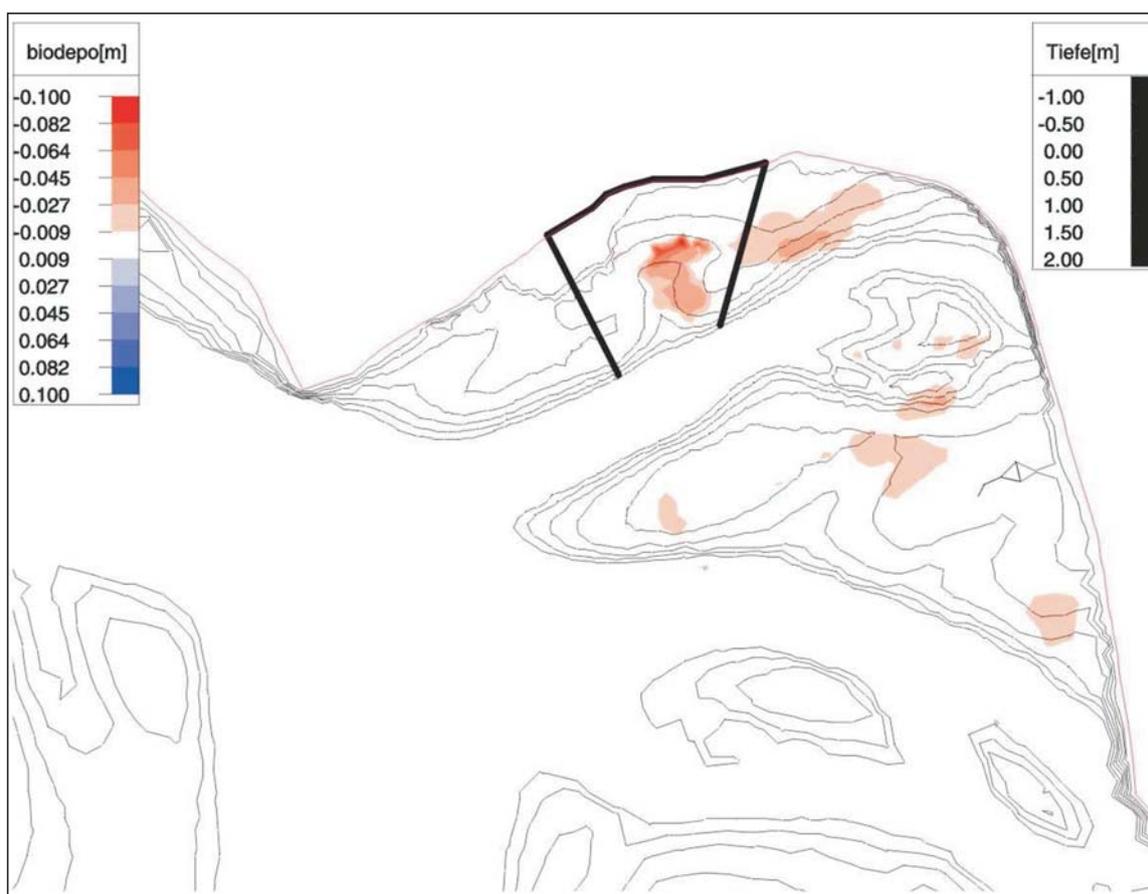


Abb. 5.2: Einfluss der Biodeposition: Differenz REF_BIO – REF

5.2 Einfluss des Zerfalls von Kotpillen

Es wurde als wesentlich angesehen, den Zerfall von Kotpillen im Modell zu berücksichtigen, da ansonsten eine unrealistisch hohe Biodeposition berechnet wird. Dies geht aus Abb. 5.3 hervor. In weiten Teilen des Wattgebietes zwischen Wöhrdener Loch und Kronenloch wird eine starke Deposition berechnet. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die abgelagerten Kotpillen nicht zerfallen und daher die relativ hohe kritische Geschwindigkeit für Erosion $v_{cr,E, bio}$ von 0,3 m/s beibehalten. Im Bereich des Testfeldes liegt die Größenordnung der Biodeposition ebenfalls deutlich zu hoch im Vergleich zu der gemessenen Biodeposition

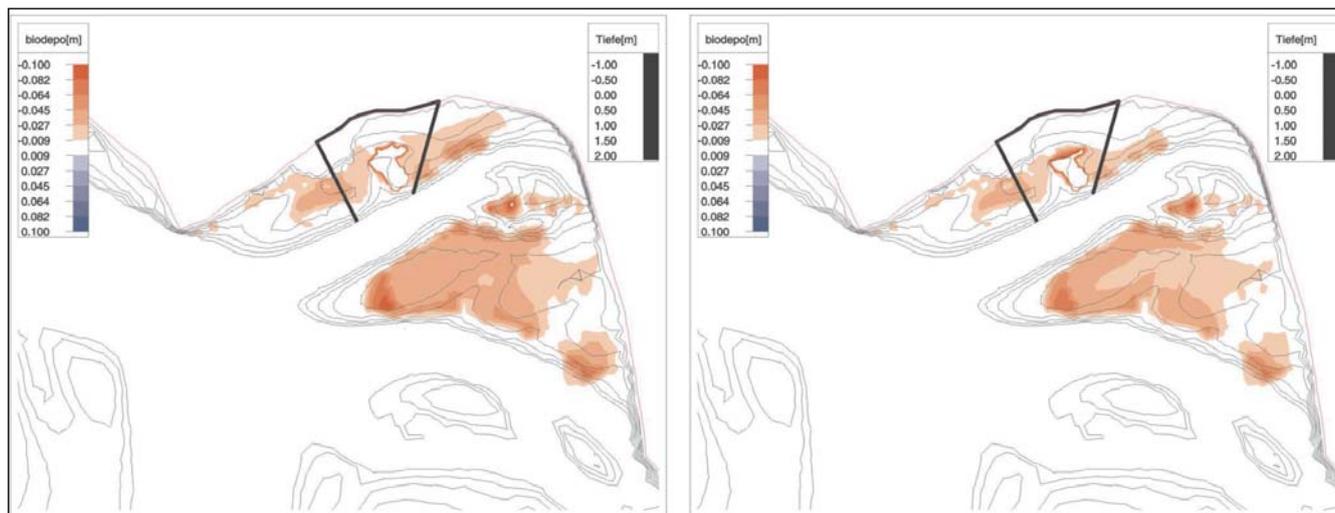


Abb. 5.3: Einfluss des Zerfalls von Kotpillen: Links: Tiefenänderung innerhalb des Untersuchungszeitraums OZERFALL. Rot: Sedimentation; rechts: Differenz zu REF_BIO. Rot: höhere Biodeposition in OZERFALL. Teilweise Skalenwertüberschreitung

von 5,4 cm. Es wird ein mehr oder weniger gleichmäßiges Anwachsen berechnet. Dies ist der Tiefenentwicklung an einigen ausgewählten Knotenpunkten zu entnehmen, die in Abb. 5.4 dargestellt ist. Die Biodeposition wird weder von der Größenordnung noch vom Trend (stärkerer Anstieg im Zeitraum bis zum 6.7.80) wiedergegeben.

Schon TEN BRINKE u. DRONKERS (1993) zeigten, dass die Nettobiodeposition weitaus geringer ist als die über Besiedlungsdichte, Suspensionskonzentration und Filtrationsrate berechnete Bruttobiodeposition, bei der der Zerfall und die Resuspension der Kotpillen nicht berücksichtigt werden. Für den Bereich der Osterschelde ermittelten sie eine gegenüber der gemessenen Akkumulation dreimal so hohe Bruttobiodeposition.

Die Berechnungsergebnisse im Bereich des Testfeldes liegen in einer ähnlichen Größenordnung: Je nach Lokalität erreicht die Biodeposition ohne Berücksichtigung des Zerfalls das 1.5- bis 5-fache der Biodeposition in REF_BIO, was aus Abb. 5.4 hervorgeht.

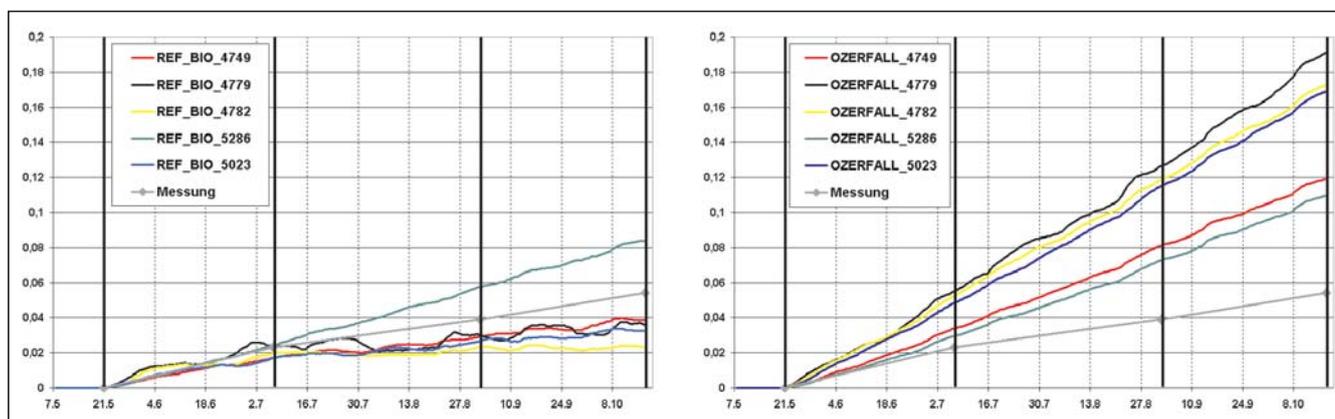


Abb. 5.4: Biodeposition [m] an ausgewählten Knoten. Links: REF_BIO; rechts: OZERFALL. Dicke vertikale Linien kennzeichnen die Zeitpunkte der Biodepositions-messung von GAST et al. (1984)

Hieraus wird zweierlei deutlich:

- Ein Modell zur Berechnung der Biodeposition muss den Zerfall der Kotpillen berücksichtigen, was im vorliegenden Modell durch das in Kap. 2.2 beschriebene Approximationsverfahren zur Berechnung der Kotpillendepositionsgeschichte realisiert wurde.
- Ohne ein Modell sind Aussagen über die Größenordnung der Nettobiodeposition nur schwer zu treffen, da die Menge der resuspendierten Kotpillen auf andere Weise kaum ermittelt werden kann.

Die Zerfallszeit wurde im Rahmen dieser Arbeit nicht variiert. Aufgrund der hohen Bedeutung des Zerfalls für die Resuspension wäre es wünschenswert, diese Größe in Naturmessungen detaillierter zu erheben, um die Abbildung des Zerfalls von Kotpillen im Modell verbessern zu können.

5.3 Einfluss der kritischen Geschwindigkeit für Erosion

$$v_{cr,E,bio}$$

Im Allgemeinen bewirkt eine Verringerung der kritischen Geschwindigkeit für Erosion $v_{cr,E,bio}$, dass es zu geringerer Nettobiodeposition kommt, da die Resuspension von abgelagerten Kotpillen erleichtert wird. Dies wird in Abb. 5.5 deutlich. Auf dem Wattgebiet zwischen Wöhrdener Loch und Kronenloch kommt es bei kleinerem $v_{cr,E,bio}$ zu geringerer Biodeposition. Dies kann auch anhand der Zeitreihen der Biodeposition einiger ausgewählter Knotenpunkte beobachtet werden (Abb. 5.6). Beispielsweise kommt es an den tiefer gelegenen Knotenpunkten 4779 (gelb) und 4782 (schwarz) nur noch temporär zu einer Nettobiodeposition. Die erleichterte Resuspension führt zu einer Erhöhung des Niveaus der Suspensionskonzentrationen. Daher kann es in geschützten Bereichen von Muschelfeldern sogar zu einer leichten Erhöhung der Biodeposition kommen (vgl. Abb. 5.5). Dies ist im Testfeld beispielsweise an Knotenpunkt 5286 (grün) der Fall. Am Knotenpunkt 4749 (rot), der am ehesten der von GAST et al. (1984) untersuchten Position entspricht, wirkt sich eine Variation von $v_{cr,E,bio}$ bezüglich der Nettobiodeposition nicht so stark aus, weshalb auch keine Empfehlung zur Größe von $v_{cr,E,bio}$ gegeben werden kann. Hier machen sich beide angesprochenen Effekte bemerkbar: Je kleiner $v_{cr,E,bio}$ ist, desto größer ist die *Schwankung* in der Nettobiodeposition: Kotpillen werden leichter erodiert, gleichzeitig ist aber auch die Biodeposition aufgrund der höheren Suspensionskonzentrationen höher (vgl. Zeitraum 24.9.–8.10. für Knoten 4749 in Abb. 5.6).

Trotz der genannten Unterschiede bestehen in den Verteilungsmustern der Biodeposition bei Variation von $v_{cr,E,bio}$ große Ähnlichkeiten (vgl. Abb. 5.5 oben und unten links mit Abb. 5.2). Dies liegt einerseits daran, dass auf den Wattflächen die Tidestromgeschwindigkeiten über die meiste Zeit sehr gering sind und andererseits Kotpillen, selbst wenn sie nicht erodiert werden, nach 14 Tagen zerfallen, wonach sie leicht erodierbar sind.

Die Festlegung eines Wertes für die kritische Geschwindigkeit für Erosion $v_{cr,E,bio}$ ist ein wesentlicher Parameter, um die Resuspension von Kotpillen zu berechnen. Es ist zu vermuten, dass diese Größe in der Natur eine starke Heterogenität aufweist und somit für die Modellierung schwer zugänglich ist. Andererseits konnte gezeigt werden, dass die Verteilungsmuster der Biodeposition bei Variation dieses Parameters starke Ähnlichkeiten zueinander aufwiesen. Dennoch wäre es wünschenswert, eine Vielzahl von Untersuchungen zur Messung dieses Parameters zur Verfügung zu haben. Aufgrund der Heterogenität des Parameters wird man aber wahrscheinlich auf absehbare Zeit mit Sensitivitätsuntersuchungen Vorlieb nehmen müssen.

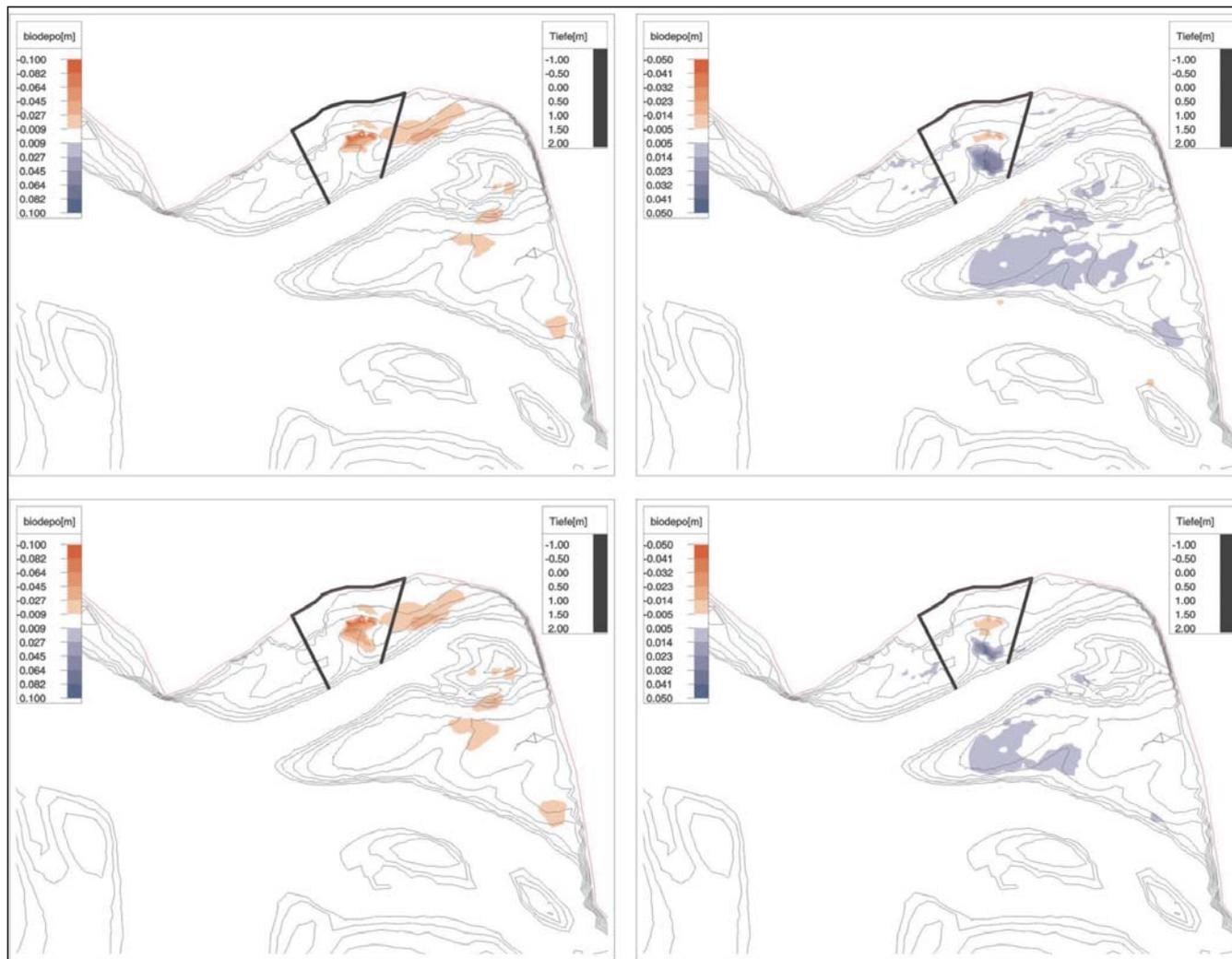


Abb. 5.5: Einfluss der kritischen Geschwindigkeit für Erosion $v_{cr,E,bio}$ der Kotpillen: Links oben: Tiefenänderung innerhalb des Untersuchungszeitraums VCRE015. Rot: Sedimentation; rechts oben: Differenz zu REF_BIO. Rot: höhere Biodeposition in VCRE015; links unten: Tiefenänderung innerhalb des Untersuchungszeitraums VCRE020. Rot: Sedimentation; rechts unten: Differenz zu REF_BIO. Rot: höhere Biodeposition in VCRE020

5.4 Einfluss der Besiedlungsdichte

Die angesetzte Besiedlungsdichte wurde in den Rechnungen BIODICHTE_I bis BIODICHTE_IV variiert. Dabei betrug die angesetzte Besiedlungsdichte im Vergleich zur Referenzrechnung REF_BIO 10% für BIODICHTE_I, 50% für BIODICHTE_II, 200% für BIODICHTE_III und 1000% für BIODICHTE_IV.

Die Besiedlungsdichte kann örtlich stark variieren. Die Variation des Parameters wurde so angesetzt, dass bei einer Erhöhung um den Faktor 10 gegenüber der Referenzrechnung eine maximale Besiedlungsdichte von 10 000 Ind./m² erreicht wurde. Dies ist die maximale bisher dokumentierte Besiedlungsdichte von *Cerastoderma edule*.

Die Beziehung zwischen Besiedlungsdichte und Nettobiodeposition ist nichtlinear und

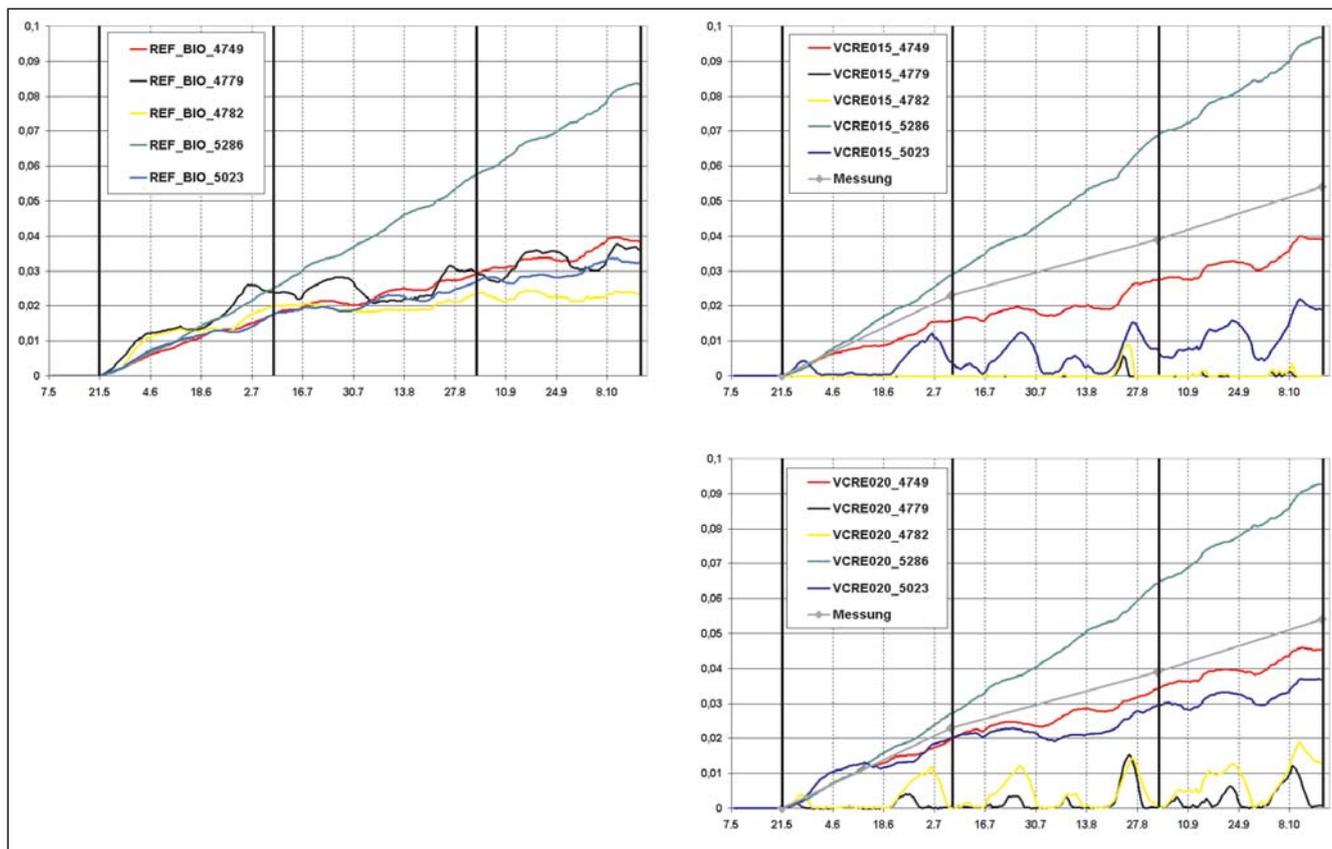


Abb. 5.6: Biodeposition [m] an ausgewählten Knoten. Oben links: REF_BIO; oben rechts: VCRE015; unten rechts: VCRE020. Dicke vertikale Linien kennzeichnen die Zeitpunkte der Biodepositions-messung von GAST et al. (1984)

örtlich sehr variabel. Dies liegt daran, dass die Ablagerung linear abhängig von der Besiedlungsdichte ist, die Erosionsmenge aber unabhängig von ihr bleibt. Dies erklärt, warum beispielsweise in Rechnung BIODICHTE_IV (Abb. 5.7 unten rechts) eine Nettobiodeposition in Bereichen auftritt, in denen bei geringerer Besiedlungsdichte gar keine Nettobiodeposition auftritt, wie im Falle eines Flachs im Kronenloch. In diesem Fall kann man von einer *Grenzbesiedlungsdichte* sprechen, ab der überhaupt eine Nettobiodeposition auftritt. Hinzu kommen noch indirekte Wirkungen, wie zum Beispiel die Herabsetzung des Niveaus der Suspensionskonzentration bei sehr starker Biodeposition. Teilweise können höhere Besiedlungsdichten sogar zu geringerer Biodeposition führen. Dies ist in Abb. 5.8 unten rechts im hinteren Teil des Testfeldes zu erkennen. Die Ursache hierfür ist darin zu sehen, dass durch hohe Besiedlungsdichten die Suspensionskonzentration lokal signifikant herabgesetzt wird. Im Modell wirkt dieser Effekt umso stärker, da angenommen wird, dass Muscheln Feststoffe mit konstanter Filtrationsrate unabhängig von der Suspensionskonzentration beziehungsweise dem Nährstoffangebot aus dem Wasser heraus ziehen. Nach IGLESIAS et al. (1992) ist die Filtrationsrate wesentlich konstanter als die Menge der aufgenommenen Fest- oder Nährstoffe. Allerdings kann vermutet werden, dass bei hohen Suspensionskonzentrationen die Filtrationsrate sinkt. Arbeiten, die das belegen, liegen jedoch nach Wissen des Autors zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht vor.

Die als konstant angesetzte Filtrationsrate führt dazu, dass konvektiv transportierte Feststoffe in hinteren Bereichen von Muschelfeldern nicht mehr ankommen. In der Natur ist

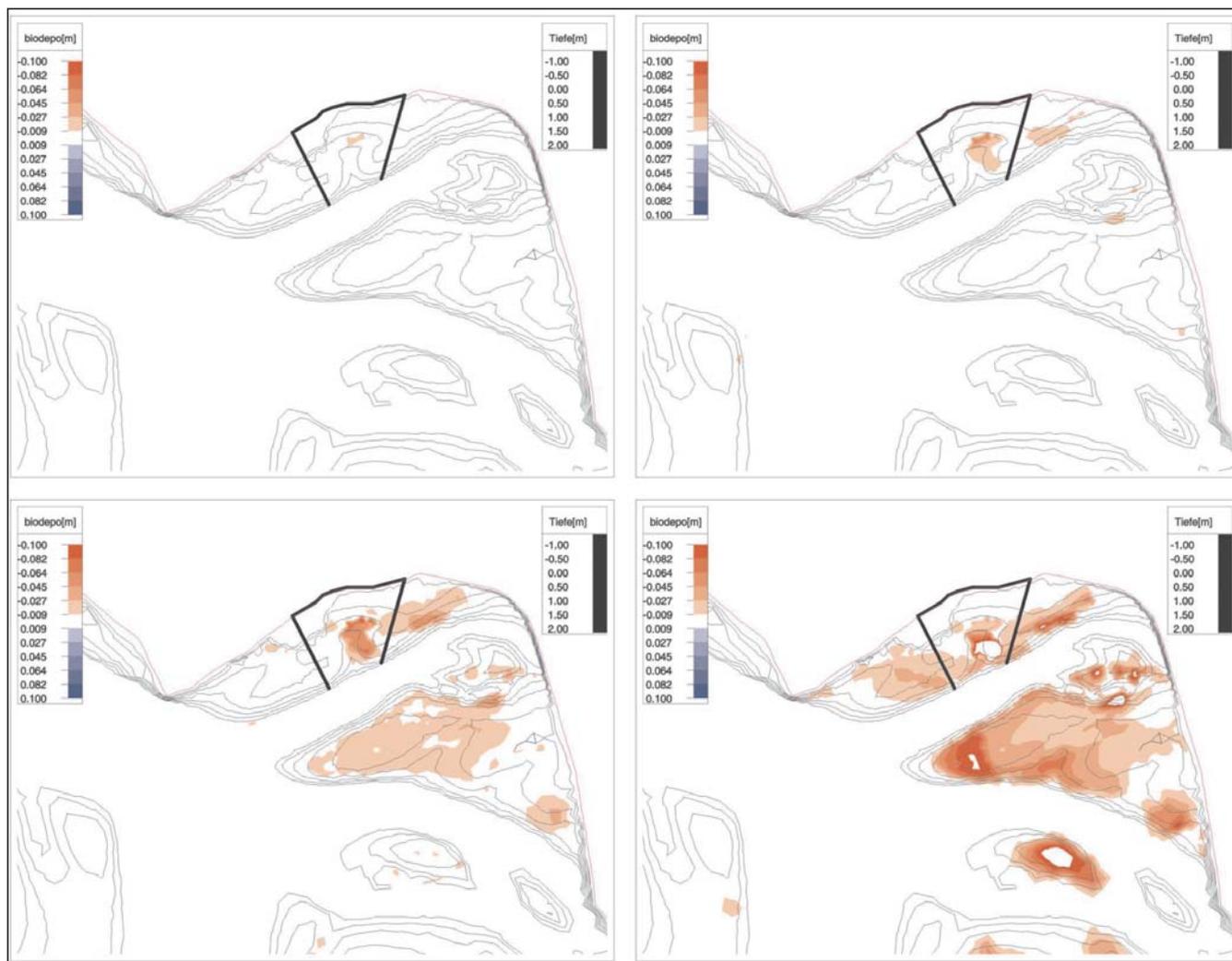


Abb. 5.7: Einfluss der Besiedlungsdichte: Tiefenänderung innerhalb des Untersuchungszeitraums. Rot: Sedimentation. Oben links: BIODICHTE_I, oben rechts: BIODICHTE_II, unten links: BIODICHTE_III, unten rechts: BIODICHTE_IV. Dunkelrot umrandete weiße Bereiche: Skalenwertüberschreitung

in einem solchen Fall vorstellbar, dass einzelne Muscheln aufgrund von Nahrungsknappheit absterben. Möglicherweise ist hierin auch ein begrenzender Faktor bei der räumlichen Ausdehnung von Muschelbänken zu sehen. Im Modell ist die Populationsdynamik nicht berücksichtigt. Im Falle von Nahrungsknappheit werden einfach weniger Kotpillen produziert. Ob dieser Effekt in der Natur anzutreffen ist oder nur auf die Modellformulierung zurückzuführen ist, müsste durch Naturmessungen nachgewiesen werden.

Eine Betrachtung der Entwicklung der Biodeposition an einigen Knoten innerhalb des Testfeldes, die in Abb. 5.9 dargestellt ist, zeigt, dass bei sehr hohen Besiedlungsdichten insbesondere an den tiefer gelegenen Knotenpunkten (4779 [schwarz] und 4782 [gelb]) ein starker Zuwachs der Nettobiodeposition festzustellen ist. In diesen dem Wöhrdener Loch zugewandten Bereichen wird eine signifikante Menge an Schwebstoffen aus dem Wasser gefiltert, so dass es in weiter entfernt gelegenen Bereichen zu einer Herabsetzung des Niveaus der Suspensionskonzentration und damit schwächerer Biodeposition kommt.

Die Besiedlungsdichte unterliegt einer ausgeprägten Dynamik, die im beschriebenen

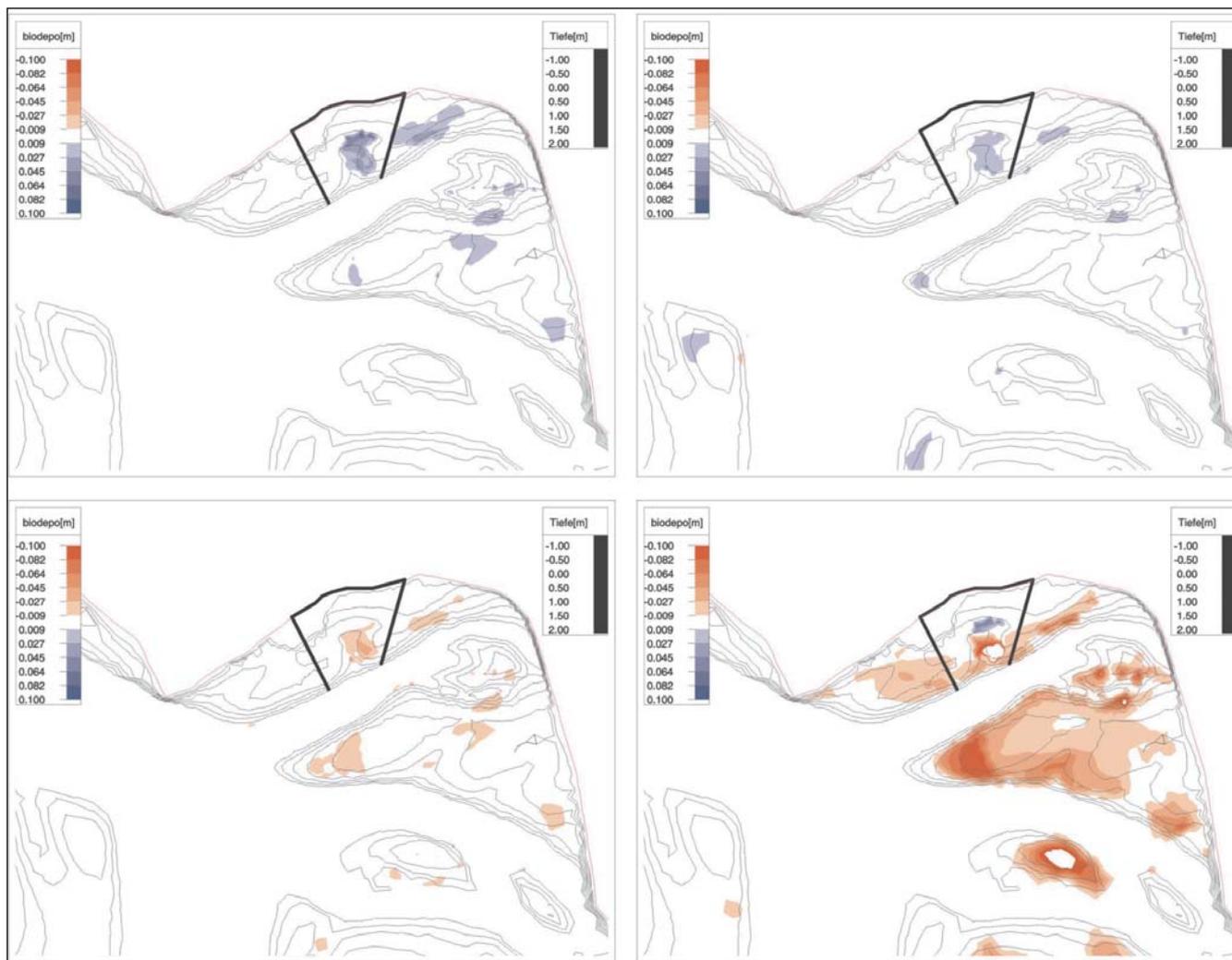


Abb. 5.8: Einfluss der Besiedlungsdichte: Differenz zu REF_BIO. Rot: niedrigere Biodeposition in REF_BIO. Oben links: BIODICHTE_I, oben rechts: BIODICHTE_II; unten links: BIODICHTE_III; unten rechts: BIODICHTE_IV. Teilweise Skalenwertüberschreitung

Modul zur Berechnung der Biodeposition nicht abgebildet ist. Nach Wissen des Autors mangelt es auch an ökologischen Modellen, die die Populationsdynamik in Wattgebieten berechnen können. Was bleibt, sind die Errichtung und der Einsatz von Datenbanken, in denen die Artzusammensetzung und Besiedlungsdichte von Biotopen dokumentiert wird. Solche sind derzeit an einigen Orten im Aufbau. Dennoch besteht auch hier die Gefahr, die Ergebnisse von Einzelerhebungen, die keinen ausreichenden zeitlichen und räumlichen Horizont abdecken, heranzuziehen. Eine Alternative hierzu ist die Ermittlung der Besiedlungsdichte mit der hierarchischen Biotopklassifikation, womit das Problem von Einzelerhebungen umgangen wird. Kritisch muss allerdings angemerkt werden, dass dieses Verfahren dazu neigt, Besiedlungsdichten „klein zu mitteln“. Aus den oben vorgestellten Rechnungen wird deutlich, dass die Biodeposition erst ab Besiedlungsdichten von 50–100 *Cerastoderma edule*/m² Bedeutung hat. Für zukünftige Rechnungen wird daher der Einsatz von Datenbanken empfohlen.

Für die vorliegende Modellierung hat dies aber keinen Einfluss, da im Bereich des Testfeldes ohnehin auf Messdaten zurückgegriffen wurde.

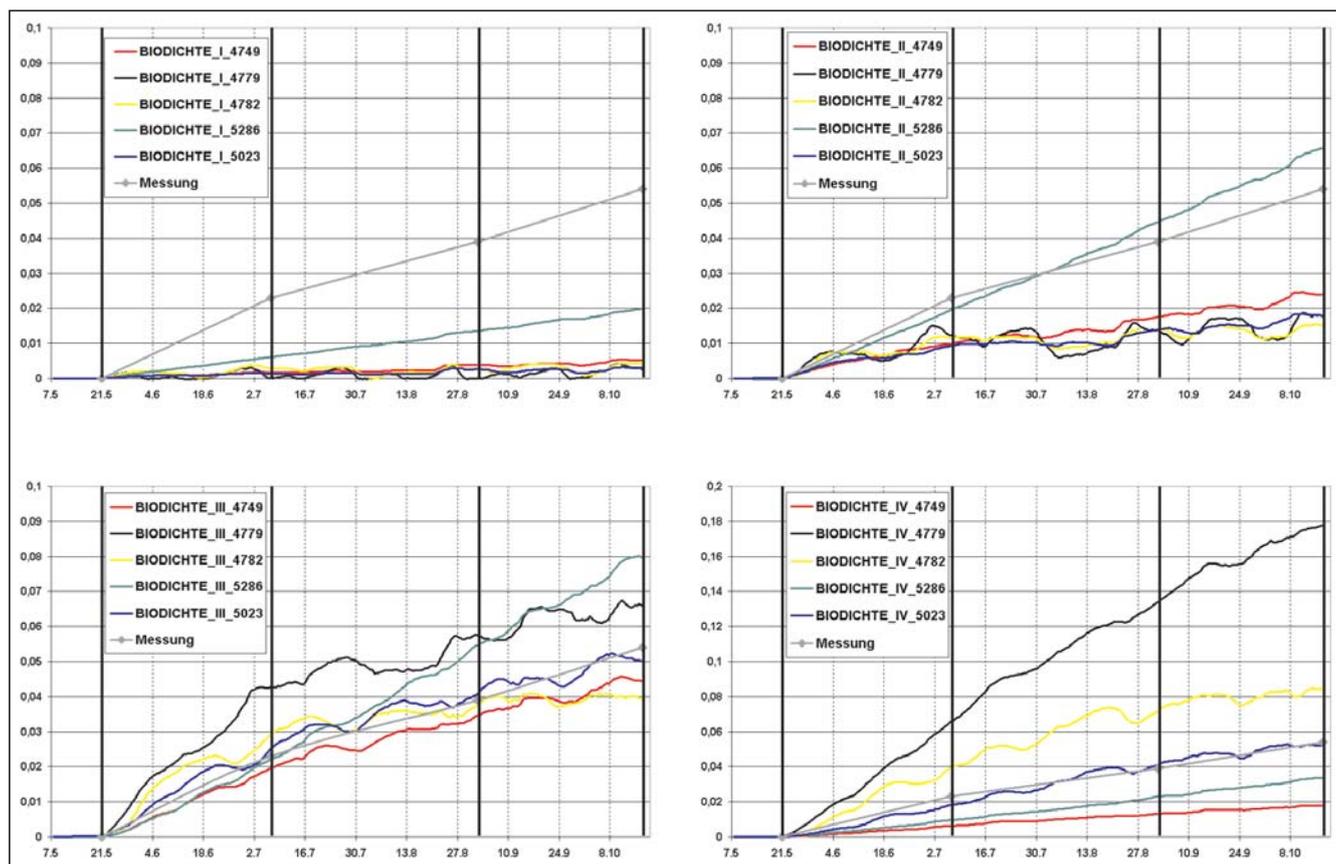


Abb. 5.9: Biodeposition [m] an ausgewählten Knoten. Oben links: BIODICHTE_I; oben rechts: BIODICHTE_II; unten links: BIODICHTE_III; unten rechts: BIODICHTE_IV (andere Skala!). Dicke vertikale Linien kennzeichnen die Zeitpunkte der Biodepositions-messung von GAST et al. (1984)

6. Zusammenfassung

Die für die langfristige morphologische Entwicklung von Tidebecken bedeutsame Biodeposition wurde in ein vorhandenes morphodynamisches Modell integriert. Ziel dieser Vorgehensweise war es, ein Werkzeug zur Verfügung zu stellen, mit dem Parameter identifiziert werden können, die die Biodeposition maßgeblich beeinflussen. Dieses Werkzeug kann bei der Festlegung künftiger Forschungsschwerpunkte eine sinnvolle Unterstützung leisten. Durch kontinuierliche Weiterentwicklung und differenziertere Parametrisierungen kann es langfristig in der Lage sein, die quantitativen Auswirkungen der Biodeposition auf den Sedimenthaushalt in Tidebecken zu prognostizieren.

Das Modell verfügt über die Möglichkeit, Produktion, Resuspension und Zerfall von Kotpillen sowie Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen zu berechnen. Es wurde der generelle Einfluss des Zerfalls von Kotpillen und der Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen aufgezeigt. Weiterhin wurden die kritische Geschwindigkeit zur Erosion der Kotpillen $v_{cr,E,bio}$, die Besiedlungsdichte und die Primärproduktion als Einflussfaktoren auf die Suspensionskonzentration im Rahmen von Sensitivitätsuntersuchungen variiert.

Untersuchungsgebiet war ein 1 km² großes Testfeld in der Dithmarscher Bucht, für das Messungen der Biodeposition in einem fünfmonatigen Zeitraum vorlagen.

Es konnte gezeigt werden, dass das Modell plausible Ergebnisse berechnet. Die Größen-

ordnung der Nettobiodeposition wurde gut wiedergegeben, obwohl dies nicht vordergründiges Ziel sein konnte, da weitere morphologisch relevante biogene Prozesse wie Biostabilisation und Bioturbation im Modell vernachlässigt wurden, deren Einfluss schwer abschätzbar ist. Im Vordergrund stand die Identifikation sensitiver Parameter.

Es zeigte sich, dass es wesentlich ist, neben der Kotpillenbildung, mit der eine Zunahme der kritischen Geschwindigkeiten verbunden ist, auch den Zerfall der abgelagerten Kotpillen zu berücksichtigen, wonach das Material wieder seine ursprüngliche kritische Geschwindigkeit besitzt. Nur so kann die Resuspension von abgelagertem Material korrekt wiedergegeben werden. Dies wurde durch ein Approximationsverfahren zur Ermittlung der Kotpillendepositionsgeschichte umgesetzt. Dieses Approximationsverfahren ist auch für andere Einsatzbereiche, bei der die zeitliche Entwicklung einer Größe im Modell vorgehalten werden muss, anwendbar. Die Zerfallszeit der Kotpillen wurde auf 14 Tage festgesetzt und im Rahmen dieser Arbeit nicht variiert. Es werden aber für die Zukunft Naturmessungen zur Erhebung dieses Parameters empfohlen, da er großen Einfluss auf die korrekte Wiedergabe der Resuspension hat.

Weiterhin wurde es als wesentlich angesehen, auch die Konsolidierung von zerfallenen Kotpillen zu berücksichtigen. Auch hier wurde das erwähnte Approximationsverfahren eingesetzt. Die Berücksichtigung der Konsolidierung hatte örtlich sehr unterschiedliche Auswirkungen, weshalb hier für die Zukunft ebenfalls Naturmessungen empfohlen werden, um eine größere Absicherung bei der Wahl der Parameter zu erhalten.

Die kritische Geschwindigkeit zur Erosion der Kotpillen $v_{cr,E,bio}$ ist ein wesentlicher Einflussfaktor zur Ermittlung der Resuspension von Kotpillen. Es zeigten sich bei Variation dieses Parameters kleinräumig deutliche Unterschiede, doch bestanden in den Verteilungsmustern der Nettobiodeposition bei Variation von $v_{cr,E,bio}$ große Ähnlichkeiten. Eine Erklärung hierfür ist, dass ein Großteil der Resuspension erst nach dem Zerfall der Kotpillen stattfindet und somit unabhängig von $v_{cr,E,bio}$ ist.

Die Besiedelungsdichte hat wesentlichen Einfluss auf die Biodeposition. Der Einfluss kann jedoch örtlich stark variieren. Die Beziehung zwischen Besiedelungsdichte und Nettobiodeposition ist nichtlinear. Im Allgemeinen erhöht sich die Nettobiodeposition bei steigender Besiedelungsdichte, da die Biodeposition linear abhängig von der Besiedelungsdichte ist, die Erosion hingegen nur von den hydrodynamischen Verhältnissen abhängt. Dies kann zu der Erscheinung führen, dass es lokal erst dann zu einer Nettobiodeposition kommt, wenn eine Grenzbesiedelungsdichte überschritten wird. Weiterhin kann es in geschützteren Bereichen von Muschelfeldern sogar zu einer Verringerung der Nettobiodeposition bei höherer Besiedelungsdichte kommen, da bei sehr hohen Besiedelungsdichten durch die hohe Filtrationsleistung das Niveau der Suspensionskonzentration gesenkt wird und somit weniger Sediment in hintere Bereiche von Muschelfeldern gelangen kann. Dieser Effekt ist zwar zunächst auf die Formulierung im numerischen Modell zurückzuführen, wo aufgrund der Untersuchungen von IGLESIAS et al. (1992) von einer konstanten Filtrationsrate ausgegangen wird, die unabhängig von Suspensionskonzentration bzw. Nährstoffangebot ist. Es ist jedoch denkbar, dass dieser Effekt auch in der Natur auftritt und beispielsweise als Erklärung für die maximale Ausdehnung von Muschelbänken dienen kann. Hier werden weitere Naturmessungen empfohlen. Generell wird die Einrichtung von Datenbanken, in denen die Artzusammensetzung und Besiedelungsdichte von Biotopen in Wattgebieten zusammengestellt ist, empfohlen. Dies wird derzeit auch an einigen Forschungsinstitutionen umgesetzt.

Die Primärproduktion hat entscheidenden Einfluss auf die sich im Modellgebiet einstellenden Suspensionskonzentrationen. Sie steht in einem mehr oder weniger linearen Verhältnis zur berechneten Nettobiodepositionsrate. Weitere Sensitivitätsuntersuchungen sind

nach Ansicht des Autors hier nicht von Nöten, da der Einfluss aufgrund der linearen Beziehung prognostizierbar ist und zusätzlich prinzipiell die Möglichkeit besteht, ein hochaufgelöstes morphodynamisches Modell mit einem Modell zur Bestimmung der Suspensionskonzentration in der offenen See zu koppeln, um auf diese Weise eine Randbedingung für die Suspensionskonzentration zu erhalten.

Die Umsetzung der Biodeposition in ein morphodynamisches Modell ermöglichte es, den Einfluss verschiedener Parameter auf die Nettobiodeposition zu ermitteln, wodurch Empfehlungen für zukünftige Naturmessungen gegeben werden konnten. Diese haben zum Ziel, die Parametrisierung der beteiligten Prozesse zu verbessern. Durch die Modellierung konnte eine Vielzahl von Aussagen getroffen werden, die ohne sie nicht möglich gewesen wären, weil sie Wechselwirkungen zwischen einzelnen Einflussgrößen offenlegte. Insofern kann davon gesprochen werden, dass das *Verständnis* morphologisch relevanter biogener Prozesse verbessert wurde.

Gleichzeitig wurde ein erster Schritt zum Aufbau eines biomorphodynamischen Modells gemacht. Hier stehen in Zukunft weitere Aufgaben zur Abb. der Biostabilisation und der Bioturbation an. Dies wird eine noch engere Zusammenarbeit von Wissenschaftlern verschiedener Fachdisziplinen erfordern.

7. Schriftenverzeichnis

- BERGER, R.; KLEIN, H.; MITTELSTAEDT, E.; RICKLEFS, K. u. ROSS, J.: Der Wasseraustausch im Tidebecken Hörnum-Tief – Datenreport. Berichte des BSH 14, 260 pp., 1998.
- BLACK, L. F.: The Biodeposition Cycle of a Surface Deposit-Feeding Bivalve, *Macoma balthica*. In: Kennedy, V., S. (ed.) Estuarine Perspectives. Academic Press, New York, 389–402, 1980.
- BLACK, K. S.; TOLHURST, T. J.; PATERSON, D. M. u. HAGERTHEY, S. E.: Working With Natural Cohesive Sediments, Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 128, 2–8, 2002.
- FIGGE, K.: Das Schlickuntersuchungsprogramm des KFKI – Anlass und Arbeitskonzept, Die Küste 40, 87–90, 1984.
- GAST, R.; KÖSTER, R. u. RUNTE, K.-H.: Die Wattsedimente in der nördlichen und mittleren Meldorfer Bucht, Die Küste, H. 40, 1984.
- HIRSCHHÄUSER, T. u. ZANKE, U.: Morphologische Langfristprognose für das System Tidebecken-Ebbdelta, Die Küste, H. 64, 2002.
- HIRSCHHÄUSER, T.: Sedimentologische und biologische Aspekte der morphodynamischen Modellierung von Tidebecken, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU Darmstadt (in Vorbereitung), 2003.
- IGLESIAS, J. I. P.; NAVARRO, E.; ALVAREZ JORNA, P. u. ARMENTIA, I.: Feeding, Particle Selection and Absorption in Cockles *Cerastoderma edule* (L.) Exposed to Variable Conditions of Food Concentration and Quality. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 162: 177–198, 1992.
- RICKLEFS, K.: Persönliche Mitteilung, 2002.
- TEISSON, R.: Cohesive Suspended Sediment Transport: Feasibility and Limitations of Numerical Modelling. Journal of Hydraulic Research. Vol. 29, No. 6, 1991.
- TEN BRINKE, W. B. M. u. DRONKERS, J.: Physical and Biotic Aspects of Fine-Sediment Import in the Oosterschelde Tidal Basin (The Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research* 31/1: 19–36, 1993.
- THIEL, H. et al.: Quantitative Erhebungen über die Makrofauna in einem Testfeld im Büsumer Watt und Abschätzung ihre Auswirkungen auf den Sedimentverband, Die Küste, H. 40, 1984.
- VAN LEDDEN, M.: Modeling of Sand-Mud Mixtures. Erosion Behaviour and Application to a Tidal Basin, Delft Hydraulics Report Z2840, 2002.