

Ökologische Modellkomponenten in hydrodynamischen Simulationsmodellen

P. Milbradt, T. Schonert

In future ecological aspects and especially the estimation of effects on the environment will play a major role for planning processes in coastal engineering as it is stipulated in the Integrated Coastal Zone Management. Coastal protection measures interfere with the environment, mostly restricting natural processes. During the planning phase it is necessary to have appropriate numerical simulation tools to estimate these influences. Hydrodynamic conditions represent an important effect to biological processes. The vegetation, on the other hand, greatly affects the hydro- and morphodynamic, too. Today's hydrodynamic models do not sufficiently consider influences by biotic factors and neglect the interaction between hydrodynamic and vegetation. For a better representation of natural processes it is necessary to extend hydrodynamic models by ecological model components.

In this paper a holistic eco-hydraulic model approach is presented for simulation and consideration of seagrass meadows. The numerical approximation is performed by a stabilized finite element method for hydro- and morphodynamic processes and by a discrete fuzzy-rulebased model for biotic processes. Possible transfer strategies, which allow a direct coupling between these different model paradigms, are presented. Main effects and possible influences on a changed hydro- and morphodynamic are shown with first academically studies.

1 Einleitung

Durch die hohe Komplexität und vielfältigen Abhängigkeiten in der Küstenzone gestaltet sich eine Abschätzung von Umweltauswirkungen durch menschliches Wirken, z.B. Ausbau- oder Küstenschutzmaßnahmen, schwierig. Numerische Simulationsmodelle haben sich in vielen Bereichen des Ingenieurwesens als Werkzeug zur Abschätzung von Systementwicklungen und anthropogenen Eingriffen in der Planungsphase etabliert. Während zur Beschreibung der abiotischen Phänomene im Bereich der Hydro- und Morphodynamik eine Vielzahl numerischer Modelle zur Lösung der physikalischen Grundgleichungen entwickelt worden sind, lässt sich die Entwicklung der in den Gewässern lebenden Organismen wesentlich schwieriger beschreiben. Die hydrodynamischen Gegebenheiten stellen eine wesentliche Randbedingung für das Wachstum von Organismen dar. Der Bewuchs und die Besiedlung beeinflusst wiederum die Hydro- und Morphodynamik. Insbesondere die

Anfälligkeit der Gewässersohle gegenüber Erosionserscheinungen wird wesentlich durch das Vorhandensein von Lebewesen und Bewuchs beeinflusst.

Die neuen Anforderungen aus der europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Verbindung mit einem Integrierten Küstenzonenmanagement erfordern die Berücksichtigung ökologischer Modellkomponenten.

2 Hydrodynamisch-numerisches Modellsystem MARTIN

Das holistische Modellsystem MARTIN basiert auf einer einheitlichen Modellbeschreibung der hydro- und morphodynamischen Modellkomponenten in Form eines geschlossenen partiellen Differentialgleichungssystems:

$$\begin{aligned} \frac{\partial W}{\partial t} + L_W W + Q_W &= 0 && \text{(Seegang)} \\ \frac{\partial U}{\partial t} + L_U U + Q_U &= 0 && \text{(Strömung)} \\ \frac{\partial S}{\partial t} + L_S S + Q_S &= 0 && \text{(Sedimenttransport)} \end{aligned} \quad (1)$$

Die Approximation der Lösung des Gleichungssystems (1) erfolgt mit Hilfe stabilisierter finiter Dreieckselemente (Milbradt 1995). Bei der Methode der finiten Elemente wird das Gebiet Ω in n finite Elemente Ω_e unterteilt. Auf der Basis dieser Zerlegung werden Basisfunktionen ϕ_i für jeden Freiheitsgrad p_i definiert, mit denen die unbekannte Lösung $u(x)$ approximiert wird:

$$u(x) \cong u_h(x) = \sum_{i=0}^n \underline{u}_i \phi_i(x) \quad (2)$$

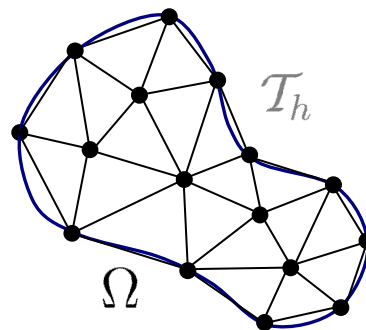


Abbildung 1 Näherungsansatz und Diskretisierung bei der Methode der finiten Elemente

Das holistische Modellsystem MARTIN zur Bestimmung der abiotischen Systemparameter Seegang, Strömung und Sedimenttransport wurde um ökologische Modellkomponenten erweitert. Zur Simulation der biotischen Prozesse haben sich besonders diskrete fuzzy-regelbasierte Automaten als geeignet erwiesen.

3 Diskretes regelbasiertes ökologisches Modell

Das Vorhandensein von Tier- und Pflanzenbeständen beeinflusst die lokale Hydro- und Morphodynamik. Bewuchs und Besiedlung durch biogene Instrumente, wie z.B. Miesmuschelbänke, Riffe sowie Seegras- und Salzwiesen, führen nachgewiesenermaßen (Fonseca 1982) zu einer Stabilisierung bestimmter Abschnitte der Küstenregion.

Die Beschreibung ökologischer Prozesse erfolgt im Allgemeinen durch Expertenwissen, welches sich in Form eines Wirkungsgraphen mit unterschiedlichen Wirkungsbeziehungen zwischen den als maßgeblich identifizierten Systemgrößen darstellen lässt. Diese regelbasierte Formulierung der ökologischen Abhängigkeiten ist in der Regel mit Unsicherheiten verbunden, was sich in einer vagen und unscharfen Repräsentationssprache widerspiegelt.

Zur Simulation der zeitlichen und räumlichen Entwicklungsprozesse haben sich insbesondere diskrete regelbasierte Automaten als ein geeignetes Werkzeug erwiesen, wenn sich Abhängigkeiten und Wirkungsbeziehungen regelbasiert formulieren lassen (vgl. Milbradt 2004, Chen 2002). Ein diskreter regelbasierter Automat kann beschrieben werden durch ein 4-Tupel $(\mathcal{L}, \mathcal{Z}, \mathcal{N}, \delta)$, bestehend aus

- einem regulären Gitter \mathcal{L} ,
- einer endlichen Zustandsmenge \mathcal{Z} ,
- einer Nachbarschaftsrelation $\mathcal{N} \subseteq \mathcal{L}^n$
- und einer Zustandsübergangsfunktion $\delta: \mathcal{Z}^n \rightarrow \mathcal{Z}$.

Die Berücksichtigung ökologischer Modellkomponenten im hydrodynamisch-numerischen Modell wird im Folgenden anhand des Ökosystems Seegraswiese dargestellt.

3.1 Wirkungsbeziehungen in Seegraswiesen

Seegraswiesen sind nicht nur Lebensraum vieler Tierarten, sondern stabilisieren aufgrund ihrer eng verflochtenen Wurzelsysteme das Sediment. Darüber hinaus ist der dichte Teppich von Blättern imstande, den Strömungswiderstand zu erhöhen und somit Strömungen und Wellenbewegungen zu verringern (Cox 2003).

In speziellen Experimenten (Schanz 2003) konnte aufgezeigt werden, dass besonders auftretende Strömungsverhältnisse, Algenbewuchs und Beweidung

durch Wattschnecken, Trübung sowie die Höhe der Nährstoffkonzentration und Wassertemperatur Auswirkungen auf die Entwicklung des Seegrases haben.

Das komplexe Zusammenspiel zwischen den verschiedenen *Systemparametern* k_i lässt sich durch Darstellung der *Wirkungsbeziehungen* $b(k_i, k_j, w)$ in einem so genannten *Wirkungsgraphen* $G(K, B)$ visualisieren, siehe Abbildung 2.

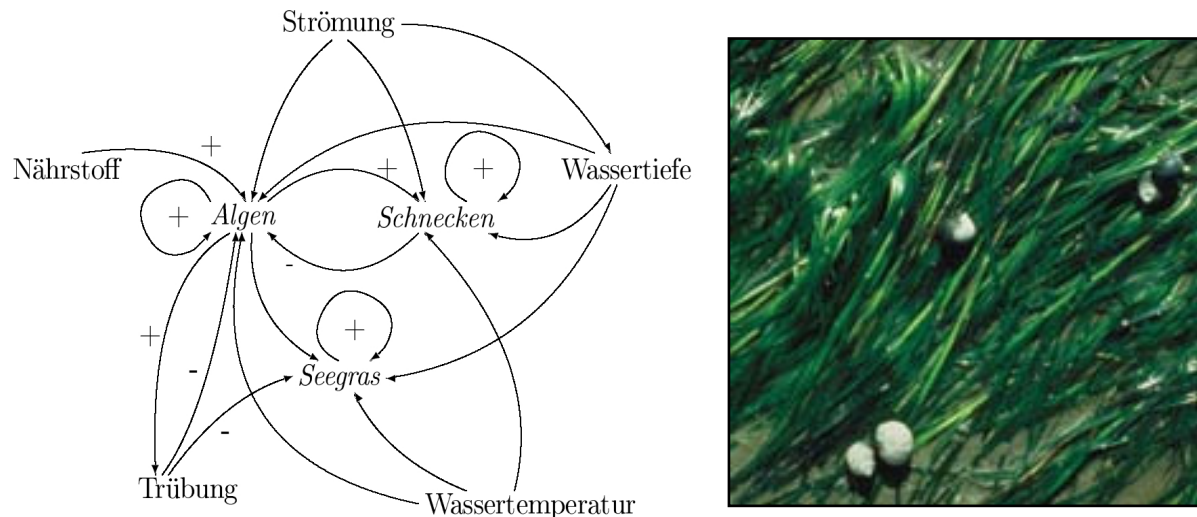


Abbildung 2 Darstellung der Wirkungszusammenhänge in Seegrasgebieten

3.2 Diskretes Simulationsmodell

Für das Seegraswiesenmodell wird ein zweidimensionales Gebiet Ω betrachtet, welches durch ein einfaches rechteckiges Zellgitter, bestehend aus $m \times n$ Zellen, beschrieben wird. Dabei stellt jede Zelle c_k des diskreten Automaten einen kleinen Meeresausschnitt dar. Zur Darstellung der einzelnen Modellgrößen werden folgende Zustandsmengen eingeführt:

- G: der Bedeckungsgrad des Seegrases, welcher das Verhältnis der von den Blättern überdeckten Fläche zur Grundfläche darstellt
- N: die Dichte der Schnecken, deren Bevölkerungsgrad durch das Intervall $[0,1]$ ausgedrückt wird
- A: Populationsdichte der Algen, ebenfalls im Bereich zwischen 0 und 1
- H: die Intensität des Nährstoffeintrags
- Z: die mittlere Ruhewassertiefe
- U: die aktuellen Strömungskomponenten (u, v, η)
- T: die Wassertemperatur

B: die Wassertrübung

D: der Zeitraum des Trockenfallens; dieser Wert gibt an, wie lange das Zellgebiet bereits trocken liegt

Die im Wirkungsgraphen dargestellten, oft mit Unsicherheiten behafteten Abhängigkeiten und Wirkungszusammenhänge können mit einem fuzzy-basierten Ansatz, der es ermöglicht, Unsicherheiten in den Fakten und Regeln zu berücksichtigen und entsprechend zu verarbeiten, adäquat repräsentiert werden.

3.3 Fuzzy-basierter Ansatz

Ein probates Mittel die auftretenden Unsicherheiten und vagen Darstellungsformen bei der Beschreibung ökologischer Phänomene im Modellsystem abbilden zu können, stellt die *Fuzzy-Theorie* von Zadeh (1965) dar. Das diskrete regelbasierte Modell wird um fuzzy-logische Prinzipien erweitert. Basiselemente des fuzzy-basierten Ansatzes sind Fuzzymengen F , welche durch ihre charakteristischen Funktionen $\mu_F : U \rightarrow [0,1]$, die den Grad der Zugehörigkeit eines Elementes $u \in U$ der Referenzmenge zur Fuzzymenge festlegt, beschrieben werden. Während numerische Variablen unterschiedliche Zahlenwerte annehmen können, werden im Rahmen der Fuzzy-Theorie linguistische Variablen verwendet. Auf diese Weise lassen sich beispielsweise für eine linguistische Variable „Wassertiefe“ einzelne Ausprägungen, wie „gering“, „mittel“ oder „hoch“, angeben. Die Spezifikation dieser linguistischen Terme durch entsprechende Fuzzymengen erfolgt durch Angabe ihrer Zugehörigkeitsfunktionen.

Diese Darstellungsweise kommt der Formulierung von ökologischen Sachverhalten sehr entgegen, da sich die Wirkungszusammenhänge nur selten durch mathematische Funktionen beschreiben lassen und oftmals nur vage formuliert oder abgeschätzt werden können. Beispielhaft seien hier zwei Regeln, die das Räuber-Beute-Verhalten zwischen Schnecken und Algen beschreiben, dargestellt:

R_1 : **wenn** die Algendichte hoch ist und
die Schneckenpopulation gering,
dann wird sich die Schneckenanzahl vergrößern.

R_2 : **wenn** die Algenanzahl mittel ist und
die Schneckendichte sehr hoch,
dann wird sich die Algenanzahl stark verringern.

Regeln stellen das Wissen über Abhängigkeiten und Zusammenhänge zwischen den Zustandsgrößen dar. Die allgemeine Form dieser Regeln lautet:

wenn b_1 und ... und b_n , dann h .

Sie bestehen aus einer Menge von Bedingungen b_1, \dots, b_n , auch *Prämissen* genannt, und einer Folgerung h , oft auch als *Konklusion* bezeichnet. Die Regelprämissen beschreiben die Situation, in der die Regel angewendet werden kann. Diese ist abhängig von der Belegung der identifizierten Zustandsgrößen im hydrodynamischen und im ökologischen Modell. Die Konklusionen der Regeln enthalten ebenfalls unscharfe Angaben, wie beispielsweise die zeitliche Änderung einer Population, die ggf. in einem Defuzzifizierungsschritt in scharfe Parameter umzuwandeln sind.

Regeln dieser Art lassen sich aus dem in Abbildung 2 dargestellten Wirkungsgraphen herleiten. Vorhandenes ökologisches Expertenwissen lässt sich auf diese Weise relativ einfach als Fuzzy-Regelsystem in den diskreten regelbasierten Automaten implementieren.

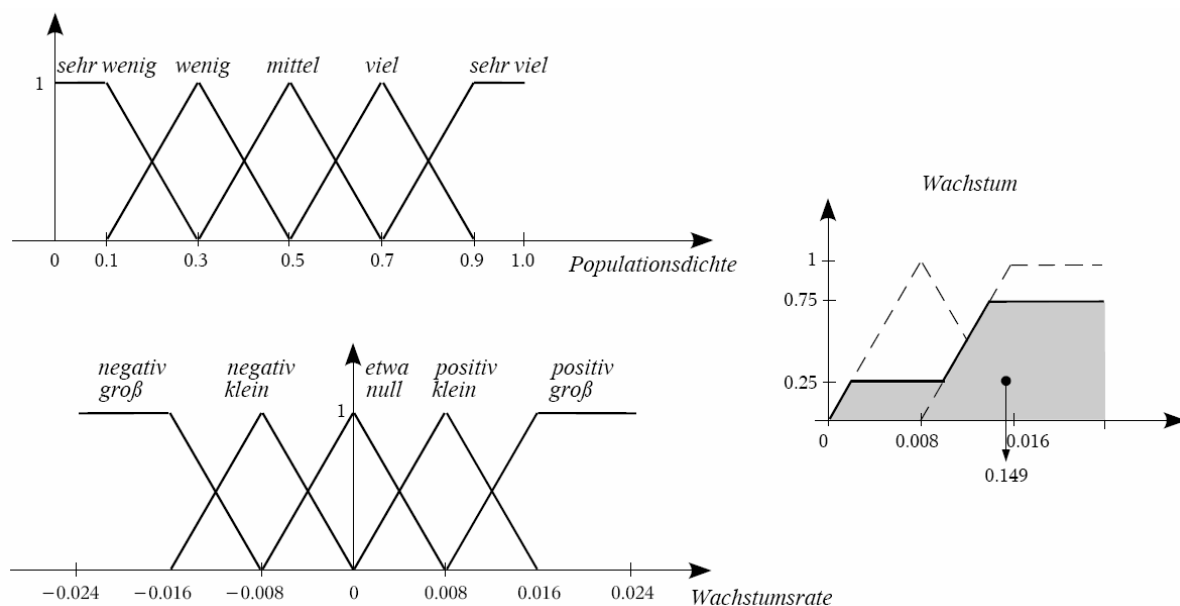


Abbildung 3 Beschreibung ökologischer Zusammenhänge durch Fuzzymengen

4 Modellkopplung

Die zur Verfügung stehenden Modellklassen unterscheiden sich in ihrer Struktur ganz wesentlich, siehe Abbildung 4. Darüber hinaus laufen die betrachteten Phänomene im Allgemeinen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen ab. Diese prinzipiellen Unterschiede erfordern deshalb geeignete Methoden der Modellkopplung. Dabei stellen die Systemgrößen des

hydrodynamisch-numerischen Modells eine wesentliche Randbedingung für das diskrete ökologische Modell und umgekehrt dar. Dies verlangt eine Verarbeitung stetiger Simulationsergebnisse im diskreten Modell auf der einen und die Berücksichtigung diskreter Systemgrößen im finiten Element Modell auf der anderen Seite.

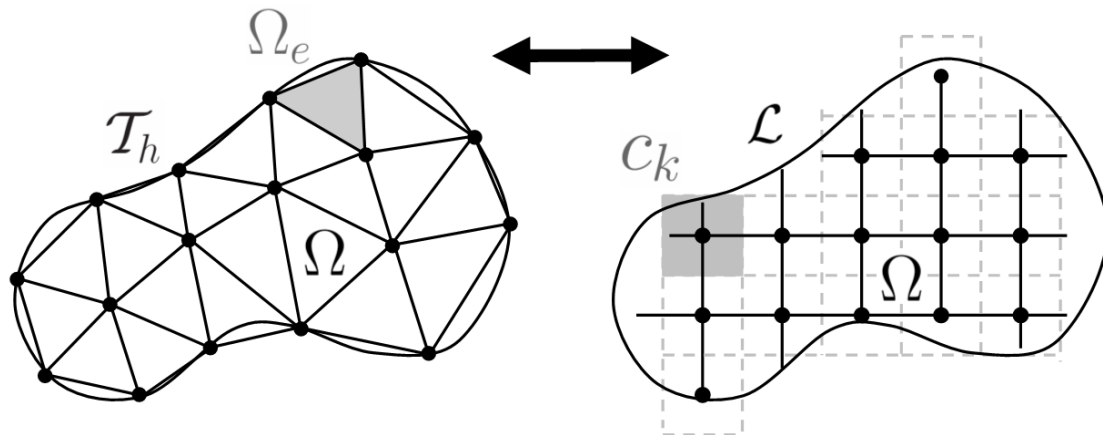
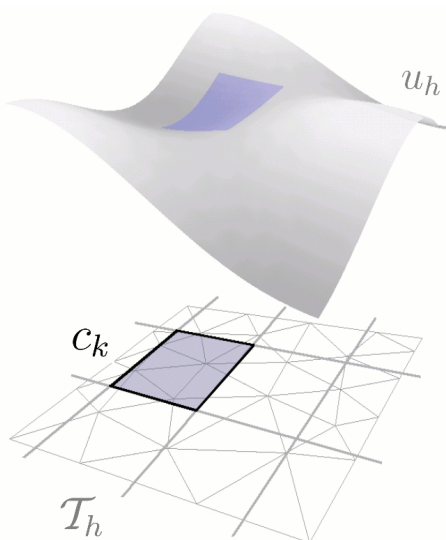


Abbildung 4 Kopplung zwischen einer FE-Diskretisierung und einem regulären Zellgitter

4.1 Räumliche Kopplung

Bei der Übertragung der stetigen Systemgrößen ins diskrete Modell muss vor allem eine konsistente Übertragung in die Regeln gewährleistet werden. Eine punktuelle Interpolation bezüglich des Zellmittelpunktes berücksichtigt nicht das Gesamtverhalten innerhalb des durch die Zelle c_k repräsentierenden Gebietes der FE-Näherungslösung $u_h(x)$. Eine integrale Mittelung der FE-Näherung in jedem Zellgebiet c_k führt zu einer volumentreuen Kopplung:



$$\hat{u}(c_k) = \frac{1}{\mu^*(c_k)} \int_x u_h(x) dc_k \quad (3)$$

Abbildung 5 Übertragung der stetigen Systemgrößen ins diskrete Modell durch Integration der FE-Näherungslösung über einen zweidimensionalen Zellbereich

Die Übertragung der diskreten Zustandsgrößen des regelbasierten Modells auf das Finite-Element-Modell basiert auf einer Voronoi-Zerlegung der Gebietes Ω bezüglich der FE-Knoten p_i in disjunkte Teilgebiete, den Voronoi-Regionen $VR(p_i)$. Einfluss auf die Bestimmung eines Knotenwertes u_k haben demnach sämtliche Zellen, die sich in der Nachbarschaft des Punktes p_k befinden. Auf diese Weise ergibt sich wieder eine volumentreue Interpolation:

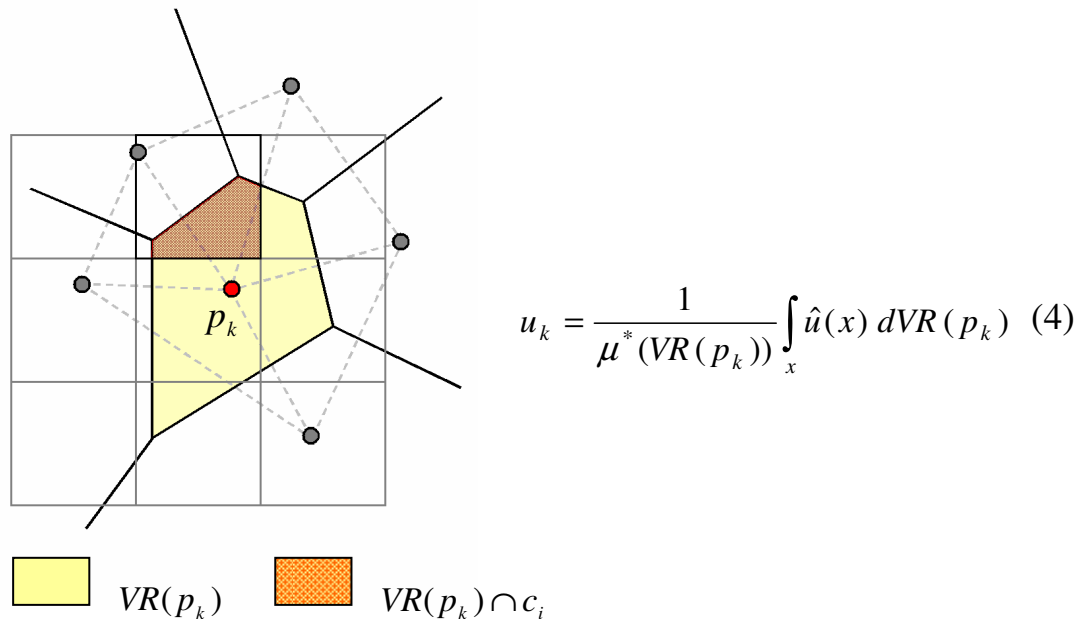


Abbildung 6 Einfluss auf die Übertragung zwischen diskretem Modell und Finite-Element-Modell haben alle Zellen, die in der Voronoi-Region eines Knotens liegen.

Durch Berücksichtigung der strukturellen Unterschiede beider Modellklassen kann eine konsistente und konservative Übertragung der Systemgrößen gewährleistet werden, so dass bei der Kopplung weder Energie erzeugt bzw. verloren geht noch fehlererzeugende Unstetigkeiten von einem Modell ins andere eingetragen werden.

4.2 Physikalisch-phänomenologische Kopplung

Durchströmte Vegetationsgebiete bilden einen nicht zu vernachlässigbaren Faktor der lokalen Hydro- und Morphodynamik. Die energiedissipierende Wirkung des Bewuchses als Rauheitselement und Strömungswiderstand konnte in Felduntersuchungen (vgl. Pasche 2003) nachgewiesen werden.

In den letzten Jahren wurde eine Reihe von Methoden vorgeschlagen, wie sich die Rauigkeit von Bewuchselementen in Oberflächengewässern berücksichtigen lässt (Järvelä). Die meisten dieser Ansätze basieren jedoch auf Theorien und Experimenten mit biegesteifen zylindrischen Elementen, was einer starken Vereinfachung entspricht und den biomechanischen Eigenschaften der

zumeist sehr flexiblen Vegetation nicht gerecht wird. Pasche und Deußfeld (2003) konnten zeigen, dass sich der Gesamtwiderstand der flexiblen Seegraslemente nicht nur aus einem Formwiderstand (Druckkraft $F_{D,\perp}$), sondern insbesondere auch aus einer auf der Blattoberfläche wirkenden Reibungskraft $F_{S,\parallel}$ zusammensetzt.

$$\begin{aligned} f_p &= F_{D,\perp} + F_{S,\parallel} \\ &= \frac{1}{2} \rho \cdot u^2 \cdot C_D \cdot LAI \cdot l_p b_p \cdot \sin \theta + \frac{1}{8} \rho \cdot u^2 \cdot \lambda_p \cdot LAI \cdot l_p b_p \cdot \cos \theta \quad (5) \end{aligned}$$

Beide Kräfte resultieren aus der relativen Bewegung des Wasserkörpers um die Pflanze und sind strömungsabhängig.

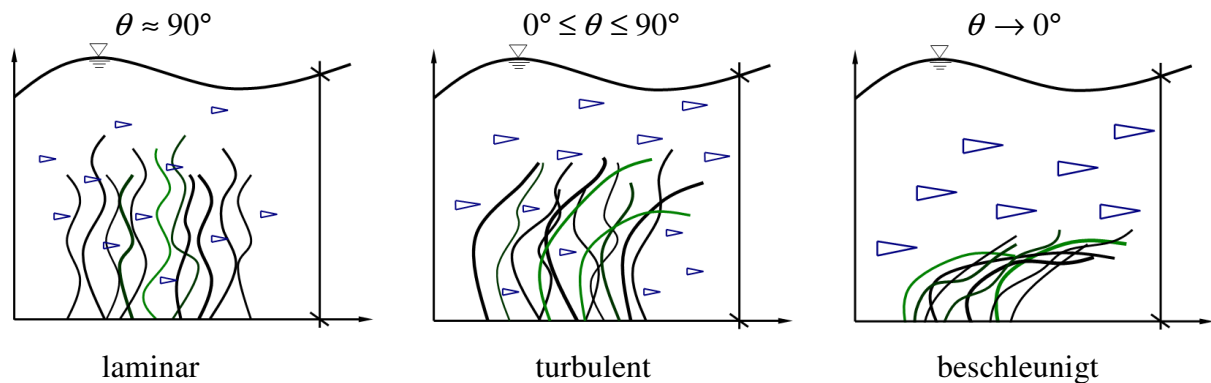


Abbildung 7 Neigung der Seegrasblätter in Abhängigkeit der Strömungsintensität

Während bei geringem Strömungsgeschehen kaum Neigung der Seegrasblätter zu verzeichnen ist und das Verhalten noch als laminar betrachtet werden kann, zeigt sich mit ansteigender Geschwindigkeit zunehmend turbulentes Verhalten im Bewuchslayer, welches mit erhöhten Widerstandskräften einhergeht (siehe Abbildung 7). Ab einer bestimmten Geschwindigkeit neigt es sich gänzlich in Strömungsrichtung. Die Gewässersohle ist dabei nahezu komplett durch den dichten Blätterteppich bedeckt. Der Reibungswiderstand bestimmt sich dann ausschließlich aus der auf den viel glatteren Blattoberflächen wirkenden Reibungskraft. Für die Blattneigung θ kann der funktionale Zusammenhang:

$$\theta = f\left(\rho_p, LAI, \frac{h_p}{h}, u\right), \quad (6)$$

mit ρ_p - der Dichte des Bewuchses; LAI - der Leaf Area Index des Pflanzenmaterials; h_p / h - dem Verhältnis der Bewuchshöhe zur Wassertiefe und u - den Betrag der Strömungsgeschwindigkeit, aufgestellt werden.

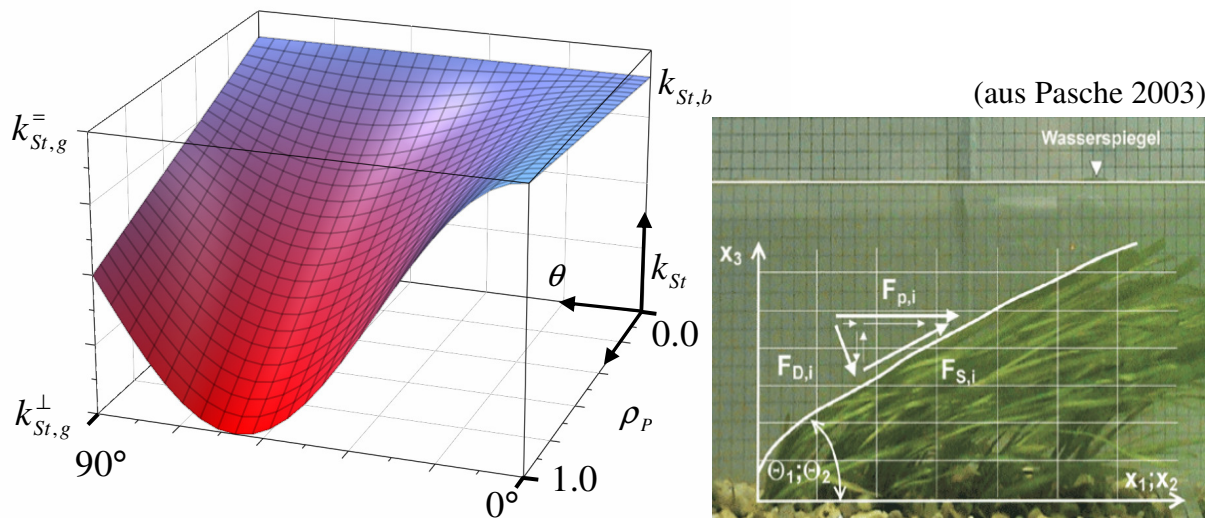


Abbildung 8 Äquivalente Rauigkeitsbeiwerte des flexiblen Seegrasbewuchses im numerischen Modell

Um die biomechanischen Eigenschaften des flexiblen Seegrasbewuchses adäquat im tiefenintegrierten hydrodynamisch-numerischen Modellsystem MARTIN abzubilden, wird eine Approximation des obigen Ansatzes vorgeschlagen, die den Reibungsansatz nach Manning-Strickler verwendet und einen äquivalenten Rauigkeitsbeiwert k_{St} bestimmt:

$$k_{St} = \rho_p \lambda_1 + (1 - \rho_p) \lambda_2$$

$$\lambda_1 = A \cos(k\theta) + B \quad \text{mit} \quad A = \frac{k_{St,g}^= - k_{St,g}^\perp}{2}, B = \frac{k_{St,g}^= + k_{St,g}^\perp}{2}, k = 3.0 \quad (7)$$

$$\lambda_2 = k_{St,b}$$

wobei ρ_p - Dichte des Pflanzenmaterials; $k_{St,g}^\perp$ - äquivalenter Stricklerbeiwert für aufrechten Grasbewuchs; $k_{St,g}^=$ - äquivalenter Reibungsbeiwert für geneigte Seegraspflanzen und $k_{St,b}$ - der Rauheitsbeiwert der Gewässersohle ist. Der Einfluss des Neigungswinkels und der Bewuchsdichte auf den Reibungsbeiwert ist zur Veranschaulichung in Abbildung 8 dargestellt.

Mit der Änderung des Seegrasbewuchses im ökologischen Modell sind im Verlauf der Simulation die Reibungskoeffizienten im Strömungsmodell anzupassen. Mit den aus (7) erhaltenen Werten k_{St} ist es möglich, den Strömungswiderstand des flexiblen Bewuchses abzuschätzen. Darüber hinaus herrscht in Vegetationsgebieten ein verändertes Erosions- und Sedimentationsverhalten. Seegräser verfestigen durch ihr komplexes Wurzelsystem den Boden und vermindern dadurch die Erosion des Sediments,

was wiederum zu einer Stabilisierung der Küstenzone beiträgt. Außerdem vollziehen die flexiblen Bewuchselemente unter Oberflächenwellen eine Schwingungsbewegung, welche eine wellendämpfende Wirkung zur Folge hat (vgl. Cox 2003). Die Berücksichtigung dieses Verhaltens im Sedimenttransportmodell und Wellenmodell des holistischen Modellsystems MARTIN wird zu einer weiteren Modellverbesserung führen.

5 Modelluntersuchungen

Erste qualitative Untersuchungen des gekoppelten öko-hydraulischen Modellsystems ermöglichen Aussagen über mögliche Entwicklungstendenzen des Seegrases und Veränderungen der Strömungsverhältnisse. Für die Simulationen wurde das Gebiet um Sylt gewählt, da es aus hydrodynamischer Sicht gut untersucht ist und vermehrtes Seegrasaufkommen aufweist.

Der betrachtete Simulationszeitraum mit einer zunächst zufälligen Verteilung von Seegras, Schnecken und Algen im gesamten Untersuchungsgebiet betrug zwei Jahre. Die Simulationsläufe geben das typische Entwicklungsverhalten des Seegrases wieder. Während in den Zellen mit großen Wassertiefen und starkem Strömungseinfluss eine deutliche Seegrasreduktion zu verzeichnen ist, konnte sich das Seegras in Gebieten mit niedrigen Wasserständen und langsamerer Strömung gut entwickeln, siehe Abbildung 9. Insbesondere das komplexe Zusammenspiel zwischen Algen, Schnecken und Strömung kann durch das Modell wiedergegeben werden. So zeigt sich, dass in Gebieten mit überwiegend starken Strömungsanteilen kaum Schnecken vorzufinden sind und daher auch der dort befindliche Algenbewuchs nicht abgeweidet wurde.

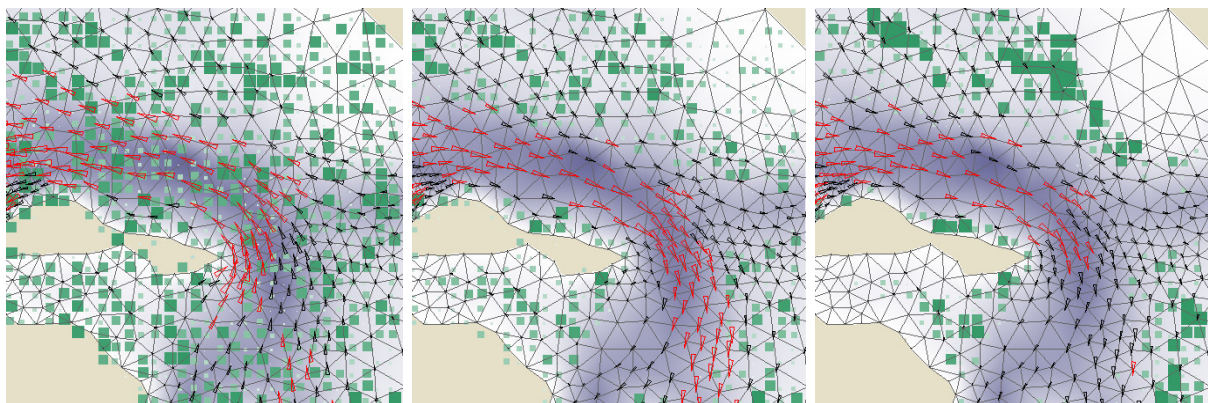


Abbildung 9 Simulationsverlauf des gekoppelten Öko-hydraulischen Modellsystems an der Nordspitze von Sylt, wobei nur die Seegrasverteilung dargestellt ist

Die Entwicklung des Bewuchses führt zu einer Veränderung der hydrodynamischen Verhältnisse. Auf der linken Seite von Abbildung 10 sind Bereiche dargestellt, in denen es aufgrund erhöhter Seegrasdichten zu signifikanten Veränderungen in den äquivalenten Reibungsbeiwerten kommt. Die rechte Seite der Abbildung 10 zeigt Geschwindigkeitsdifferenzen, die durch die Berücksichtigung der flexiblen Bewuchselemente hervorgerufen werden. Da die Entwicklung des Seegrasbewuchses vorwiegend in den flacheren Bereichen der Wasserwechselzone stattfindet, verringert sich dort die Strömung. Die Tideströmung konzentriert sich folglich stärker in den Rinnen, was sich dort in den erhöhten Geschwindigkeiten widerspiegelt (vgl. Abbildung 10).

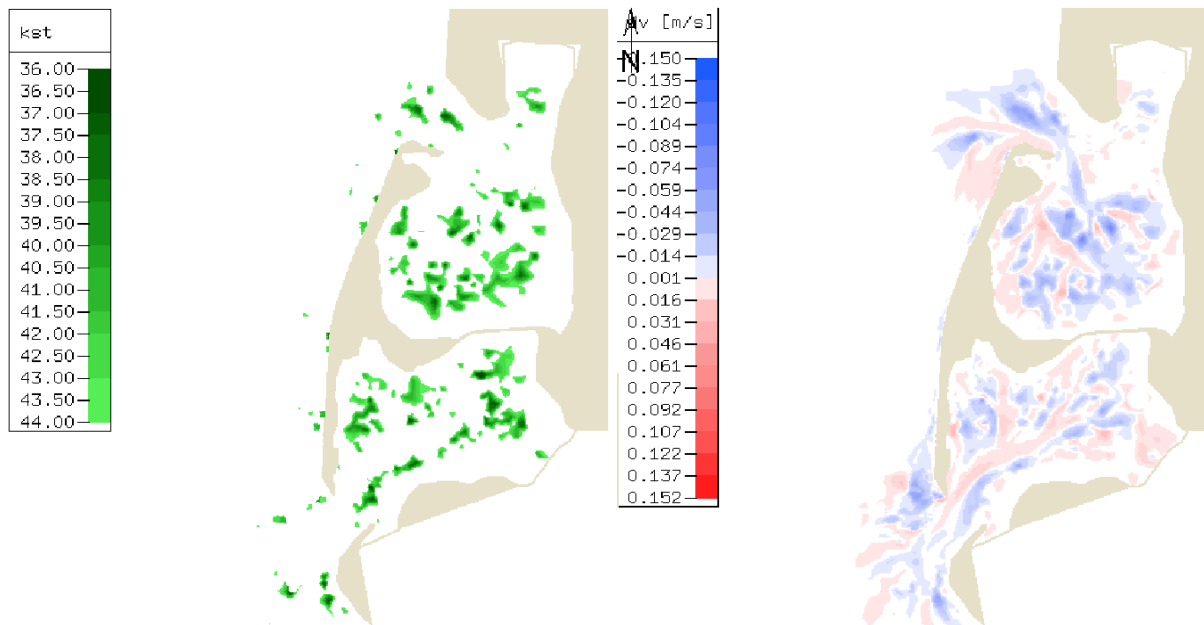


Abbildung 10 Mittlere äquivalente Reibungsbeiwerte (links) und Geschwindigkeitsdifferenzen (rechts), hervorgerufen durch die Berücksichtigung des flexiblen Seegrasbewuchses

6 Ausblick

Das entwickelte holistische öko-hydraulische Modell zur hydro-numerischen Simulation unter Berücksichtigung des Ökosystems Seegraswiese basiert auf stabilisierten finiten Elementen zur Beschreibung der hydrodynamischen Prozesse sowie auf einem diskreten fuzzy-regelbasierten ökologischen Modell. Die direkte Kopplung dieser völlig unterschiedlichen Modellansätze unter Verwendung geeigneter geometrischer und physikalischer Übertragungs- und Interaktionsansätze verleiht nicht nur den bestehenden Modellsystemen eine neue Qualität, sondern erlaubt darüber hinaus die Beurteilung naturnaher

Küstenschutzmaßnahmen, Abschätzungen anthropogener Einflüsse auf benthische Ökosysteme sowie Aussagen zu Renaturierungsmaßnahmen. Der Berücksichtigung ökologischer Modellkomponenten bei hydro-numerischen Simulationen natürlicher Fließgewässer kommt damit insbesondere bei der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und den Forderungen des Integrierten Küstenzonenmanagements eine entscheidende Bedeutung zu.

Der Schwerpunkt zukünftiger Entwicklungen liegt insbesondere auf der Beschreibung der Interaktion von Sedimenttransportprozessen, Seegang und Bewuchs und Besiedelung. Die Berücksichtigung weiterer Einflussfaktoren, wie Nährstoffzufuhr und Sonnenlicht, wird zur Verbesserung der ökologischen Modellkomponenten und dadurch auch zu einer besseren Abbildung der betrachteten abiotischen Prozesse führen.

7 Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die Förderung der Forschung im Rahmen des Graduiertenkollegs 615.

8 Literatur

- Chen, Q. Mynett, A. E. Minns, W. A.: Application of cellular automata to modelling competitive growth of two underwater species *C. Aspera* and *P. Pectinatus* in Lake Veluwe. *Ecological Modelling*, 2002.
- Cox, R. Wallace, S. Thomson, R.: Wave damping by seagrass meadows. 6'th International COPEDEC Conference, Colombo, Sri Lanka, 2003
- Fonseca, M.S. Fisher, J.S. Zieman, J.C Thayer, G.W.: Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 15, pp. 351-364, 1982
- Järvelä, J.: Flow resistance in environmental channels: focus on vegetation. Dissertation, Helsinki University of Technology, 2004.
- Milbradt, P. Schonert, T.: Hydro- und Morphodynamische Simulation unter Berücksichtigung ökologischer Modellkomponenten. HTG-Workshop "Klimaänderung und Küstenschutz", Hamburg, 2004
- Milbradt, P.: Zur mathematischen Modellierung großräumiger Wellen- und Strömungsvorgänge. Dissertation, Universität Hannover, 1995.

Pasche, E. Deußfeld, N.: hydro- und Morphodynamik in Seegraswiesen.
HANSA International Maritime Journal 5/2003, pp. 67-73, 2003

Schanz, A.: Impact of hydrodynamics on intertidal seagrass beds in the
northern Wadden Sea. Dissertation, Universität Bremen, 2003

Zadeh, L.A.: Fuzzy Sets. Information and Control, Vol. 8, pp. 338-353, 1965

Autoren:

Dr.-Ing. habil. Peter Milbradt,
Dipl.- Inform.(FH) Tino Schonert
Institut für Bauinformatik
der Universität Hannover
Callinstraße 34
30167 Hannover
Tel.: ++49 – 511 – 7625757
Fax: ++49 – 511 – 7624756
milbradt@bauinf.uni-hannover.de
schonert@bauinf.uni-hannover.de