

# Rostocker Meeresbiologische Beiträge



S...gsstrategien  
i...ngewässern II

Heft 15

Bereichs-  
bibliothek  
Südstadt

UB Rostock  
WA  
80000  
-15



# **Rostocker Meeresbiologische Beiträge**

**Sanierungsstrategien in Küstengewässern II**

**Heft 15**

**Universität Rostock**

Institut für Biowissenschaften

2006

[https://doi.org/10.18453/rosdok\\_id00005397](https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005397)

HERAUSGEBER DIESES HEFTES: Hendrik Schubert  
Uwe Selig  
Dirk Schories  
Sigrid Sagert

REDAKTION: Uwe Selig  
Dirk Schories  
Sigrid Sagert  
Ralf Grunewald

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Ralf Grunewald

CIP-KURZTITELAUFNahme: xxx

ISSN xxx

---

© Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften, 18051 Rostock

BEZUGSMÖGLICHKEITEN: Universität Rostock  
Universitätsbibliothek, Schriftenaustausch  
18051 Rostock  
email: [maria.schumacher@ub.uni-rostock.de](mailto:maria.schumacher@ub.uni-rostock.de)

Universität Rostock  
Fachbereich Biowissenschaften  
18051 Rostock

Tel. 0381 / 498-6071  
Tel. 0381 / 498-6087

DRUCK: Universitätsdruckerei Rostock xxx-06

---

Umschlagfoto Titel: Steilküste im Biosphärenreservat Südost Rügen (Aufnahme: Ralf Grunewald)  
Rückseite: Miesmuscheln(*Mytilus edulis*), südliche Ostsee (Aufnahme: Dirk Schories)

## Inhalt

	Seite
Hendrik SCHUBERT, Uwe SELIG, Dirk SCHORIES & Sigrid SAGERT Vorwort und Einführung zum 2. Workshop „Sanierungsstrategien in Küstengewässern“	5
Gerald SCHERNEWSKI, Thomas NEUMANN & Magdalena WIELGAT Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee	7
Verena NIESEL, Ingrid CHORUS, Eberhard HOEHN, Ralf SUDBRACK & Hartmut WILLMITZER Ist das Auftreten von problematischen Phytoplanktonorganismen mit einem einfachen statistischen Modell (MOPS) vorhersehbar?	25
Klaus-Dieter WOLTER Monitoring und Sanierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in Einzugsgebieten von Küstengewässern	37
Konrad MIEGEL & Birgit ZACHOW Abbau von Stickstoff-Bilanzüberschüssen durch modellgestützte Düngeempfehlung	49
Michael FEIBICKE Was können künstliche Feuchtgebiete zum Rückhalt von Nährstofffrachten aus diffusen Einträge leisten?	61
Melanie MEWES Stoffausträge aus der Landnutzung und deren Vermeidungskosten – Ostseeinzugsgebiet von Deutschland	75
Dirk SCHORIES, Uwe SELIG & Christof SCHYGULA Nutzung mariner Organismen zur Senkung der Nährstoff-Belastung in den Küstengewässern an der Deutschen Ostseeküste – Potentiale und Grenzen	87
Thomas MEYER und Stefan NEHRING Anpflanzung von Seegrasswiesen ( <i>Zostera marina</i> L.) als interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee	105
Alexandra HOESCH Renaturierung von Flachseen durch gezielte Makrophytenbesiedlung	121
Jens MÄHLMANN, Rolf ARNOLD, Lutz HERRMANN, Harald MORSCHEID & Frank MATTUKAT Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems	133
Dirk SCHORIES & Uwe SELIG Die Bedeutung eingeschleppter Arten ( <i>alien species</i> ) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee	147



## Vorwort

Bereits der erste Workshop zu Sanierungsstrategien in Küstengewässern im November 2004 ist auf große Resonanz gestoßen. Das primäre Anliegen dieser Veranstaltung war es, bisherige praktische Erfahrungen als auch Ansätze von Sanierungsstrategien für Küstengewässer vorzustellen und zu diskutieren. Die meist positiven Reaktionen der Teilnehmer bestätigten uns darin, dass ein solcher Erfahrungsaustausch zwischen Wissenschaft, Praxis und Behörden notwendig ist. Die meisten Beiträge der ersten Veranstaltungen wurden in den Rostocker Meeresbiologischen Beiträgen Band 14 publiziert. In der Abschlussdiskussion der ersten Veranstaltung zeigte sich, dass noch viele Fragen offen sind und nicht alle relevanten Fragestellungen ausreichend behandelt werden konnten. Die logische Konsequenz war daher die Ausrichtung einer zweiten Veranstaltung im Juni 2005 in Rostock.

Für dieses Treffen wurden drei Themenschwerpunkte ausgewählt, um eine Fokussierung der Diskussion zu erreichen. So sollten die Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung als Entscheidungshilfe für Sanierungsmaßnahmen vorgestellt werden. Dieser Punkt fand in der ersten Veranstaltung keine inhaltliche Berücksichtigung und sollte in die weitere Diskussion einbezogen werden. Da die Senkung der externen Einträge als die Prämisse bei den anstehenden Sanierungsmaßnahmen angesehen wird, sollte ein zweiter Themenkomplex die Maßnahmen zur Senkung der externen Stoffeinträge – Veränderungen im Einzugsgebiet und auch der landwirtschaftlichen Praxis – berücksichtigen. In einem dritten Komplex sollten Möglichkeiten für interne Maßnahmen vorgestellt werden. Im Gegensatz zum ersten Workshop, der unter diesem Aspekt technologische Maßnahmen zur Senkung der internen Nährstoffbelastung zum Gegenstand hatte, sollten dieses Mal die Organismen (sowohl Makrophyten so auch Invertebraten) als „Nährstofffilter“, aber auch als Indikator für einen besseren ökologischen Zustand, im Mittelpunkt der Beiträge stehen.

Aufgrund des regen Interesses werden mit diesem Band 10 Vorträge des 2. Workshops einer breiten Leserschaft zur Verfügung gestellt. Da auch während der zweiten Veranstaltungen nicht alle relevante Problematiken behandelt werden konnten, freut es uns sehr, dass bald ein dritter Workshop zu dieser Thematik stattfinden wird. Das Landesamt für Umwelt und Natur Schleswig-Holstein wird gemeinsam mit der Universität Kiel den dritten Workshop im Herbst 2006 organisieren. Dieser räumliche Wechsel in den westlichen Teil der deutschen Ostseeküste wird auch neue Gesichtspunkte und neue Referenten in die Diskussion einbinden, wodurch der Vielfalt unserer Küstengewässer Rechnung getragen wird.

Rostock, Dezember 2005

Hendrik Schubert

Uwe Selig

Dirk Schories

Sigrid Sagert



Gerald SCHERNEWSKI, Thomas NEUMANN & Magdalena WIELGAT

## Referenzwerte für Hydrochemie und Chlorophyll-a in deutschen Küstengewässern der Ostsee

### Hydro-chemical and chlorophyll-a reference conditions in southern German Baltic coastal waters according to the European Water Framework Directive

#### Abstract

We applied two models for the simulation of historic trophic conditions in German Baltic coastal waters: a 3-D circulation model with a biogeochemical module (ERGOM) for the complete Baltic Sea as well as a simple box-model for a lagoon. The aim is to provide reference data for nitrogen, phosphorus and chlorophyll, which is required for the implementation of the European Water Framework Directive (WFD). We assume that the trophic situation a century ago is well suitable as a reference. We focused on German outer coastal waters as well as the Szczecin (Oder) Lagoon. The Baltic Sea and the lagoon are controlled by nutrient loads from river runoff. Based on literature, we calculated historical loads for the early industrial state about 100 years ago which were used as input data for the model.

For the mixed surface layer of the coastal German Baltic Sea, we calculated maximum winter concentrations for dissolved phosphorus (dissolved inorganic nitrogen) of 0.3 (3)  $\text{mmol m}^{-3}$  for the situation a century ago. Maximum chlorophyll-a concentrations are around 2.5  $\text{mg m}^{-3}$ . A total phosphorus reference concentration of 0.35  $\text{mmol m}^{-3}$  for the German outer coastal waters seems to be realistic and is in agreement with reference concentrations of 0.6  $\text{mmol m}^{-3}$  TP suggested for near shore Baltic coastal waters. The concentrations of all parameters vary for different coastal waters, depending on exposure to nutrient sources, and show strong interannual variability.

For the Szczecin (Oder) Lagoon, the box model shows for the historic state only 35 % (15 %) of the recent total nitrogen (total phosphorus) concentrations. We suggest reference concentrations for the Kleines Haff (small lagoon) of 30  $\text{mmol m}^{-3}$  TN and 0.8  $\text{mmol m}^{-3}$  TP. For the Wielki Zalew (large lagoon) we suggest 42  $\text{mmol m}^{-3}$  TN and 0.9  $\text{mmol m}^{-3}$  TP. A century ago, chlorophyll concentrations were about 70 % lower throughout the vegetation season and reference values of 17 (24)  $\text{mg m}^{-3}$  Chlorophyll-a for the Kleines Haff (Wielki Zalew) are calculated. Different than today, primary production was not limited by light 100 years ago but nutrients played an important limiting role. All model applications are based on simplifications and therefore certain weaknesses and limitations are innate, which are briefly discussed.

**Keywords:** background conditions, nitrogen, phosphorus, river loads, Szczecin Lagoon, Pomeranian Bay, Odra river, nutrients, limitation, primary production.

## 1 Zielsetzung

Unter Nutzung des Ökosystemmodells für die Ostsee (ERGOM) werden die Konzentrationen der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie von Chlorophyll-a in den äußeren, deutschen Küstengewässern der Ostsee um das Jahr 1900 (historische Situation) abgeschätzt. Im Oderhaff (Stettiner Haff) wird zum selben Zweck ein einfaches Boxmodell eingesetzt. Die Ergebnisse können als Referenz- bzw. Hintergrundwerte für Wasserqualitätsbewertungen entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie dienen. Die gezeigten Ergebnisse für die deutsche Ostseeküste leiten sich aus den Simulationen für die zentrale Ostsee ab (Schernewski & Neumann 2005).

## 2 Methoden

### 2.1 Ableitung historischer Flussfrachten

Die Nährstoffkonzentrationen und die Produktivität der Ostsee hängen von den Nährstoffeinträgen aus den Flusseinzugsgebieten ab. Die deutliche Zunahme der Nährstoffkonzentrationen und Primärproduktion während des vergangenen Jahrhunderts ist auf eine Zunahme der Nährstofffrachten vor allem in den großen Flüssen zurückzuführen (e.g. Nehring & Nausch 1996). Eine Ableitung von Referenzwerten für die Ostsee muss also in den Flusseinzugsgebieten ansetzen. Durch den starken horizontalen Austausch in der Ostsee muss zudem die gesamte Ostsee in die Simulation einbezogen werden, was die Anforderungen an Datensammlung und –aufbereitung sowie an Rechenzeit massiv erhöht. Grundlage für die Simulationen mit dem Ökosystemmodell für die Ostsee (ERGOM) sind dementsprechend die Ableitung und Bereitstellung von Nährstofffrachten in die gesamte Ostsee. Diese Nährstofffrachten sollen die Situation um 1900 widerspiegeln und wurden auf der Grundlage verschiedener Literatur (Hamm 1993, LAWA 1996, LAWA 1998, Behrendt et al. 1999, Humborg et al. 2004, Behrendt & Dannowski 2005) abgeschätzt. Zunächst wurde nach mittleren Nährstoffkonzentrationen für alle Eintragsquellen gesucht, die die Situation vor 1900 widerspiegeln. Diese Werte sind die Referenzwerte für die Fließgewässer. Die Konzentrationen wurden mit den gemessenen Abflussdaten der Jahre 1980 bis 1990 multipliziert um die Frachten und gleichzeitig die Jahresdynamik und interannuelle Variabilität zu erhalten. Die 1980er Jahre wurden gewählt, da das Ostseemodell konkrete Antriebsdaten benötigt. Für die 1980er Jahre liegen vollständige Wetter- und Abflussdaten vor und sie weisen zudem keine Extremjahre auf, wie die frühen 1990er Jahre.

Die Arbeitsgruppe "Zielvorgaben" der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat 1998 eine Güteklassifikation für Nährstoffe in Fließgewässern herausgebracht. In die Güteklasse sind Konzentrationsobergrenzen für die geogenen Hintergrundkonzentrationen in Fließgewässern angegeben: Gesamtstickstoff (TN) < 1 mg g<sup>-1</sup>; Nitrat-N < 1 mg l<sup>-1</sup>; Ammonium-N < 0,04 mg l<sup>-1</sup>; Gesamtphosphor (TP) < 0,05 mg l<sup>-1</sup> und Phosphat-P (DIP) < 0,02. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese Konzentrationen neben dem geogenen Hintergrund auch bereits Nährstofffreisetzungen durch menschliche Aktivitäten zu einem bedeutenden Teil mit

beinhalten. Die Güteklasse 1 in Bezug auf TP erreichen 5 % aller deutschen Messstellen und diese vor allem in Bereichen, wo hohe Abflüsse die P-Konzentrationen verdünnen. Nur 2 % der deutschen Messstellen fallen beim TN in die Güteklassen 1 und 2 (LAWA 1998). Von diesen Zielvorgabewerten der Güteklasse 1 wird angenommen, dass sie die Situation vor 1900 widerspiegeln. Die Festlegung auf die Zeit vor 1900 ist dabei willkürlich. Gemeint ist eine Situation mit mäßiger Industrialisierung und vor allem vor den starken, düngemittel-bedingten Produktionssteigerungen in der Landwirtschaft.

Die Zielvorgaben der LAWA (1998) wurden von einer Expertenkommission erarbeitet und sind für Deutschland verbindlich. Sie stellen damit die einzige einvernehmliche Datenquelle dar. Für unsere Untersuchungen wurden jeweils die Obergrenzen der Güteklasse 1 zugrunde gelegt, da vor allem die großen Flusseinzugsgebiete schon vor 1900 vergleichsweise intensiv genutzt wurden und bereits von einer merklichen Verschmutzung auszugehen ist. Die aktuellen Daten der großen Flüsse zeigen, dass im Mündungsbereich großer Einzugsgebiete, die wir ausschließlich betrachten, mittlere Verhältnisse zu beobachten sind, die sich zwischen den Flüssen nicht stark unterscheiden. Die deutschen Zielvorgaben wurden auf die großen polnischen Flusseinzugsgebiete der Oder und Warthe übertragen, da dort sowohl klimatisch als auch geologisch vergleichbare Bedingungen herrschen.

Um die so berechneten Flussfrachten auf ihre Plausibilität hin zu untersuchen wurden ergänzende Quellen und Berechnungsmethoden verwendet. Nach Lübbe 1992 (in Hamm 1993) beträgt die Grundfracht für Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen in Deutschland bis zu  $0,08 \text{ kg P ha}^{-1}$  bzw. bis zu  $4 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Diese Grundfrachten spiegeln immer auch Aspekte der landwirtschaftlichen Praxis wider. Unabhängig von Düngergaben führen Veränderungen in der Landnutzung zu Ungleichgewichten in den Ökosystemen mit der Folge erhöhter Nährstoffausträge. Für die Oder und die Weichsel wurden die Grundfrachten nach Lübbe (1992) sowie Referenzfrachten nach LAWA (1998) berechnet. Am Beispiel der Oder kann das verdeutlicht werden: In den späten 1980er Jahren betrug der Eintrag von N etwa  $70.000 \text{ t a}^{-1}$  und der P-Eintrag  $5000 \text{ t a}^{-1}$ . Nach Lübbe (1992) ergeben sich Grundfrachten beim Stickstoff von  $30.000 \text{ t a}^{-1}$  und beim Phosphor von  $600 \text{ t a}^{-1}$  (jeweils gelöste Verbindungen). Entsprechend der LAWA-Referenzwerte ergeben sich  $24073 \text{ t N a}^{-1}$  und  $481 \text{ t P a}^{-1}$ . Beide Ansätze stimmen recht gut überein.

Zahlreiche Flüsse in Norden Schwedens und Finnlands sind noch in einem weitestgehend unbelasteten Zustand, der sich von dem vor 1900 kaum unterscheidet (Humborg et al. 2004). Für die Flüsse Iijoki, Oulujoki, Kemijoki, Torneälven, Kalixälven, Råneälven, Luleälven, Piteälven, Skeleffeälven, Umeälven, Ångermanälven, Indalsälven, Ljusnan und Dalälven wurden die N- und P-Konzentrationen durch Humborg et al. (2004) zur Verfügung gestellt, aus denen dann die Frachten vor 1900 berechnet wurden. Die starke Wasserführung skandinavischer Flüsse, die andersartige Landnutzung sowie die dünnere Besiedlung bedingen, dass sich hier sowohl für N als auch P wesentlich geringere Konzentrationen in den Flüssen zeigen.

Für die baltischen Flüsse Neva, Narva und Daugawa, die südfinnischen Flüsse Kemijoki und Kokemäenjoki sowie die südschwedischen Flüsse Helgean, Eman-

Motal und Maelaren wurden deshalb Referenzkonzentrationen berechnet, die die regionalen Gegebenheiten berücksichtigen. Hierin flossen Daten zur Landbedeckung, zum Anteil der Landnutzungsarten sowie zur Bevölkerungsverteilung ein. Die gesamten Nährstofffrachten wurden vereinfachend für die Modellsimulation insgesamt 14 Flüssen in der gesamten Ostsee zugeordnet. Für die atmosphärische Deposition wurde 1/10 des mittleren Wertes der 1980er Jahre angenommen.

Im Vergleich zu den mittleren Nährstoffeinträgen in die Ostsee zwischen 1970 und 1990 stellen die für die Berechnung der Referenzwerte in der Ostsee angenommenen Nährstofffrachten eine Reduktion um etwa 68 % beim Stickstoff und 76 % beim Phosphor dar. Im Falle der Oder, die die dominierende Eintragsquelle entlang der deutschen Ostseeküste darstellt ergibt sich eine Reduktion um 65 % beim Stickstoff und 89 % beim Phosphor. Die starke Reduktion der Phosphoreinträge in die Oder ergibt sich durch die aktuell sehr hohen Phosphoreinträge aus Punktquellen. Diese resultieren aus unzureichender Abwasserklärtechnik in Polen. Insgesamt muss aber festgehalten werden, dass die Nährstofffrachten mit den Flüssen in die Ostsee je nach Literaturquelle stark schwanken.

**Tab. 1** Abflussmengen und Nährstoffkonzentrationen in 14 Flusseinzugsgebieten der Ostsee. Angegeben sind die mittleren Konzentrationen zwischen 1970 und 1990, die für den Kontrolllauf des Modells sowie die abgeleiteten Referenzkonzentrationen, die die Grundlage für diese Referenzwert-Simulation in der Ostsee bildete. Es wurde davon ausgegangen, dass neben dem PO<sub>4</sub>-P auch ein regional variierender Anteil des organisch gebundenen Phosphors in den Flüssen bioverfügbar ist. Die Summe des bioverfügbaren Phosphors wird als Total Dissolved Phosphorus (TDP) bezeichnet.

	km <sup>3</sup> a <sup>-1</sup>	1970-1990 [mmol m <sup>-3</sup> ]			Referenzkonzentr. [mmol m <sup>-3</sup> ]		
		NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	TDP	NH <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	TDP
Goetaaelv	27.3	7.7	54.5	0.4	1.0	10.0	0.2
Helgean	4.0	3.8	36.1	0.2	1.0	10.0	0.2
Eman-Motal	11.3	3.9	27.6	0.4	1.0	10.0	0.2
Maelaren	0.8	72.5	83.0	32.3	1.0	10.0	0.4
Angermansalv	57.6	1.1	6.6	0.1	0.4	3.6	0.1
Umealv	19.3	0.8	4.2	0.1	0.4	3.6	0.1
Lulealv	53.0	1.4	3.7	0.1	0.4	3.6	0.1
Kemijoki	44.8	4.5	9.9	0.5	0.4	3.6	0.1
Kokemäenjoki	14.5	10.5	39.4	1.3	1.0	10.0	0.2
Neva	92.5	11.2	22.5	0.5	1.0	10.0	0.2
Narva	18.4	6.9	43.8	0.9	1.0	10.0	0.2
Daugawa	32.8	25.6	94.5	1.3	2.0	20.0	0.4
Njemen	27.2	21.3	128.5	0.7	2.0	30.0	0.4
Weichsel	49.1	45.8	122.6	3.1	2.9	68.6	0.6
Oder	24.1	28.5	173.5	5.9	2.9	68.6	0.6

## 2.2 Modellsimulation der Ostsee

Für die Simulationen wird ein existierendes und vielfach genutztes Ostsee-Ökosystemmodell verwendet. Details zum Hintergrund, zum Modell selbst sowie dessen Validierung finden sich in Pacanowski et al. 1990, Janssen et al. 1999, Neumann, 2000, Neumann et al. 2002). Praktische Anwendungen des Modells sind

in Neumann & Schernewski (2001, 2002) sowie Schernewski & Neumann (2002a,b) dokumentiert. Nachfolgend nur einige praktische Informationen zur Simulation: Die horizontale Auflösung des Modells beträgt im westlichen Teil der Ostsee 3 nm (Nautische Meilen) und wird ab der Gotlandsee in nordöstlicher Richtung vergrößert. In der Bottenwiek beträgt die horizontale Auflösung 9 nm. In der Vertikalen ist die Auflösung 3 m in den obersten 100 Metern. Danach beträgt sie 6 m. Das Modell berücksichtigt entsprechend der gewählten räumlichen Auflösung (167\*151\*77, geographische Länge, Breite und Tiefe) über 1 900 000 Gitterpunkten. Die notwendige zeitliche Auflösung (Stabilität der numerischen Integration) beträgt 6 Minuten. Mit dieser Konfiguration benötigt die Simulation eines Monats ca. 2 Stunden Rechenzeit auf einem *SuperComputer* (IBM pSeries 690 server) unter Nutzung von 32 Prozessoren. Für die Berechnung eines Simulationsjahres wurden in der Praxis etwa 3 Tage Rechnerzeit benötigt.

Die Anfangswerte für die hier beschriebene Simulation wurden aus bereits durchgeführten Simulationen abgeleitet. Die Grundlage bildet ein Szenario bei dem die Nährstofffrachten der Flüsse im Einzugsgebiet der Ostsee um 50 % verringert wurden (Neumann & Schernewski 2005). Die nach 11 simulierten Jahren vom Modell berechneten Konzentrations-Verteilungen in der Ostsee bildeten die Startbedingungen für die im Rahmen dieses Projektes erfolgte Simulation. Die Ergebnisse für die zentrale Ostsee sind in Schernewski & Neumann (2005) ausführlich dokumentiert.

Das Modell startete auf der Basis der meteorologischen Verhältnisse des Jahres 1980 aber mit Nährstoffeinträgen, die denen vor 1900 entsprechen. Nach 11 Simulationsjahren stellen sich zumindest in Küstengewässern Gleichgewichtskonzentrationen ein, bei denen davon ausgegangen werden kann, dass sie die Situation um 1900 widerspiegeln. Für die Simulation wurden die tatsächlichen meteorologischen Daten der Jahre 1980 bis 1990 verwendet.

### **2.3 Modellsimulation im Stettiner (Oder) Haff**

Das Ostseemodell ist in seiner derzeitigen räumlichen Auflösung nicht für Anwendungen in den inneren Küstengewässern geeignet. Im flachen, ständig durchmischten Stettiner Haff spielen die Gewässerphysik und laterale Transportprozessen bei langfristigen Betrachtungen keine wesentliche Rolle. Hier bietet sich deshalb die Nutzung eines einfachen, dynamischen Boxmodells an, welches lediglich zwischen Großem und Kleinen Haff differenziert. In Wielgat & Witek (2004) findet sich eine detaillierte Modellbeschreibung und eine Validierung. Als Zustandsvariablen werden DIN, PO<sub>4</sub>-P im Wasser, N und P im Detritus und im Sediment sowie eine Phytoplanktongruppe berücksichtigt. Als Prozesse werden Mineralisation der Nährstoffe im Wasser und im Sediment, Denitrifikation, Festlegung im Sediment sowie Aufnahme durch Phytoplankton berücksichtigt. Zentrale Eingangsparameter sind Licht, Temperatur und Nährstofffrachten.

Auf Grund seiner Struktur, ist das Modell flexibel und rasch in der Lage die Auswirkungen veränderter Nährstofffrachten im Haff zu simulieren.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

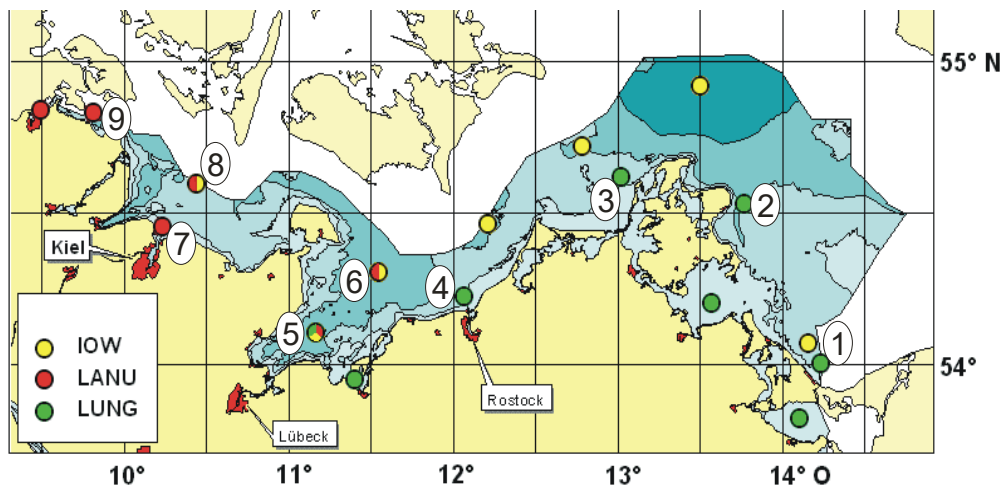
#### 3.1 Referenzwerte für die äußere Ostseeküste

In der Wasserrahmenrichtlinie werden Konzentrationen für Nährstoffe gefordert, die eine sehr gute Wasserqualität beschreiben. Diese Referenzbedingungen sind nicht identisch mit natürlichen Hintergrundkonzentrationen. Die Ostsee und vor allem ihre Küstengewässer werden schon seit Jahrhunderten durch Besiedlung und die landwirtschaftliche Nutzung der Flusseinzugsgebiete beeinflusst. In den Küstengewässern scheinen ein leicht verstärkter Eintrag von Nährstoffen und die damit verbundene beschleunigte Eutrophierung in den 30er Jahren einzusetzen. In der offenen Ostsee steigen die Nährstoffkonzentrationen erst etwa 20-30 Jahre später deutlich an. Wir gehen davon aus, dass die Konzentrationen vor etwa einem Jahrhundert noch einen sehr guten Zustand widerspiegeln und als Referenzwerte bezeichnet werden können. Zu dieser Zeit hat aber schon ein erheblicher menschlicher Einfluss vorgelegen und die Werte sind dadurch sowohl in den Flüssen als auch in den Küstengewässern höher als die natürlichen Hintergrundkonzentrationen.

Bei Nutzung der Daten der LAWA (1998) gehen wir beispielsweise für die Oder von Einträgen in Höhe von  $24.073 \text{ t N a}^{-1}$  und  $481 \text{ t P a}^{-1}$  aus. Eine vereinfachte Berechnung der Hintergrundfrachten für die Oder nach Lübke 1992 (in Hamm 1993) ergibt  $600 \text{ t a}^{-1} \text{ P}$  bzw.  $30.000 \text{ t a}^{-1} \text{ N}$ . Als natürliche Hintergrundfrachten berechnet Behrendt (pers. Mit.) Einträge von  $5.500 \text{ t N a}^{-1}$  und  $208 \text{ t P a}^{-1}$  für die gesamte deutsche Ostseeküste. Da das Odereinzugsgebiet zu 90 % auf polnischem Gebiet liegt, sind die Werte nicht direkt vergleichbar. Insgesamt weichen aber die Hintergrundkonzentrationen in den Küstengewässern nicht stark von den Referenzkonzentrationen ab.

Referenzkonzentrationen wurden für 9 Stationen entlang der deutschen Ostseeküste berechnet. Es wurden dabei die Monitoring-Stationen des LUNG, Güstrow, Mecklenburg-Vorpommern und des LANU, Flintbek, Schleswig-Holstein ausgewählt. Die Lage der Stationen ist aus Abb.1 ersichtlich.

Da das Modell einige Jahre benötigt, bis sich Gleichgewichte entsprechend der modifizierten Nährstoffeinträge einstellen, wurden für Stickstoff und Chlorophyll jeweils nur die letzten beiden simulierten Jahre berücksichtigt. Die übrigen Jahre wurden verworfen.



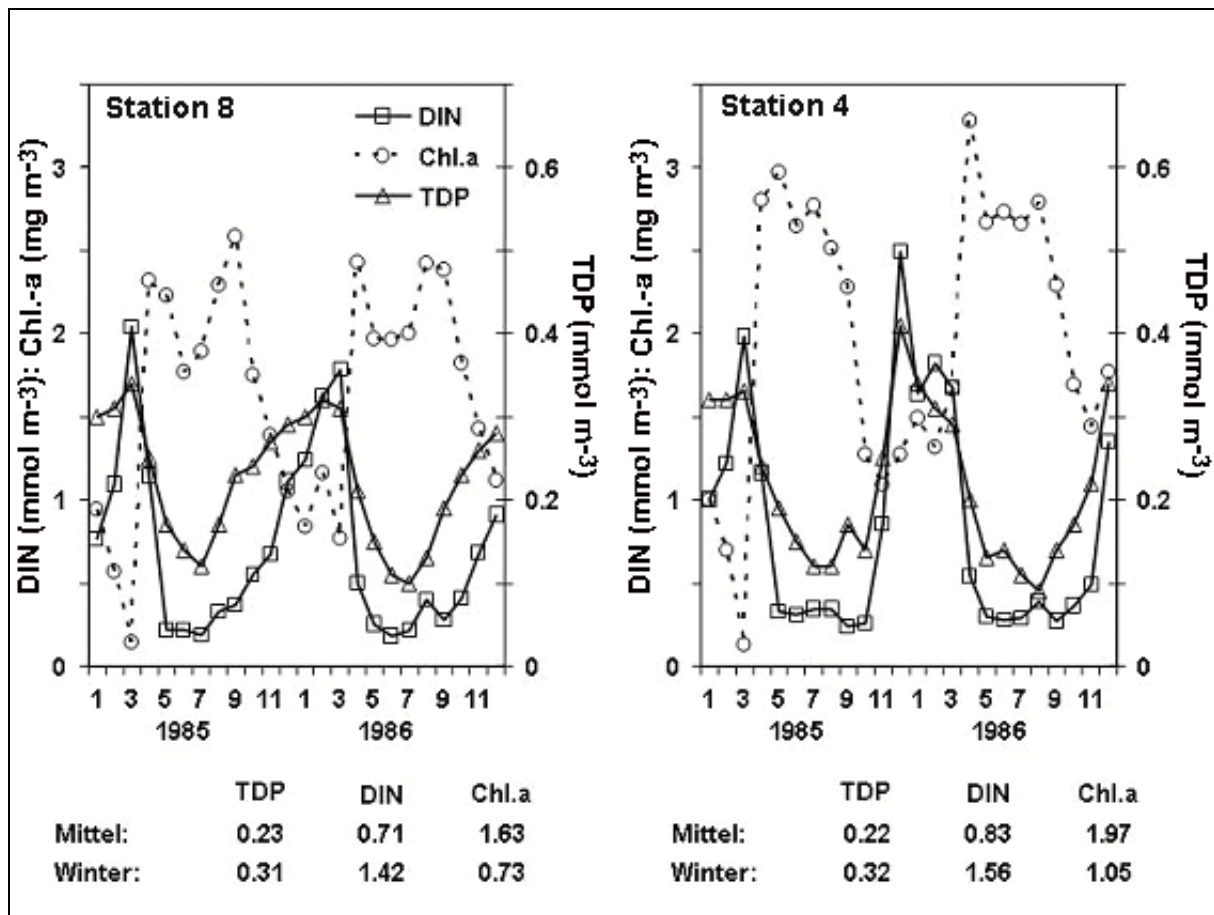
Nr.	Abk.	Bezeichnung	Tiefe (m)	Koordinaten	
1	OB4	Pomm. Bucht Ahlbeck	12	54°00,4'	14°14,0'
2	O11	Ostsee ö. Saßnitz	22	54°32,1'	13°46,2'
3	O9	Ostsee nw. Hiddensee	15	54°37,4'	13°01,7'
4	O5	Ostsee n. Warnemünde	14	54°13,9'	12°04,0'
5	O22	Ostsee n. Boltenhagen	24	54°06,6'	11°10,5'
6	M2	Mecklenburger Bucht	22.5	54°18,90'	11°33,00'
7		Leuchtturm Friedrichsort	16.5	54°23,86'	10°11,73'
8	N3	Kieler Bucht	17	54°36,00'	10°27,00'
9		Geltinger /Sonderburg Bucht	28	54°50,10'	09°49,60'

**Abb. 1** Messstationen verschiedener Institutionen sowie die Lage der 9 Stationen, für die eine Referenzwertberechnung vorgenommen wurde.

Da das Sediment ein bedeutender Speicher und Puffer für Phosphor ist, reagieren die Phosphorkonzentrationen in der Ostsee nur langsam auf reduzierte Einträge. Die folgende Abbildung zeigt die Jahredynamik für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN), gesamten gelösten Phosphor (TDP) sowie Chlorophyll a für die exemplarisch ausgewählten Stationen 4 und 8. Die angegebenen Konzentrationen beziehen sich auf eine 10 m mächtige Oberflächenschicht.

Aus den Daten wurde der Jahresmittelwert für TDP und DIN das Mittel über die Wintermonate Januar bis März berechnet. Beim Chlorophyll a wurde statt des Wintermittelwertes, der Sommermittelwert und damit die maximale Algenbiomasse erfasst. Alle Mittelwerte sind in Tabelle 2 dokumentiert.

Die hohen Stoffeinträge der Oder spiegeln sich deutlich in Form höherer Nährstoff- und Chlorophyll-Konzentrationen im östlichen Bereich der deutschen Ostsee wider. Abgesehen davon unterscheiden sich die Konzentrationen zwischen den Stationen nur sehr begrenzt. Da alle Stationen den intensiven lateralen Transport- und Mischungsprozessen unterliegen und bei stark reduzierten Nährstoffeinträgen der Gradient zwischen der küstennahen Ostsee und der zentralen Ostsee sich offensichtlich deutlich verringert, ist ein Vergleich mit den bestehen Vorschlägen von Referenzwerten sinnvoll.



**Abb. 2** Jahresgänge von TDP, DIN und Chl.a. Der Jahre 1985 und 1986 für 2 exemplarisch ausgewählte Stationen. Aus derartigen Jahresgängen wurden die Jahresmittelwerte bzw. Wintermittelwerte (Januar-März) in der Referenzsituation errechnet.

Zuvor allerdings noch einige einschränkende Anmerkungen: Das Ostseemodell wurde bereits mehrfach für Nährstoffreduktionsszenarien verwendet und die Ergebnisse kritisch beleuchtet. Um sicherzustellen, dass das Modell tatsächlich zuverlässig rechnet wurden die 1980er Jahre zunächst mit den tatsächlichen Nährstofffrachten durchgerechnet, mit Messdaten verglichen und validiert. Erst danach wurde die Simulation der Referenzsituation gestartet. Die starken Veränderungen der Einträge haben die grundsätzlichen Prozessen in der Ostsee und die Struktur dieses Ökosystems nicht verändert und das Modell verhielt sich robust und zuverlässig. Es wurde schon erwähnt, dass die Simulationszeit von 11 Jahren trotz der bereits angepassten Startbedingungen nur knapp ausreichte, um ein neues Gleichgewicht in der Ostsee einzustellen. Die Ostsee reagiert aufgrund ihrer Größe relativ träge auf äußere Veränderungen. Die angegebenen Referenz-Konzentrationen können sich also im weiteren Verlauf der Simulation noch geringfügig ändern.

Im Modell wurde angenommen, dass alle Einträge in die Ostsee punktförmig durch die 14 größten Flüsse erfolgen. Die diffusen und punktförmigen Einträge entlang der benachbarten Küstenregionen wurden diesen Flüssen zugerechnet. Für Simulationen der offenen Ostsee ist dies aufgrund der Transport- und

Mischungsprozesse unproblematisch. Im Falle Deutschlands bedeutet dies, dass alle Einträge entlang der deutschen Ostseeküste der Oder zugeordnet wurden. Die Bedeutung der Oder wird dadurch künstlich erhöht. Die Auswirkungen anderer kleiner Flüsse auf die Konzentrationen in den vorgelagerten Küstengewässern, beispielsweise in Schleswig-Holstein, bleiben dagegen unberücksichtigt. Um durch diese Vereinfachung keine fehlerhaften Referenzkonzentrationen zu erhalten, mussten die 9 Stationen in der Ostsee außerhalb der Förden und engen Buchten gewählt werden. Zudem erlaubte die räumliche Auflösung des Modells von 3 Seemeilen keine differenzierte Betrachtung kleinerer komplexer Küstengewässer.

**Tab. 2** Erste Referenzwerte auf der Basis der Modellsimulation für die 9 Ostseestationen. Grundlage für die Berechnung waren die klimatische Situation der Jahre 1985 und 1986. Auf Grund des vereinfachten Simulationsansatzes dürfen diese Angaben lediglich als Anhaltswerte verstanden werden. Die TDP-Werte spiegeln den bioverfügbaren Phosphor wider. Da in der Ostsee nur ein sehr begrenzter Teil des organischen gelösten Phosphors bioverfügbar ist (Nausch mündl. Mittgn.), liegen die Werte nur geringfügig über denen für PO<sub>4</sub>-P.

Parameter/Station	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<b>TDP (mmol m<sup>-3</sup>):</b>									
Jahresmittel	0,18	0,12	0,18	0,19	0,17	0,19	0,20	0,20	0,12
Mittl. Wintermax.	0,45	0,3	0,37	0,37	0,3	0,34	0,3	0,3	0,18
<b>DIN (mmol m<sup>-3</sup>):</b>									
Jahresmittel	10,0	5,5	1,7	0,8	0,8	1,0	0,7	0,7	1,2
Mittl. Wintermax.	17	5	3	2	2	2	2	2	3
<b>Chl-a (mg m<sup>-3</sup>):</b>									
Jahresmittel	3,0	1,4	1,3	2,0	1,5	1,5	1,9	1,7	1,5
Sommermittel	4,5	2,4	2,1	2,7	2,0	2,3	2,7	2,3	2,9

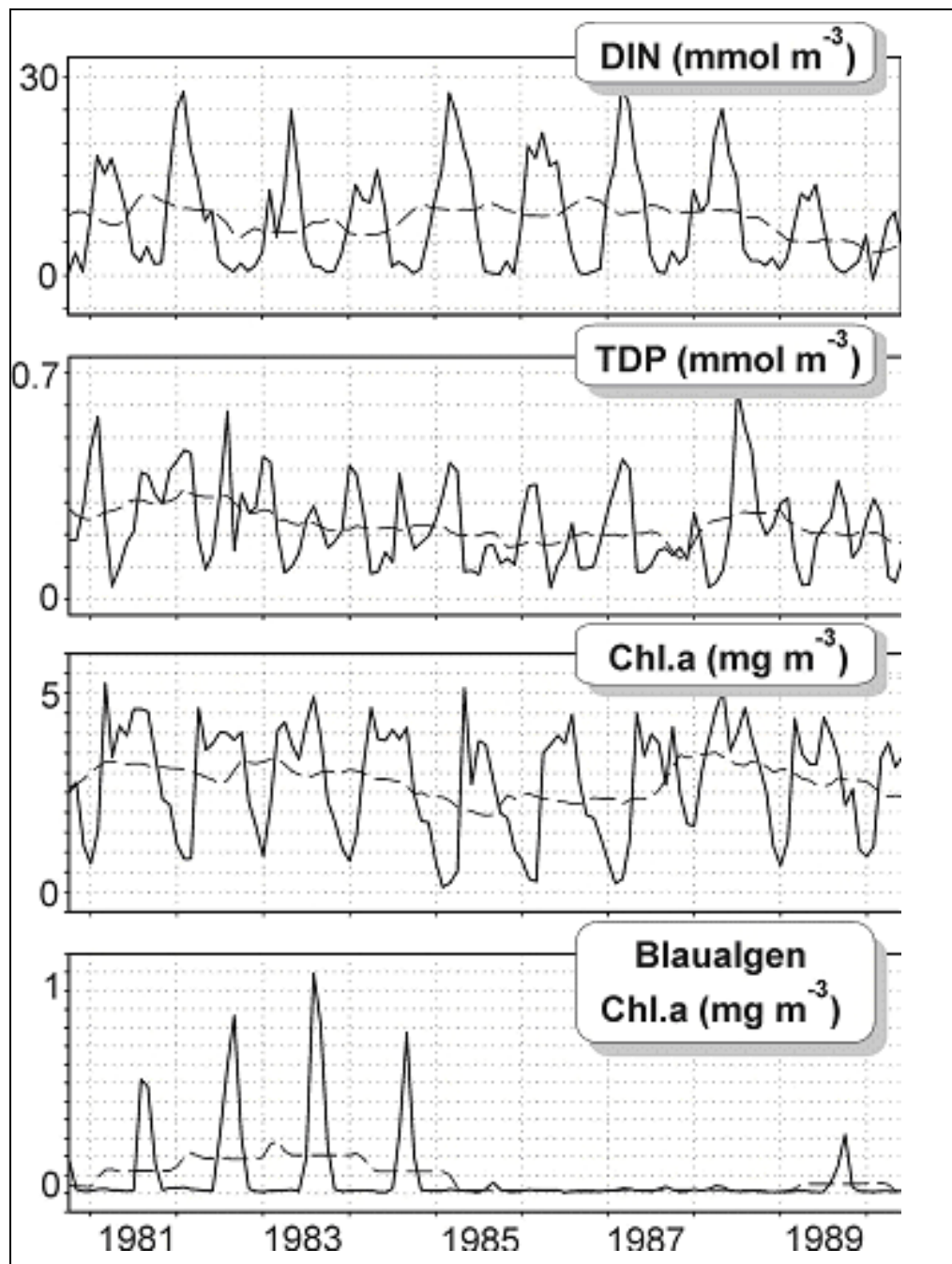
Auf dem HELCOM-Workshop „Background Concentrations“ im Oktober 2000 in Stockholm (HELCOM, Draft Summary Record, unveröffentlicht) wurden von der Expertenkommission folgende Hintergrund- (Referenz-) Konzentrationen für die zentrale Ostsee (Baltic Proper) vorgeschlagen: 0,15-0,25 mmol m<sup>-3</sup> Phosphat sowie 1,0-2,5 mmol m<sup>-3</sup> Nitrat und Nitrit. Die Werte beziehen sich auf die 1950er Jahre und gelten für die Wintermonate zwischen Januar und März bzw. April.

Für die Bucht von Riga gibt die Expertenkommission der HELCOM Herbstkonzentrationen zudem 0,06-0,16 mmol m<sup>-3</sup> für Phosphor für die Jahre 1932-1934 an.

Die Swedish Environmental Protection Agency gibt in ihren Reports 5052 bzw. 4910 (<http://www.internat.environ.se>) für die Küstengewässer der zentralen Ostsee TP (TN) Sommerwerte von 0,20-0,28 mmol m<sup>-3</sup> (12-17 mmol m<sup>-3</sup>) und TP (TN) Winterwerte von 0,35-0,41 mmol m<sup>-3</sup> (12-20 mmol m<sup>-3</sup>) an. Für Küstengewässer im Bereich Kattegat und Skagerak werden TP (TN) Sommerwerte für die zentrale Ostsee von 0,70 mmol m<sup>-3</sup> (12-18 mmol m<sup>-3</sup>) und TP (TN) Winterwerte von 1,0 mmol m<sup>-3</sup> (15-21 mmol m<sup>-3</sup>) angenommen.

Brockmann (mündliche Mittlg.) gibt eine Übersicht über Referenzwerte in deutschen Küstengewässern, die die Arbeiten von Dahlke (mündliche Mittlg.) und Brockmann & Topcu (2004) zusammenfasst. Für exponierte äußere Küstenbereiche

(Typen B3,4) werden  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte von  $0,3 \text{ mmol m}^{-3}$  und TP-Werte von  $0,6 \text{ mmol m}^{-3}$  angegeben. Für regionale äußere Küsten, wie die Kieler und Flensburger Förde sowie die Howachter, Lübecker und Wismarer Bucht hingegen deutlich höhere Werte. Dort liefen die  $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte um  $0,8 \text{ mmol m}^{-3}$  und TP-Werte um  $0,9 \text{ mmol m}^{-3}$ .



**Abb. 3** Oberflächenkonzentrationen von gelösten anorganischen Stickstoff (DIN,  $\text{mmol m}^{-3}$ ), gesamt-gelöstem Phosphor (TDP,  $\text{mmol m}^{-3}$ ), Chlorophyll a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) und Chlorophyll a ( $\text{mg m}^{-3}$ ) in Blaualgen in der Ostsee vor der Odermündung (Standort 1 in Abb. 1). Die Konzentrationen basieren auf Modellsimulationen mit historischen Stoffeinträgen und den meteorologischen Bedingungen der 1980er Jahre (verändert nach Schernewski & Neumann 2005).

Die Referenzwerte in Tabelle 2 wurden jeweils aus den Jahren mit der meteorologischen Situation von 1985 und 1986 berechnet. Die Jahre zeigen aufgrund der unterschiedlichen meteorologischen Bedingungen eine starke interannuelle Variabilität der Nährstoffkonzentrationen (Abb. 3). Die TDP-Werte im Modell spiegeln den bioverfügbaren Phosphor wider. Da in der Ostsee nur ein sehr begrenzter Teil des organischen gelösten Phosphors bioverfügbar ist (Nausch mündl. Mittg.), liegen die TDP-Werte nur geringfügig über denen für  $\text{PO}_4\text{-P}$ . Bei Zugrundelegung der Jahre 1989 und 1990 würden sich etwas höhere Referenzwerte ergeben. Als typischer mittlerer TP-Wert für äußere Küstengewässer, die durch intensiven Austausch mit der Ostsee geprägt sind, kann aufgrund der Modellergebnisse ein mittlerer Winterwert von  $0,35 \text{ mmol m}^{-3}$  als Referenzwert angesehen werden. Dieser stimmt sehr gut mit den schwedischen Daten überein. Berücksichtigt man den unterschiedlichen Bezugszeitraum und die unterschiedliche Küstenferne, so kann auch eine TP-Konzentration von  $0,6 \text{ mmol m}^{-3}$  für die unmittelbaren Küstengewässertypen (B3 und B4) als realistisch und konform mit den Modellergebnissen angesehen werden. Die starken Differenzen der Referenzwerte zwischen den äußeren Förden und Buchten in Brockmann (mündl. Mittg.) kann nicht nachvollzogen werden. Ein einheitlicher typbezogener Referenzwert erscheint sinnvoll.

Die Arbeiten von Dahlke (mündliche Mittg.) und Brockmann (mündliche Mittg.) zeigen für äußere Küstengewässer TN-Referenzkonzentrationen von  $10 \text{ mmol m}^{-3}$ , während in den äußeren Buchten und Förden Konzentrationen zwischen  $8$  und  $19 \text{ mmol m}^{-3}$  angegeben werden. Bei den Stickstoffverbindungen besteht eine gute Übereinstimmung zwischen dem Modell und den Daten der zentralen Ostsee. Am Beispiel der Odermündung zeigt sich, wie stark die Konzentrationen in den Küstengewässern durch Flusseinträge beeinflusst sind und wie ausgeprägt die Konzentrationsgradienten von der Küste hin zur offenen Ostsee sein können. Für die von der Oder beeinflusste Pommersche Bucht zeigt das Modell Referenzkonzentrationen (Winterwerte) vom  $17 \text{ mmol m}^{-3}$  DIN. Diese Werte liegen über denen von Dahlke (mündliche Mittg.) und Brockmann (mündl. Mittg.). Die übrigen vom Modell berechneten Referenzkonzentrationen sind hingegen deutlich niedriger und stimmen weder mit den Werten der genannten Autoren noch mit den schwedischen Küstenreferenzwerten überein. Grundsätzlich erscheint ein Referenzwert für die äußeren küstennahen Gewässertypen von  $10 \text{ mmol m}^{-3}$  TN aber durchaus realistisch. Die Modellergebnisse gelten allerdings auch für äußere Küstengewässer, die durch intensiven Austausch mit der Ostsee geprägt sind, und lassen sich offensichtlich nicht auf die unmittelbaren Küstengewässer übertragen. Zudem ist der vereinfachte Modellansatz hier problematisch. Durch eine größere räumliche Differenzierung der Eintragsquellen sowie einer realistischeren Verteilung der diffusen Einträge entlang der Küstenlinie, sollte der Gradient der Stickstoffkonzentrationen zwischen offener Ostsee und Küstengewässern zukünftig im Modell besser wiedergegeben werden.

Die vorgestellten Simulationsergebnisse stellen einen ersten Schritt zur Ableitung von Referenzbedingungen dar. Modifikationen im Modell, im Simulationsansatz sowie bei den Grundlagendaten werden in Zukunft zu verbesserten Aussagen führen. Im Detail zeigen die Simulationen zahlreiche zusätzliche

interessante Aspekte. Ein Beispiel ist die deutliche Zunahme von Diatomeen unter den Referenzbedingungen, wohingegen die Blaualgen stark an Bedeutung verlieren. Für Dokumentation der Ergebnisse ostseeweit sowie eine differenzierte Diskussion der Ergebnisse wird auf Schernewski & Neumann (2005) verwiesen.

### 3.2 Das Stettiner (Oder) Haff

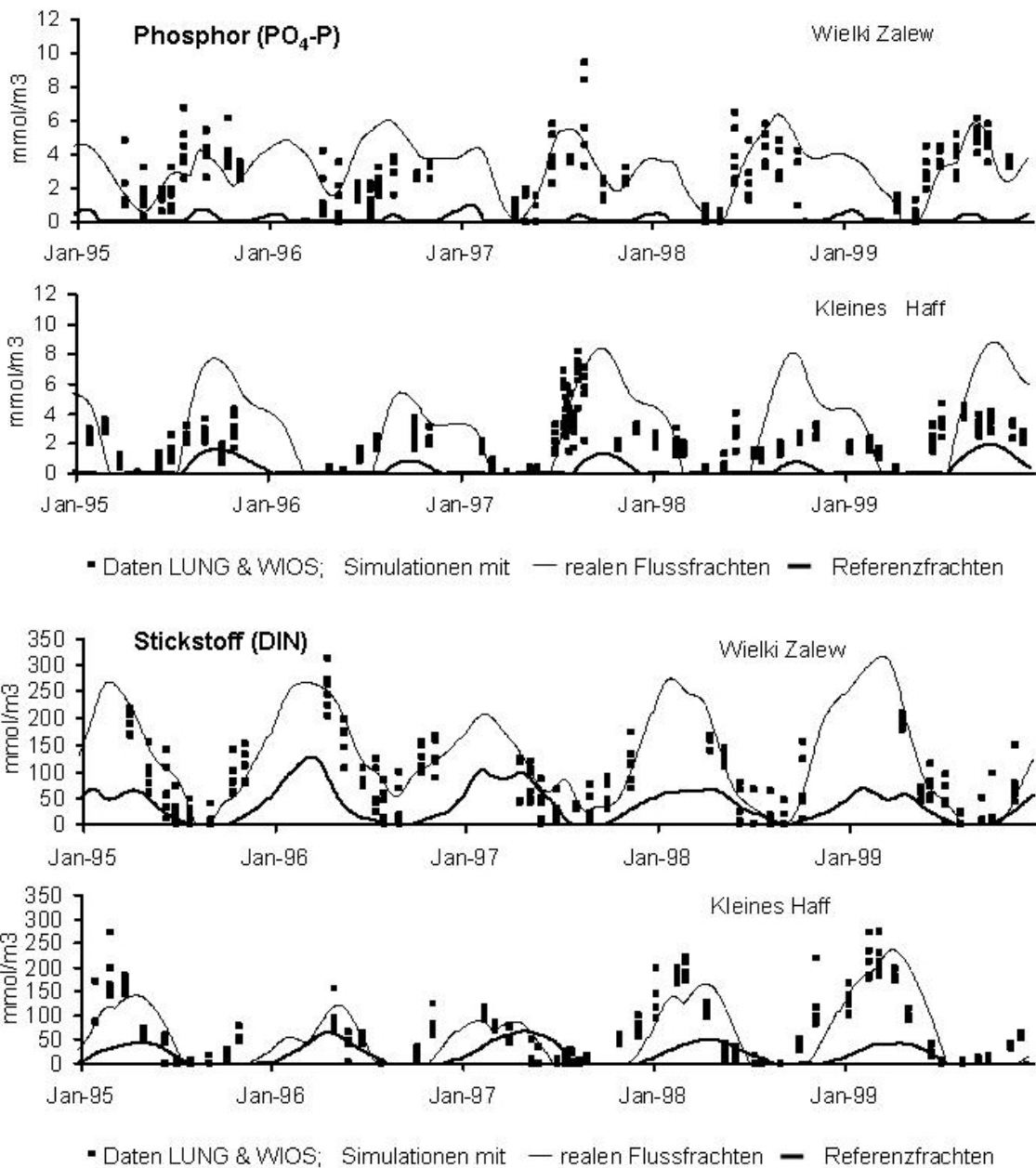
Die Abb. 4 und 5 zeigen die gemessenen und simulierten Konzentrationen von Phosphor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) und Stickstoff (Dissolved Inorganic Nitrogen) sowie Chlorophyll-a in den beiden Teilen des Stettiner Haffs (Kleines und Großes Haff, polnisch Wielki Zalew). Basierend auf den meteorologischen Bedingungen zwischen 1995 und 1999 wurde das Modell mit den tatsächlichen sowie den historischen (Referenz-) Nährstoffeinträgen angetrieben. Die historischen Einträge entsprechen auch hier etwa einer Situation von vor 100 Jahren.

Sowohl die aktuellen Nährstoffkonzentrationen als auch die für die Situation vor 100 Jahren simulierten Werte zeigen deutliche Unterschiede zwischen den beiden Teilen des Haffes sowie starke Variabilitäten zwischen den einzelnen Jahren. In einem System mit Wasseraustauschzeiten um 2 Monaten, wie dem Haff, spielt der Nährstoffvorrat im Wasser im Winter nur eine geringe Rolle für die sommerliche Primärproduktion. Die Nachlieferung über Flüsse ist von entscheidender Bedeutung. Während die Phosphat-Konzentrationen aktuell maximale Werte zwischen 6-8  $\text{mmol m}^{-3}$  aufweisen zeigt das Modell für die Situation vor 100 Jahren einen Wert in der Größenordnung um 1  $\text{mmol m}^{-3}$ , also nur etwa 15 % des aktuellen Wertes. Für gelösten anorganischen Stickstoff liegen die Maxima aktuell meist zwischen 150 und 300  $\text{mmol m}^{-3}$ . Die Simulationen zeigen für die historische Situation Werte um die 50-130  $\text{mmol m}^{-3}$ , also etwa 35 % des aktuellen Wertes. Auffällig ist, dass die Maxima für beide Nährstoffe nicht im Winter erreicht werden, sondern in die Vegetationsperiode fallen.

Als konkrete Referenzwerte bieten sich gemittelte maximale Gesamtmengen der Nährstoffe, also TN und TP, als Größen an. Zudem zeigen die starken Unterschiede zwischen Großem und Kleinen Haff, dass eine Differenzierung erforderlich ist. Das Große Haff weist zwischen April und September der Jahre 1995-99 mittlere TN (TP) Konzentrationen von 135 (6,5)  $\text{mmol m}^{-3}$  auf. Für die historische Situation ergeben sich 42  $\text{mmol m}^{-3}$  TN und 0,94  $\text{mmol m}^{-3}$  TP. Das Kleine Haff weist zwischen April und September der Jahre 1995-99 mittlere TN (TP) Konzentrationen von 106 (6)  $\text{mmol m}^{-3}$  auf. Für die historische Situation ergeben sich 30  $\text{mmol m}^{-3}$  TN und 0,8  $\text{mmol m}^{-3}$  TP.

Als Referenzwerte für das Kleine (Grosse) Haff können 30 (42)  $\text{mmol m}^{-3}$  TN und 0,8 (0,9)  $\text{mmol m}^{-3}$  TP angenommen werden. Brockmann (mündliche Mittlg.) nimmt 12,7  $\text{mmol m}^{-3}$  TN und 1,13  $\text{mmol m}^{-3}$  TP als Referenzwerte an.

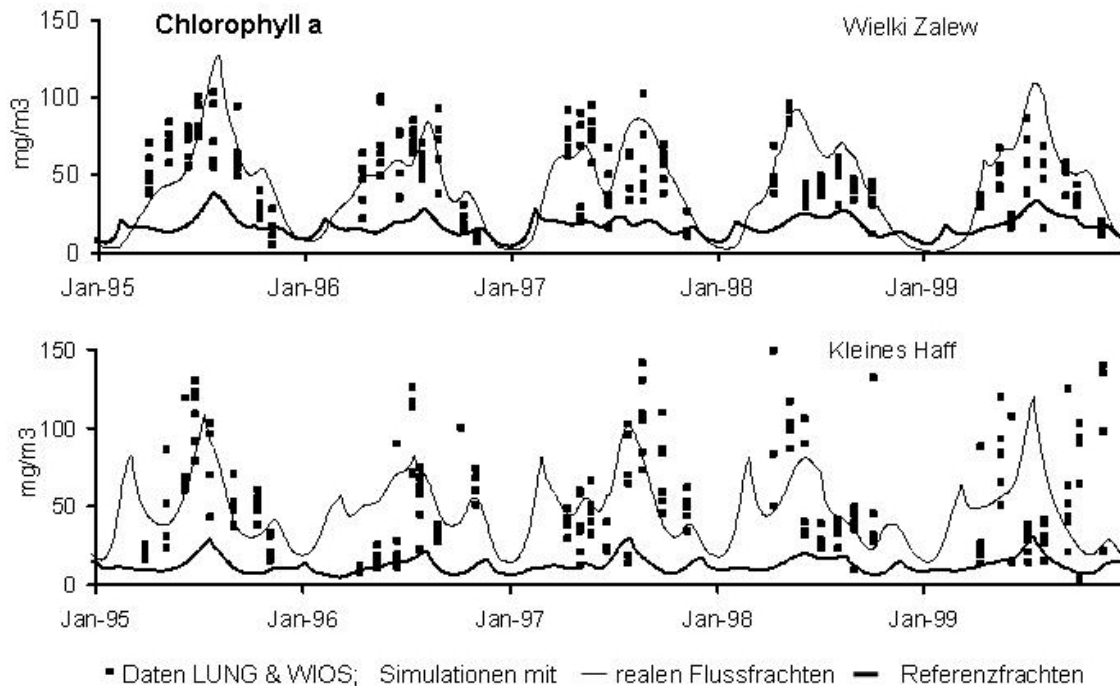
Während der Wert für Phosphor realistisch erscheint, kann der Wert für NT nicht durch die Modellsimulationen gestützt werden. Eine TN Konzentration im Kleinen Haff von 12,7  $\text{mmol m}^{-3}$  TN kann das Modell selbst bei Annahme von ungestörten, natürlichen Bedingungen, also praktisch keiner menschlichen Aktivität (Situation vor 1500 Jahren) im Odereinzugsgebiet und den daraus resultierenden Fachten voraussichtlich nicht erreichen.



**Abb. 4** Gemessene und simulierte Konzentrationen vom Phosphor (PO<sub>4</sub>-P) und Stickstoff (Dissolved Inorganic Nitrogen) in den beiden Teilen des Stettiner (Oder) Haffs (Kleines und Großes Haff, polnisch Wielki Zalew). Basierend auf den meteorologischen Bedingungen zwischen 1995 und 1999 wurden das Modell mit den tatsächlichen sowie den historischen (Referenz-) Nährstoffeinträgen angetrieben. Die historischen Einträge entsprechen etwa einer Situation von 100 Jahren. Die Messdaten stammen vom Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland sowie dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) (verändert nach Wielgat & Schernewski subm.).

Die Abnahme der Nährstoffkonzentrationen spiegelt den Rückgang der Frachten durch die wesentlichen Zuflüsse unmittelbar wider. Im Falle der Oder betragen die historischen Frachten von Stickstoff (Phosphor) zwischen April und

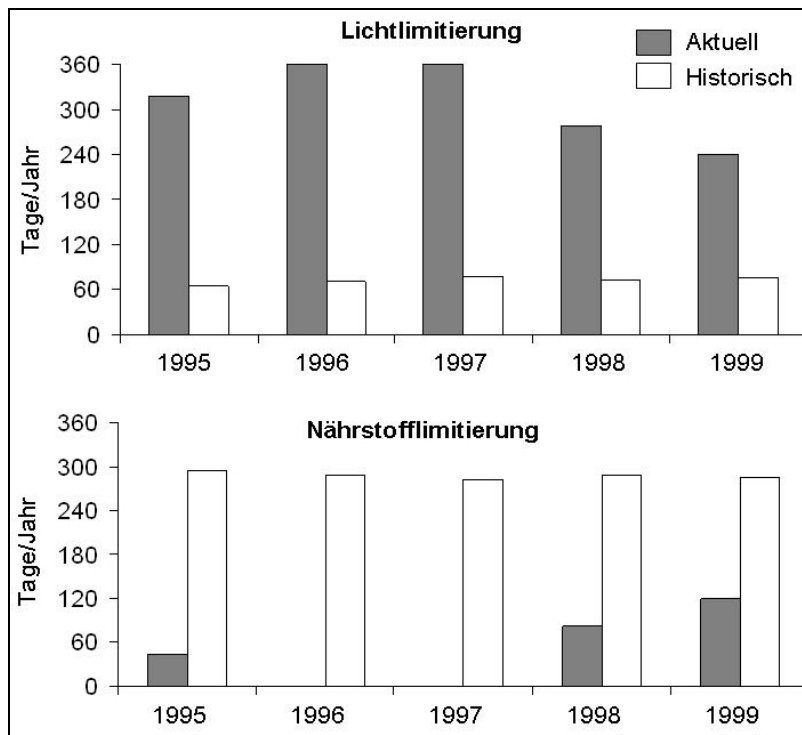
September (im Vergleich zu denen der 90er Jahre) etwa 27 % (18%). Die im Vergleich zu Stickstoff geringere Zufuhr von Phosphor schlägt sich also auch in den Konzentrationen im Haff unmittelbar nieder.



**Abb. 5** Gemessene und simulierte Chlorophyll-a Konzentrationen in den beiden Teilen des Stettiner (Oder) Haffs (Kleines und Großes Haff, polnisch Wielki Zalew). Basierend auf den meteorologischen Bedingungen zwischen 1995 und 1999 wurden das Modell mit den tatsächlichen und den historischen (Referenz-) Nährstoffeinträgen angetrieben. Die historischen Einträge entsprechen etwa einer Situation von 100 Jahren. Die Messdaten stammen vom Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland sowie dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) (verändert nach Wielgat & Schernewski subm.).

In Abb. 5 sind die aktuellen und historischen Chlorophyllkonzentrationen in beiden Teilen des Haffs dargestellt. Die mittleren Konzentrationen zwischen April und Mai liegen aktuell bei  $62 \text{ mg m}^{-3}$  Chlorophyll-a. Im Sommer, zwischen Juli und August, zeigen sich ebenfalls Konzentrationen zwischen  $62$  und  $64 \text{ mg m}^{-3}$  Chlorophyll-a. Dies gilt sowohl für das Große als auch für das Kleine Haff, wengleich der zeitliche Verlauf der Konzentrationen sich zwischen beiden Teilen deutlich unterscheidet. Vor einem Jahrhundert hingegen, lagen die Chlorophyll-a Werte im Frühjahr durchschnittlich bei  $17 \text{ mg m}^{-3}$  im Großen Haff und bei  $12 \text{ mg m}^{-3}$  Chlorophyll-a im Kleinen Haff. Während der Sommermonate wurden im Kleinen Haff (Großen Haff)  $17$  ( $24$ )  $\text{mg m}^{-3}$  Chlorophyll-a erreicht. Die Werte erreichen also nur 30 % der aktuellen Konzentrationen.

Das Modell errechnet eine aktuelle jährliche Primärproduktion zwischen  $429$  und  $533 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  im Großen Haff und zwischen  $367$  to  $439 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  im Kleinen Haff. Die historische Primärproduktion liegt im Kleinen (Großen) Haff zwischen  $86$  und  $111$  ( $163$  und  $232$ )  $\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ . Genauere Ausführungen finden sich in Wielgat & Schernewski (subm.).



**Abb. 6** Historische und aktuelle Limitierung der Primärproduktion im Großen Haff (Stettiner Haff), berechnet auf der Basis der Modellsimulationen (verändert nach Wielgat & Schernewski subm.)

Das Stettiner Haff ist aktuell wesentlich durch Licht limitiert und weist hohe Nährstoffkonzentrationen im Wasser auch während der Vegetationsperiode auf. Entsprechend der Modellberechnungen war dies vor einem Jahrhundert anders und Nährstoffe spielten eine dominierende limitierende Funktion. Allerdings war das Haff auch vor einem Jahrhundert in einem eutrophen Zustand und es erscheint ausgeschlossen, dass ein „guter“ Zustand im Sinne der WRRL im Haff überhaupt möglich ist.

Das einfache Boxmodell spiegelt die aktuellen Bedingungen im Haff zwar sehr gut wider, es ist aber generell fraglich, ob der aktuelle Modellansatz auf den historischen Zustand übertragen werden kann. Es ist durchaus möglich, dass das Haff aufgrund des höheren Makrophytenbesatzes früher ein deutlich anderes Verhalten aufgewiesen hat. Die Ergebnisse müssen dementsprechend mit einer kritischen Distanz betrachtet werden.

### Danksagung

Die Arbeiten zur Ostsee wurden im Rahmen des BMBF-Projektes ERGOM 03F0230A, durch das EU-Projekt „Characterisation of the Baltic Sea Ecosystem“ (CHARM) und das UBA-Projekt „Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von biologischen und chemischen Messgrößen im Meeresmonitoring“ unterstützt. Die Arbeiten im Oderästuar werden durch das BMBF-Projekt „IKZM-Oder“ ([www.ikzm-oder.de](http://www.ikzm-oder.de)) 03F0403A gefördert. Wir danken der Baltic

Environmental Database der Universität Stockholm, Abteilung Systems Ecology, für die Daten zu den Flussfrachten und zur Deposition. Für die Bereitstellung von Rechenzeit danken wir dem Computer Zentrum der Universität Rostock, dem John von Neumann Institute for Computation und dem Norddeutschen Verbund für Hoch- und Höchstleistungsrechnen (HLRN). Weiterhin danken wir M. Landsberg-Uczciwek, Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland sowie A. Bachor und M. von Weber, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) in Güstow für die Bereitstellung der Daten zum Stettiner Haff.

## Literatur

- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Forschungsbericht 29625515.
- Behrendt H, Dannowski R (eds.) (2005) Nutrients and heavy metals in the Odra river system. Weißensee Verlag, Berlin, 353 p
- European Parliament and the Council (2000) Directive 2000/60/EC of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities 22.12.2000
- Hamm A (1993) Problembereich Nährstoffe aus wasserwirtschaftlicher Sicht. Agrarspektrum 21: 11-21
- Humborg C, Danielsson Å, Sjöberg B, Green M (2004) Nutrient land-sea fluxes in oligotrophic and pristine estuaries of the Gulf of Bothnia, Baltic Sea. Estuarine Coastal and Shelf Science, 56: 781-793
- Janssen F, Schrum C, Backhaus J (1999) A climatological dataset of temperature and salinity for the North Sea and the Baltic Sea. German Journal of Hydrography. Supplement 9: 245 p
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1998) Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland. LAWA, ISBN 3-88961-224-5, p. 35.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (1996) Die Hauptströme der Flussgebiete Deutschlands. LAWA, ISBN 3-88593-213-X, 77 p
- Nehring D, Nausch G (1996) Fertiliser consumption in the catchment area and eutrophication of the Baltic Sea. Baltic Marine Science Conference, Rønne, Denmark 1996. ICES Cooperative Research Report 257: 8-12
- Neumann T (2000) Towards a 3D-ecosystem model of the Baltic Sea. J. Mar. Sys. pp. 405-419.
- Neumann T, Schernewski G (2001) Cost-effective versus proportional nutrient load reductions to the Baltic Sea: Spatial impact analysis with a 3D-ecosystem model. In: Brebbia C A (ed.) Water Pollution VI - Modelling, Measuring and Prediction. Witpress, Southampton, 269-278
- Neumann T, Fennel W, Kremp C (2002) Experimental Simulation with an Ecosystem Model of the Baltic Sea: A Nutrient Load Reduction Experiment. Global Biogeochemical Cycles 16, No 3, 7-1 – 7-19
- Neumann T, Schernewski G (2002) Will algal blooms in the Baltic Sea increase in future? Model simulations with different eutrophication combat strategies. In: German National IHP-OHP Committee (ed.): Low-lying Coastal Areas – Hydrology and Integrated Coastal Zone Management. UNESCO International Hydrological Programme (IHP) and WMO Operational Hydrology Programme (OHP) – Reports, special issue 13: 139-145

- Neumann T, Schernewski G (2005) An ecological model evaluation of two nutrient abatement strategies for the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, Vol 56, No 1-2, 195-206
- Pacanowski RC, Dixon K, Rosati A (1990) The GFDL Modular Ocean Model Users Guide Version 1.0., GFDL Technical Report No. 2, Geophysical Fluid Dynamic Laboratory, NOAA, Princeton University
- Schernewski G, Neumann T (2002a) Perspectives on eutrophication abatement in the Baltic Sea. *Proceedings of the international conference LITTORAL 2002*, Porto, Portugal, September 22-26, 2002. 2: 503-512
- Schernewski G, Neumann T (2002b) Impact of river basin management on the Baltic Sea: Ecological and economical implications of different nutrient load reduction strategies. *Proceedings of the International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe'*, UNECE, 21 – 24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland, 43-51
- Schernewski G, Neumann T (2005) The trophic state of the Baltic Sea a century ago: A simulation study. *Journal of Marine Systems*, 53: 109-124
- Wielgat M, Witek Z (2004) A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget. In: G. Schernewski, T. Dolch (Eds.): *The Oder estuary, against the background of the Water Framework Directive*. *Meereswiss. Ber.* 57: 99-125
- Wielgat M, Schernewski G (submitted): A model application to derive the pre-industrial water quality of the Szczecin Lagoon (southern Baltic Sea)

Autoren:

Gerald Schernewski  
Thomas Neumann  
Magdalena Wielgat  
Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde  
Seestrasse 15  
D-18119 Rostock  
Telefon: +49 381 5197-0



Verena NIESEL, Ingrid CHORUS, Eberhard HOEHN, Ralf SUDBRACK, Hartmut WILLMITZER

## **Ist das Auftreten von problematischen Phytoplanktonorganismen mit einem einfachen statistischen Modell (MOPS) vorhersehbar?**

**Is the occurrence of problematic phytoplankton species predictable with a simple probability model (MOPS)?**

### **Abstract**

The „**Model of Occurrence of Phytoplankton Species**“ (MOPS) enables the prediction of the probable occurrence of problematic phytoplankton species in reservoirs. Problematic species are defined as those which reduce the quality of drinking water through toxic metabolites or taste and odour, or whose mass occurrence requires a high level of treatment. By entering selected relevant lake properties (e. g. trophical status, mean depth, degree of acidification) and the current conditions (e. g. water temperature, pH-value, nutrient concentrations) users can estimate whether the occurrence of a problematic species is probable or not. The MOPS can be used either as prediction tool or as decision support when planning the restoration of lakes and reservoirs. The model is programmed in Visual Basic for Application (VBA), contains a MS Excel-Macro (500 kB), and is available for testing from following e-mail addresses: [verena.niesel@uba.de](mailto:verena.niesel@uba.de) or [ingrid.chorus@uba.de](mailto:ingrid.chorus@uba.de).

**Keywords:** *Asterionella, Fragilaria, Aulacoseira, Cryptomonas, Gymnodinium, Peridinium, Synura, Uroglana, Dinobryon, Microcystis, Planktothrix*, restoration, lakes, phytoplankton blooms

## **1 Einleitung**

Für die Trinkwasseraufbereitung ist die Zusammensetzung des Phytoplanktons in Talsperren von großer Bedeutung. So können Phytoplanktonorganismen und deren Metabolite die Wasserqualität stark reduzieren und damit den technischen und finanziellen Aufwand bei der Trinkwasseraufbereitung maßgeblich beeinflussen. Manche Algen und Cyanobakterien bilden gesundheitsschädliche, z.T. toxische Metabolite (Chorus et al.1992, Fastner et al. 1999), andere produzieren Geruchs- und Geschmacksstoffe (Chorus et al. 1992, Hoehn 2000, Jüttner 2002, Schmidt 2001). Kieselalgen verursachen bei ihrem Massenaufreten das Verstopfen der Filteranlagen in der Wasseraufbereitung (Kriegsmann 1994, Willmitzer 1997), während kleine bewegliche Zellen wie z. B. Arten der Gattung *Cryptomonas* durch

die Filter hindurchgelangen können und dann zu einer Aufkeimung führen können (Bernhard & Clasen 1999).

Das frühzeitige Wissen um das Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren ermöglicht den zeitnahen Einsatz von entsprechenden Maßnahmen in der Wasseraufbereitung (Schmidt 2001). Mittelfristig kann mit ökotechnologischen Maßnahmen im Wasserkörper auf das Auftreten von problematischen Arten reagiert werden (Benndorf & Clasen 2001) und längerfristig kann eine Reduzierung der Nährstoffbelastung das Artenspektrum erheblich verändern. Neben der Möglichkeit das Modell als Prognosewerkzeug anzuwenden, kann es auch bei der Planung von ökotechnologischen oder Sanierungsmaßnahmen Verwendung finden, indem die angestrebten Zielwerte in das Modell eingegeben werden und dann überprüft wird, ob mit problematischen Arten zu rechnen ist. Für die Planung von Sanierungsmaßnahmen kann das Modell einerseits als Argumentationshilfe dienen, andererseits aber auch die Möglichkeit einer Verschiebung des Auftretens von einer problematischen Art zur anderen hinweisen.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Beschreibung der Talsperren

Insgesamt wurde das Datenmaterial von drei Talsperrenbetreibern und 25 deutschen Mittelgebirgstalsperren ausgewertet. Die Talsperren liegen in Thüringen, Sachsen und Süddeutschland. Sie variieren stark in ihren gewässerspezifischen Parametern. Als Basis für die statistische Auswertung wurden die gewässerspezifischen Parameter in verschiedene Parameterausprägungen gruppiert (Tab. 1.) Der Trophiestatus gibt den allgemeinen Nährstoffstatus der Talsperre wieder, der Versauerungsgrad differenziert zwischen versauert und nicht versauert. Unter den Schichtungseigenschaften wird das hydrografische Regime über das Jahr bezeichnet. Geschichtete Talsperren weisen üblicherweise im Sommer eine thermische Schichtung auf, im Herbst, Winter und Frühjahr sind sie überwiegend durchmisch. Dagegen sind ungeschichtete Talsperren auch im Sommer durchmisch.

**Tab. 1** Parameterausprägungen der gewässerspezifischen Parameter und deren Anzahl innerhalb der ausgewerteten Talsperren

<b>Parameter</b>	<b>Parameterausprägung</b>
Trophie	oligotroph (6) mesotroph (incl. oligo-mesotroph und mesotroph-eutroph, 9) eutroph, hypertroph (10)
Schichtung	geschichtet (22) ungeschichtet (3)
Versauerung	versauert (6) nicht versauert (19)
Mittlere Tiefe	< 10 m (flach, 9) >= 10 m (16)

## 2.2 Phytoplanktondaten

Das Phytoplankton wurde in verschiedenen Laboren mittels Umkehrmikroskop gezählt und vermessen (Utermöhl 1958) und ist als Biovolumen pro Liter ( $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ) in die Datenbank eingegangen. Die Bestimmung der Arten erfolgte in den verschiedenen Laboren auf Grundlage wiederholter Qualitätssicherungen im Rahmen der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren ([www.trinkwassertalsperren.de](http://www.trinkwassertalsperren.de), Hoehn et al. 1998). Die Bewertung einer Art oder Gattung als Problemtaxon basiert auf den Erfahrungen und individuellen Einschätzung der Biologinnen und Biologen des Arbeitskreises Biologie (Tab. 2). Einige taxonomisch schwer zu differenzierende Arten wurden auf Gattungsebene zusammengefasst (Chrysophyceen, *Cryptomonas*, *Microcystis*, *Synura* und *Uroglena*). Bei den *Microcystis*-Arten wurde davon ausgegangen, dass die verschiedenen Arten meist zu ähnlichen Zeiten auftreten und mit Ausnahme von *M. wesenbergii* durchweg potentiell toxisch sind, so dass hier keine Unterscheidung notwendig war.

**Tab. 2** Phytoplanktonarten und deren Problematik in der Wasseraufbereitung

Gattung	Art	Problem in der Wasseraufbereitung	Schwellenwert [ $\text{mm}^3 \text{l}^{-1}$ ]
<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i>	Filterverstopfung	> 0,5
<i>Aulacoseira</i>	<i>italica</i>	Filterverstopfung	> 0,5
<i>Fragilaria</i>	<i>crotonensis</i>	Filterverstopfung	> 0,5
<i>Cryptomonas</i>	<i>erosa</i> , <i>hantzschii</i> , <i>marssonii</i> , <i>obovata</i> , <i>ovata</i> , <i>phaseolus</i> , <i>pyreniodifera</i> , <i>reflexa</i> , <i>rostrata</i> , <i>sp.</i> , <i>rostratiformis</i> , <i>tetrapyrenoides</i> , <i>tetrapyrenoidosa</i>	Aufkeimung	> 0,5
<i>Gymnodinium</i>	<i>uberrimum</i>	Aufkeimung	> 0,5
<i>Dinobryon</i>	<i>cylindricum</i> , <i>bavaricum</i> , <i>sociale</i> , <i>divergens</i>	Metabolitproduktion	> 0
<i>Microcystis</i>	<i>aeruginosa</i> , <i>delicatissima</i> , <i>elachista</i> v. <i>planctonica</i> , <i>pulverea</i> , <i>sp.</i>	Metabolitproduktion	> 0
<i>Peridinium</i>	<i>cinctum</i> , <i>willei</i>	Metabolitproduktion	> 0
<i>Planktothrix</i>	<i>rubescens</i>	Metabolitproduktion	> 0
<i>Synura</i>	<i>uvella</i> , <i>sp.</i>	Metabolitproduktion	> 0
<i>Uroglena</i>	<i>americana</i> , <i>botrys</i> , <i>skujae</i> , <i>uplandica</i> cf. <i>americana</i> , <i>volvox</i> , <i>sp.</i>	Metabolitproduktion	> 0

Die Biomassen, ab denen das Auftreten der Arten für die Wasseraufbereitung problematisch ist, variieren. Daher wurden unterschiedliche Biomassenschwellen angenommen, ab denen sie jeweils als „problematische Art“ eingestuft wurden. Für Arten, die durch Filterverstopfung oder Erhöhung des Aufkeimungspotenzials die Aufbereitung stören, wurde ein Schwellenwert von  $> 0,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  gesetzt. Die Produktion von Inhaltsstoffen kann schon bei sehr geringen Biomassen erfolgen. So beeinträchtigen Geruchs- und Geschmacksstoffe z.T. bereits im Konzentrationsbereich von  $\text{ng l}^{-1}$  die Trinkwasserqualität. Daher wurde für diesen Arten der

Schwellenwert auf  $> 0 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  gesetzt. Für die Arten mit einem hohen Schwellenwert basiert die Datenauswertung auf Proben mit einer Biovoluminakonzentration  $> 0,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ . Bei Schwellenwerten  $> 0 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  erfolge zusätzlich eine differenzierte Auswertung nach den Biovoluminaklassen  $> 0 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ ,  $> 0,05 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  und  $> 0,1 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$ .

### 2.3 Aktuelle Gewässerbedingungen

Insgesamt besteht der Datensatz aus 1499 Phytoplanktonmischproben. Zu den Terminen der Beprobung wurden verschiedene Parameter gemessen, die für die statistische Auswertung gruppiert wurden (Tab. 3).

Die Mittelwerte der Wassertemperatur, des pH-Wertes und der Gesamtphosphorkonzentration wurden ungewichtet aus den Werten der Tiefenprofile errechnet, die in meist äquidistanten Abständen und angepasst an die Tiefe der Phytoplanktonmischprobe aufgenommen wurden. Der pH-Mittelwert wurde ungewichtet aus der  $\text{H}_3\text{O}^+$ -Ionenkonzentrationen errechnet. Die Silikatkonzentrationen konnten aufgrund zu geringer Datenmenge nicht ausgewertet werden. Es wurde ein Grenzwert von  $0,28 \text{ mg l}^{-1}$  eingesetzt (Reynolds 2002). Konzentrationen über diesem Wert führen zum Auftreten der Kieselalgen, Konzentrationen darunter zum Fehlen der Art. Die Sichttiefe wurde mit der Secchischeibe bestimmt. Aus der Sichttiefe wurde mit einem Faktor von 2,5 die euphotische Tiefe ( $z_{\text{eu}}$ ) errechnet. Die Durchmischungstiefe ( $z_{\text{mix}}$ ) wurde aus dem Temperaturprofil berechnet, das für jede Probenahme erstellt wurde, wobei die Tiefe als  $z_{\text{mix}}$  bezeichnet wurde, bei der der Temperaturgradient maximal war und  $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$  pro Meter überschritt. Wurde eine Durchmischungstiefe ermittelt, galt der Wasserkörper als geschichtet, sonst als durchmischt. Die Relation  $z_{\text{eu}}/z_{\text{mix}}$  wurde als Maß für die durchschnittliche Lichtverfügbarkeit im Wasserkörper ermittelt.

**Tab. 3** Aktuelle Gewässerparameter mit Einheit und Ausprägung

Parameter	Einheit	Parameterausprägung
Wasserkörperschichtung	-	durchmischt; geschichtet
Wassertemperatur	$^\circ\text{C}$	0 –<5; 5-<10; 10-<15; 15-<20; $\geq 20$
pH-Wert	-	<6; 6-<7; 7-<8; $\geq 8$
Gesamtphosphorkonzentration (TP)	$\mu\text{g P l}^{-1}$	0-<10; 10-<25; 25-<50; 50-<90; $\geq 90$
Silikatkonzentration (Si)	$\text{mg Si l}^{-1}$	<0,28; $\geq 0,28$
Sichttiefe	m	<1,2; 1,2-1,9; $> 1,9 - 3,0$ ; $> 3,0-7,3$ ; $\geq 7,3$
$z_{\text{eu}}/z_{\text{mix}}$	-	<0,75; 0,75-<1,25; $\geq 1,25$
Saisonalität	-	Winter: Dezember, Januar, Februar; Frühling: März, April, Mai; Sommer: Juni, Juli, August; Herbst: September, Oktober, November

### 2.4 Datenauswertung

Der Modellprogrammierung liegt eine relative Datenauswertung zugrunde, die aus der Wahrscheinlichkeitsrechnung stammt. Um zu entscheiden, ob das Auftreten einer Art in einer bestimmten Parameterausprägung ein wahrscheinliches oder

unwahrscheinliches Ereignis ist, wurde in einem ersten Schritt der zweiseitige Binomialtest ( $\alpha = 0,05$ ) genutzt. Dabei wurden zwei Verteilungen verglichen und auf ihre signifikanten Unterschiede getestet.

Die Verteilungen basieren auf der relativen Häufigkeit folgender Proben:

- a) relative Häufigkeit der Proben mit der zu untersuchenden Art in den verschiedenen Ausprägungen eines Parameters ( $ra_s$ )
- b) relative Häufigkeit aller Proben auf die verschiedenen Ausprägungen eines Parameters ( $ra_t$ )

In einem zweiten Schritt wurden so genannte Trend-Ratios ( $v$ ) errechnet (Gleichung 1):

$$v = \frac{ra_s}{ra_t} \quad (\text{Gleichung 1})$$

Die Ergebnisse dieser Trend-ratio-Analysen geben Informationen über ein überdurchschnittlich häufiges ( $> 1$ ) oder seltenes ( $< 1$ ) Auftreten einer Art, wobei die Kombination von Binomialtests und Trend-Ratios eine Bewertung der Auftretenswahrscheinlichkeit für jede Art bei jeder Parameterausprägung erlauben (Tab. 4).

Mit  $v$  wesentlich größer als 1 und einem signifikanten Testergebnis tritt die Art überdurchschnittlich häufig auf. Im Modell wird dieses Ergebnis als das Auftreten der Art bei dieser Parameterausprägung programmiert. Mit  $v$  kleiner als 1 und einem signifikanten Testergebnis tritt die Art unterdurchschnittlich häufig auf. Im Modell wird die untersuchte Art bei dieser Parameterausprägung nicht auftreten. Ist  $v$  ungefähr 1 und das Ergebnis des Tests nicht signifikant, so liegt eine mittlere Auftretenswahrscheinlichkeit vor. Im Modell wird dieser Fall mit dem Auftreten der Art abgebildet.

**Tab. 4** Bewertung der Auftretenswahrscheinlichkeiten für den Modelleingang basierend auf den Ergebnissen aus dem Binomialtest und Trend-Ratio-Analyse

<b>Trend-Ratio</b>	<b>Ergebnis des Binomialtest</b>	<b>Bewertung</b>	<b>Modelleingang</b>
$v \gg 1$	signifikant	Art tritt überdurchschnittlich häufig auf (hohe Wahrscheinlichkeit)	Art tritt auf
$v \ll 1$	signifikant	Art tritt unterdurchschnittlich häufig auf (geringe Wahrscheinlichkeit)	Art tritt nicht auf
$v \sim 1$	nicht signifikant	Art tritt durchschnittlich häufig auf (mittlere Wahrscheinlichkeit)	Art tritt auf

## 2.5 Modellprogrammierung:

Das Modell wurde in Visual Basic for Application (VBA) programmiert und ist ein MS-Excel Makro. Die Datei umfasst ca. 500 kB und ist als CD oder per e-mail (verena.niesel@uba.de oder ingrid.chorus@uba.de) zur Erprobung erhältlich.

### 3 Ergebnisse

Das Auftreten jeder Art wurde in Abhängigkeit der Ergebnisse aus dem Binomialtest und den Trend-ratios für jede Parameterausprägung programmiert. Die Modellmatrix zeigt welche Parameterausprägungen jeweils für das Auftreten der verschiedenen Arten im Modell abgebildet wurden (Tab. 5).

Die Chrysophyceen *Synura* spp., *Uroglena* spp. and *Dinobryon* spp. und die Dinoflagellaten (*Peridinium* spp., *G. uberrimum*) treten überwiegend in oligotrophen und mesotrophen Gewässern auf. Ihr Habitate unterscheiden sich u. a. im Versauerungsgrad, in der mittleren Tiefe und in der Durchmischung (Mixis) der Gewässer. Die Gattung *Cryptomonas* tritt in diesem Modell mit einem Biovolumen über  $0,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  in eutrophen, durchmischten oder geschichteten, nicht versauerten, flachen Gewässern auf. Die Kieselalgen *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis*, *Aulacoseira italica* treten u. a. mit einem Biovolumen über  $0,5 \text{ mm}^3 \text{ l}^{-1}$  in mesotrophen und eutrophen, nicht versauerten Gewässern auf. Die Cyanobakterien treten in eutrophen, nicht versauerten Gewässern auf. Für die Cyanobakteriengattung *Microcystis* wurden zwei verschiedene Habitate abgebildet: flache durchmischte und tiefe stratifizierte Gewässer. Für die Cyanobakterienart *Planktothrix rubescens* wurde zwischen sommerlichem Auftreten bei Schichtung und Auftreten zu anderen Jahreszeiten unterschieden.

Neben diesen verschiedenen Habitaten treten die problematischen Arten unter verschiedenen aktuellen Gewässerparametern auf.

Die Benutzeroberfläche ist unterteilt in einen Eingabebereich (linke Seite) und einen Ausgabebereich (rechte Seite, Abb. 1). Im Eingabebereich können für die Parameter die verschiedenen Ausprägungen angeklickt werden. Für jeden Parameter muss eine Auswahl getroffen werden. Um das Modell laufen zu lassen, muss die Schaltfläche in der Mitte (Modelllauf, hier klicken) gedrückt werden. Dann erscheinen auf der Ausgabeseite rechts automatisch die für die eingestellten Parameterausprägungen wahrscheinlichen Phytoplanktonarten.

Die Modelleinstellung in Abb. 1 stellt eine Frühjahrssituation in einem flachen, durchmischten, eutrophen und nicht versauertem Gewässer dar. Die aktuellen Gewässerbedingungen beschreiben die typische Frühjahrssituation mit TP-Konzentrationen zwischen  $19$  und  $25 \mu\text{g l}^{-1}$ , mit Silikatkonzentrationen über  $0,28 \text{ mg/l}$ , mit pH-Werten zwischen  $7$  und  $8$ , Sichttiefen zwischen  $1,2$  und  $1,9 \text{ m}$  und einem durchmischten Wasserkörper. Unter diesen Bedingungen ist das Auftreten von *Asterionella formosa*, *Aulacoseira italica*, *Fragilaria crotonensis* und *Cryptomonas* spp. wahrscheinlich. Dieses Modellergebnis sagt somit Problemarten voraus, die die Filter in der Wasseraufbereitung verstopfen und zusätzlich zu einer Aufkeimung nach der Wasseraufbereitung führen können. Dementsprechend können innerhalb der Trinkwasseraufbereitungsanlage frühzeitig Maßnahmen ergriffen werden, um den Problemen, die diese Arten verursachen, zu begegnen.

**Tab. 5** Modellmatrix mit den zugrundeliegenden Parameterausprägungen während des Auftretens der verschiedenen Arten, die Artnamen sind Tab. 2 zu entnehmen (A. =Ausprägungen siehe Tab. 1 und Tab. 3, oligo = oligotroph, meso = mesotroph, eu=eutroph, gesch. = geschichtet, Z<sub>eu</sub> =euphotische Tiefe, z<sub>mix</sub> = Durchmischungstiefe).

	Trophie	Versauerung	Mixis Gewässer	Mittl. Tiefe [m]	Mixis Wasserkörper	Saisonalität	T Wasser[°C]	pH-Wert	TP [µg l <sup>-1</sup> ]	Si [mg <sup>-1</sup> ]	Sichttiefe [m]	Z <sub>eu</sub> / Z <sub>mix</sub>
<i>Synura spp.</i> (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	meso	versauert	alle A.	alle A.	alle A.	nicht Sommer	0 - 15	6 - 8	< 50	alle A.	alle A.	alle A.
<i>Uroglena spp.</i> (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	oligo, meso	nicht versauert	gesch.	alle A.	alle A.	alle A.	0 - 20	< 8	< 50	alle A.	alle A.	alle A.
<i>Dinobryon spp.</i> (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	oligo, meso	alle A.	gesch.	alle A.	gesch.	nicht Winter	0 - 20	< 8	< 50	alle A.	3 - 12	> 0,25
<i>Peridinium spp.</i> (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	oligo, meso	alle A.	gesch.	> =10	alle A.	alle A.	0 - 15	< 8	< 25	alle A.	3 - 12	> 0,25
<i>G. uberrimum</i> (> 0,5 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	oligo, meso	versauert	gesch.	> =10	alle A.	alle A.	0 - 15	< 9	< 25	alle A.	3 - 12	alle A.
<i>Cryptomonas spp.</i> (> 0,5 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	eu	nicht versauert	alle A.	< 10	alle A.	nicht Winter	0 - 25	> 7	> 25	alle A.	< 6	< 1,75
<i>A. formosa</i> (> 0,5 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	meso, eu	nicht versauert	alle A.	< 10	alle A.	nicht Sommer	0 - 15	> 7	alle A.	> 0,28	< 9	alle A.
<i>F. crotonensis</i> (>0,5 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	meso, eu	nicht versauert	alle A.	alle A.	alle A.	alle A.	0 - 20	> 7	< 75	> 0,28	< 6	< 1,25
<i>A. italica</i> (> 0,5 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	meso, eu	nicht versauert	alle A.	alle A.	durchmisch	nicht Sommer	0 - 15	> 7	< 75	> 0,28	< 6	< 1,25
<i>Microcystis spp.</i> , durchmisch, flach (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	eu	nicht versauert	nicht gesch.	< 10	alle A.	nicht Winter	> 10	> 7	> 25	alle A.	< 6	< 0,75
<i>Microcystis spp.</i> geschicht (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	eu	nicht versauert	gesch.	> 10	alle A.	nicht Winter	> 10	> 7	> 25	alle A.	< 6	< 0,75
<i>P. rubescens</i> , Sommer (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	eu, meso	nicht versauert	gesch.	> 10	gesch.	Sommer	10 - 20	> 7	10 - 50	alle A.	1,9 - 7,3	alle A.
<i>P. rubescens</i> , nicht Sommer (> 0 mm <sup>3</sup> l <sup>-1</sup> )	eu, meso	nicht versauert	gesch.	> 10	durchmisch	Herbst, Winter	0 - 15	> 7	10 - 50	alle A.	< 7,3	alle A.

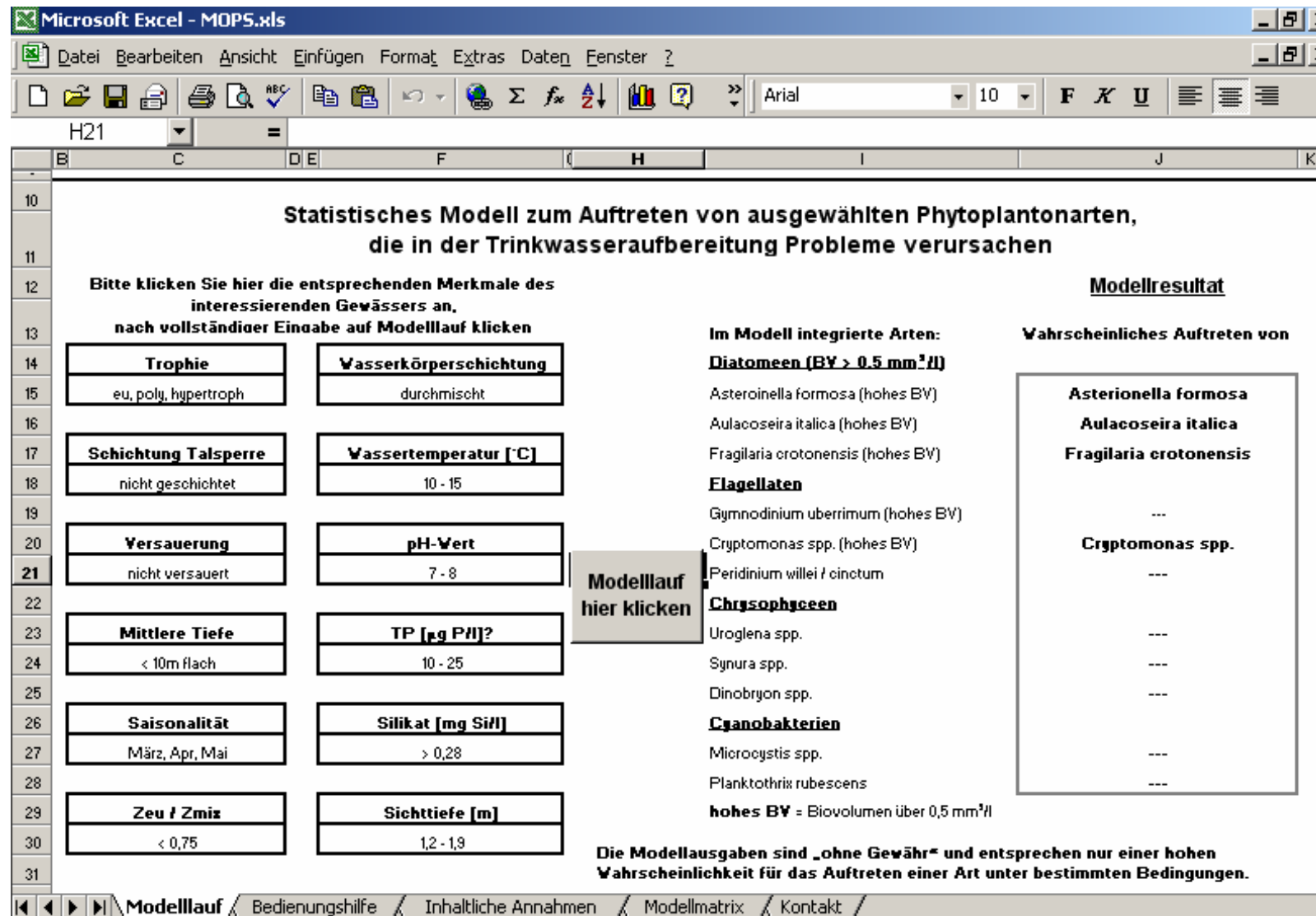


Abb. 1 Benutzeroberfläche des Modells MOPS

## 4 Diskussion

Statistische Modelle wie MOPS können relativ zuverlässige Prognosewerkzeuge sein, solange sich die Grundbedingungen, unter denen die Eingangsdaten erhoben wurden, nicht verändern (Wirtz & Niesel 1999). Grundbedingung in diesem Modell ist das Klima Mittel- bzw. Süddeutschlands, d. h. die gemäßigte kühle Westwindzone zwischen dem Atlantischen Ozean und dem Kontinentalklima im Osten. Weiterhin ist die spezifische Höhenlage, aus der die Talsperrendaten stammen, eine wesentliche Determinante. Somit ist dieses Modell nur auf ähnliche Klimazonen und Höhenlagen übertragbar.

Die Resultate des Modells basieren auf Methoden aus der Wahrscheinlichkeitsanalyse. Somit beziehen sich die Modellresultate nur auf sehr wahrscheinliche Ereignisse. Damit kann aber letztlich nicht ausgeschlossen werden, dass z. B. eine Art unter bestimmten Bedingungen auftritt, obwohl sie im Modell-output als nicht wahrscheinlich definiert wurde.

Neben der Prognosefunktion dieses Modells bietet es auch eine Analyse der realisierten ökologischen Nischen der verschiedenen Phytoplanktonarten. Die Modellmatrix zeigt auf, unter welchen Bedingungen eine Art konkurrenzstark ist und beispielsweise mit einem hohen Biovolumen auftritt. Andererseits werden in diesem Modell auch solche Bedingungen dargestellt, unter denen eine Art nicht oder nur selten auftritt.

MOPS ist nicht mit Phytoplanktonmodulen von Ökosystemmodellen (z. B. SALMO (Petzold et al. 2005) oder dem von Elliott et al. (1999) entwickelten Modell PROTECH zu vergleichen, denn diese sind prozessbasiert und bilden mittels Differenzialgleichungen komplexe Stoffflüsse in einem System ab. In MOPS dagegen ist das Auftreten oder Fehlen einer Art schon in der Programmierung festgelegt und somit in der Modellmatrix ablesbar.

Das statistische Modell MOPS bietet noch Möglichkeiten der Optimierung, da es z. B. aktuell nicht möglich ist, auf die Eingabe eines Parameters zu verzichten. Ferner ist der Prozess der Validierung noch nicht abgeschlossen. Dennoch ist dieses Modell schon als Prognosewerkzeug einsetzbar, da es einen direkten Bezug zu den Originaldaten hat. Es ist einfach handhabbar und nutzerfreundlich, kann aber keinesfalls Sachverstand ersetzen. Die Modellresultate sollten von Personen mit Erfahrung in der Phytoplanktonökologie verwendet werden.

## 5 Zusammenfassung

Das Modell „**M**odel of **O**ccurrence of **P**hytoplankton **S**pecies“ (MOPS) ermöglicht eine Aussage über das wahrscheinliche Auftreten von problematischen Phytoplanktonarten in Talsperren. Problematische Phytoplanktonarten sind solche, die die Trinkwasserqualität durch die Bildung gesundheitsschädlicher Inhaltsstoffe oder Geruchs- bzw. Geschmacksstoffe reduzieren oder durch ihr Massenauftreten den Aufbereitungsprozess bei der Trinkwassergewinnung aus Oberflächengewässern stören. Durch die Eingabe von bestimmten relevanten Gewässerparametern (z. B. Trophiezustand, mittlere Tiefe, Grad der Versauerung) und aktuellen

Bedingungen (z. B. Wassertemperatur, pH-Wert, Nährstoffgehalt) in das Modell kann abgeschätzt werden, ob das Auftreten der problematischen Arten wahrscheinlich ist oder nicht. Dieses Prognosemodell kann sowohl zur Gewinnung von direkten prognostischen Aussagen genutzt als auch bei der Sanierung von Gewässern eingesetzt werden. Das Modell ist als ein MS-Excel-Makro (500 kB) programmiert worden und unter folgenden e-mail-Adressen zur Erprobung erhältlich: verena.niesel@uba.de oder ingrid.chorus@uba.de

## Danksagung

Wir danken den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Landestalsperrenverwaltung Sachsen, der Thüringer Fernwasserversorgung und des Zweckverbands Wasserversorgung Kleine Kinzig für die Bereitstellung der Daten. Für die inhaltliche Unterstützung bei der Planung und Auswertung danken wir den Biologinnen und Biologen der Arbeitskreis Biologie der Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (ATT). Frau Prof. Dr. Ursula Gaedke danken wir für die Unterstützung bei der statistischen Auswertung der Daten. Das Projekt wurde vom Bundesministerium für Forschung und Bildung, Förderkennzeichen 02WT9852/7, finanziert.

## Literatur

- Benndorf J, Clasen J (2001) Integrierte Wasserbewirtschaftung von Trinkwassertalsperren. Integration gewässerinterner Maßnahmen. In: Bewirtschaftung und Schutz der Trinkwassertalsperren: Güte und Aufbereitung von Talsperrenwasser. ATT-Schriftreihe, Oldenbourg Verlag München, Vol. 3, pp 149-185
- Bernhard H, Clasen J (1999) Flockung algenreicher Oberflächenwässer. In Trinkwasserversorgung aus Talsperren. ATT Schriftreihe, Oldenbourg Verlag München, Vol. 1: 175-196
- Chorus I, Klein G, Fastner J, Rotard W (1992) Off-flavours in surface waters – how efficient is bank filtration for their abatement in drinking water? *Wat. Sci. Technol.* 25: 251-258
- Elliott JA, Irish AE, Reynolds CS, Tett P (1999) Sensitivity analysis of PROTECH, a new approach in phytoplankton modelling. *Hydrobiologia* 414: 45-51.
- Fastner J, Erhard M, Carmichael WW, Sun F, Rinehart KL, Röncke H, Chorus I (1999) Characterization and diversity of microcystins in natural blooms and strains of the genera *Microcystis* and *Planktothrix* from German freshwaters. *Arch Hydrobiol* 145 (2): 147-163.
- Hoehn E, Ketelaars H A M, Ewig B (1998) Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. Oldenbourg, München, pp 151
- Hoehn E (2000) Planktoneliminierung - Der Weg vom Rohwasser zum Reinwasser. In: Hoehn E, Schmidt-Halewicz S, Zintz K (eds.): Talsperre Kleine Kinzig: Quelle für unser Trinkwasser. Jubiläumsschrift 25 Jahre Zweckverband Kleine Kinzig Alpirsbach. Heimbach, Stuttgart, pp 285-302
- Jüttner F (2002) Biogene Geruchs- und Geschmacksstoffe. In: Höll K (ed.): Wasser. Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. De Gryter Berlin, New York, 955 p
- Kriegsmann J (1994) Massenentwicklung von Kieselalgen - ein Problem für die Trinkwasseraufbereitung: Ein Erfahrungsbericht am Beispiel des AVU-Wasserwerks Rohland an der Ennepetalsperre. In: Ketelaars HAM, Nienhüser AE, Hoehn E (eds.): Die Biologie der Trinkwasserversorgung aus Talsperren. ATT-Information. Academic Book Centre, De Lier, pp 121-131
- Petzoldt T, Rolinski S, Rinke K, König M, Baumert HZ, Benndorf J (2005) SALMO: Die Ökologische Komponente Des Gekoppelten Modells. *WasserWirtschaft* 5: 28-33
- Schmidt W (2001) Neue Erkenntnisse zum Vorkommen und Verhalten von Algenmetaboliten (Geschmacks- und Geruchsstoffe, Toxine) bei der Trinkwasseraufbereitung aus Talsperrenwasser. In: Bewirtschaftung und Schutz der Trinkwassertalsperren: Güte und Aufbereitung von Talsperrenwasser. ATT-Schriftenreihe Band 3, pp 317-342

- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Research 24: 417-428
- Utermöhl H (1958) Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. Mitt. int. Verh. Limnol. 9: 1-38
- Willmitzer H (1997) Qualitätsziele und ökologische Bewirtschaftung von Trinkwassertalsperren. Wasser & Abwasser 4: 14-18
- Wirtz K W, Niesel V (1999) Modelle in der Ökosystemforschung: Methoden, Bewertung und Empfehlungen. Forschungszentrum TERRAMARE Berichte 11b, pp 126

**Autoren:**

Dr. Verena Niesel  
Dr. Ingrid Chorus  
Umweltbundesamt, FG II 3.3  
Corrensplatz 1, 14195 Berlin

Email: verena.niesel@uba.de  
ingrid.chorus@uba.de

Eberhard Hoehn  
LBH  
Glümerstr. 2a  
79102 Freiburg

Email: lbh@gmx.de

Ralf Sudbrack  
Landestalsperrenverwaltung des Freistaates Sachsen  
Referat Wassergütebewirtschaftung 01782 Pirna

Email: Ralf.Sudbrack@ltv.smul.sachsen.de

Hartmut Willmitzer  
Thüringer Fernwasserversorgung  
Fachbereich Qualitätsmanagement  
Haarbergstraße 37  
99097 Erfurt

Email: Hartmut.Willmitzer@thueringer-fernwasser.de



Klaus-Dieter WOLTER

## **Monitoring und Sanierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in Einzugsgebieten von Küstengewässern**

**Monitoring and redevelopment of water and matter balance in catchment areas of coastal waters**

### **Abstract**

Today, nature and landscape are not functioning sustainably. High matter flows of nutrients and base cations are lost from catchment areas and are responsible for eutrophication of lakes and rivers. A thermodynamically founded measure at the catchment scale is landscape efficiency. It can be subdivided into 1. thermal efficiency, describing the degree of attenuation of the daily energy pulse of the sun to a mean temperature by cooling evaporation and warming condensation; 2. chemical efficiency, describing the degree of short-circuited matter cycles in production and respiration diminished by irreversible losses of base cations (proton flow) to the sea. With a high thermal and chemical efficiency, sustainability and nature's services for society are maximised. In the article, the improvement of landscape efficiency by intelligent land and water management and the benefit of a landscape monitoring system are discussed.

**Keywords:** sustainable development, landscape functionality, thermal efficiency, chemical efficiency

## **1 Einleitung**

Eine am Ziel der Nachhaltigkeit orientierte Beobachtung und Steuerung von Ökosystemen setzt ein hinreichendes funktionales Verständnis der Ökosysteme voraus, d.h. Erkenntnisse über die raum-zeitliche Verteilung der Prozesse und ihrer Kopplungen. Ein solcher funktionaler Ansatz kann die Grundlage für eine naturwissenschaftlich begründete Definition von nachhaltig funktionierenden Ökosystemen liefern. Er kann damit zugleich eine wesentliche Voraussetzung für die Ableitung von Steuerungsmaßnahmen zur Steigerung der Nachhaltigkeit bilden.

Ökologie ist von Odum (1999) definiert als die Lehre von den Wechselbeziehungen der Organismen(gruppen) zu ihrer Umwelt, als das Studium von Struktur und Funktion der Natur sowie als Umweltbiologie. In der Ökologie wird zunehmend die Divergenz vorhandener Konzepte diskutiert. Diese Divergenz kann auf ein unzureichendes Verständnis über die Zusammenhänge von Struktur und

Funktion und auf den Konflikt zwischen sektorisierter und integrativer Betrachtungsweise zurückgeführt werden.

Beispielsweise ist das fehlende Zusammenführen der Einzeldisziplinen in der Limnologie als Wissenschaft in einem Artikel mit dem Titel „*Pathologies in limnology*“ (Peters 1990) thematisiert; andere Autoren bezeichnen die mangelnde Integration von Mensch und Umwelt als das Hauptdefizit des heutigen Naturschutzes (Pfadenhauer & Ganzert 1992). Auch Falkenmark *et al.* (1999) stellen fest, dass die fortschreitende Globalisierung die sektorielle Teilung zu verstärken scheint. In einer anderen Arbeit („*Is it time to bury the ecosystem concept?*“) wird die strukturell dominierte Beschreibung von Ökosystemen in Frage gestellt und ausgeführt: „*The stable entity is the collection of functional groups that recover to the same rate processes, feedbacks, and complex organization.*“ (O’Neill 2001). Struktur (z.B. Biodiversität) werde durch die Informationstheorie, Funktion durch die Thermodynamik beschrieben (Kay 1984).

Ein mit Bezug zu nachhaltiger Entwicklung erstelltes Strategiepapier der DFG-Wasserkommission (Senatskommission Wasserforschung der Deutschen Forschungsgemeinschaft) betont als zukünftige Themen die integrale Funktion des Wassers, den thermodynamisch begründeten Wirkungsgrad der Landschaft und die lokale Autarkie, d.h. lokale Kreislaufwirtschaft und damit funktionale Aspekte (Benndorf 2001, Benndorf 2003). Dieses Strategiepapier geht davon aus, dass bei limitierter fossiler Energie, bei wachsender Weltbevölkerung und der Notwendigkeit, diese zu ernähren, trotz des umfassenden Umweltrechts eine Nachhaltigkeit in der Bewirtschaftung der Landschaft (zu verstehen als eine Form der Ökosystemsteuerung) bisher nicht erreicht werden konnte. Die Natur mit ihren Serviceleistungen für die Menschen bildet aber gerade bei limitierter Energieressource die unabdingbare Grundlage unserer Gesellschaft.

Die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist europaweit mit erheblichen Anstrengungen verbunden. Auch für sie ist eine funktionale Betrachtungsweise, d.h. eine raum-zeitliche Betrachtung der Prozessverteilungen und -kopplungen der Gewässer und der zugehörigen Einzugsgebiete in Zukunft von besonderer Bedeutung. So kann mit Hilfe des funktionalen Ansatzes die Konzeption von Steuerungsmaßnahmen in den Land-Gewässer-Ökosystemen auf ihre Wirksamkeit (ihren Wirkungsgrad) und ihre finanzielle Effizienz hinterfragt sowie zielgerichtet weiterentwickelt werden.

Da technische Eingriffe die Natur bzw. Landschaft immer mehr verändern und daraus bereits Folgeprobleme für die Gesellschaft entstanden sind, hat Luhmann (1986) die Entwicklung einer größeren „Eingriffskompetenz“ (Steigerung der Nachhaltigkeit mit Eingriffen in die Landschaft) incl. der „eigenen Rückbetreffenheit“ (= Rückkopplung zwischen „Gesellschaft“ und „Natur“) gefordert. Die funktionale Betrachtung von Ökosystemen (Wirkungsgradbetrachtung) kann einen wertvollen Baustein hierfür liefern.

## 2 Grundlagen

In einem dreijährigen Forschungsprojekt der Technischen Universität Berlin wurde von Ripl *et al.* (1996) in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten in Schleswig-Holstein und weiteren Institutionen eine Konzeption zur funktionalen Bewertung von Land- und Gewässer-Ökosystemen entwickelt und hieraus Strategien zur nachhaltigeren Landnutzung abgeleitet. Diese Konzeption beruht auf thermodynamischen Überlegungen zum Stoffaustragsprozess aus der Landschaft und beschreibt die Möglichkeiten einer Wirkungsgradsteigerung im Einzugsgebiet, bei der gezielt Einfluss auf den Wasserhaushalt der Landschaft und hierüber auf die Transporte von Nähr- und Mineralstoffen in die Gewässer genommen wird. Ziel ist unter anderem die Nährstofflimitierung (z.B. an Phosphor) in Seen sowie die Entwicklung von natürlichen Wasserstands- und Abflussmustern in Gewässern. Im Ergebnis wird in dieser Konzeption aufgezeigt, dass eine wirksame Sanierung der Gewässer nur durch gezielte Maßnahmen an Land erreicht werden kann. Der vorliegende Artikel baut auf dieser Arbeit auf.

### 2.1 Energiedissipation in der Landschaft

Ökosystemare Prozesse erhalten ihre Energie aus der Wechselwirkung zwischen Erde und Sonne. Wahrnehmbar ist die Energie aus dieser Wechselwirkung als raum-zeitliche Temperaturschwankung mit einem Tages- und Jahresmuster. Durch das dissipative Medium Wasser wird der Energiepuls räumlich (z.B. von wärmeren zu kühleren Breiten) und zeitlich (z.B. vom Tag in die Nacht) verteilt, d.h. in Richtung des räumlichen und zeitlichen Mittelwertes eingelenkt (Energiedissipation). Aufgrund seiner dissipativen Eigenschaften wirkt das Wasser als "Prozessor" in der Landschaft. Seine Prozesseigenschaften basieren auf der Fähigkeit zur Verdunstung und Kondensation (physikalischer Prozessor), zur Stofflösung und -fällung (chemischer Prozessor) und zur Wasserspaltung und -synthese bei Produktion und Respiration (biologischer Prozessor) (Ripl 1995).

Die dissipativen Verdunstungs- und Kondensationszyklen finden großräumig zwischen Meeren, Atmosphäre und Kontinenten statt. Sie lassen auf den Kontinenten die chemischen Prozesseigenschaften des Wassers wirksam werden. Mit dem Abfluss entstehen Transporte gelöster Mineral- und Nährstoffe in Richtung der Gewässer und weiter zur globalen Senke Meer. Da die ausgewaschenen Basenkationen ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ) pflanzennotwendige Nutstoffe sind und den Ökosystemen mit der Hebung des Meeresbodens erst in geologischen Zeiträumen wieder zur Verfügung stehen, kann der Verlagerungsprozess für den Zeitrahmen der menschlichen Landbewirtschaftung als irreversibler Verlustprozess angesehen werden. Dieser begrenzt die dauerhafte (nachhaltige) Nutzung der Landschaft durch den Menschen.

Im Falle der ungehinderten Entwicklung von Ökosystemen wirkt den Stoffverlusten auf den Kontinenten zunehmend der biologische Prozessor entgegen. Mit der Entwicklung vergesellschafteter Biozönosen erfolgen Produktions- und Respirationsprozesse raum-zeitlich enger gekoppelt, so dass die Energie bei kurzge-

geschlossenen Stoffkreisläufen immer stoffverlustärmer dissipiert werden kann. Das nur begrenzt vorhandene Angebot pflanzennotwendiger Stoffe wird somit durch stoffliche Kreisprozesse weitgehend zurückgehalten. Für die Beschreibung und Bewertung von Ökosystemfunktionen unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit ist diese funktionale (energetische) Betrachtung von größerer Relevanz als die strukturelle Betrachtung von Ökosystemen oder einzelner ihrer Komponenten, wie z.B. der Gewässer oder ihrer einzelnen Organismen. (Ripl 1992, 1995, Ripl *et al.* 1996, Ripl & Wolter 2002).

## 2.2 Wirkungsgrad und Nachhaltigkeit

Ein Monitoring zur funktionalen Bewertung von Ökosystemen lässt sich mit Hilfe des so genannten Wirkungsgradansatzes durchführen. Nach den oben stehenden Ausführungen besitzt das System den höchsten Wirkungsgrad, welches bei der Dissipation des täglichen Energiepulses eine maximale Langlebigkeit (Nachhaltigkeit) aufweist. Die maximale Nachhaltigkeit natürlicher Systeme ist dann gegeben, wenn bei der Energiedissipation stoffverlustarme Kreisprozesse aufrechterhalten werden. Sie führen an Land zum Erhalt des begrenzten Vorrats an pflanzennotwendigen Stoffen (Ripl *et al.* 1996), in Seen zur Minimierung der Sedimentationsrate und damit zur Verzögerung der Verlandung (Ripl & Wolter 2002).

Eine Wirkungsgradbetrachtung energiedissipativer Systeme kann daher über den Anteil an stofflichen Kreisprozessen gegenüber den Verlustprozessen erfolgen. Hierfür müssen Systemgrenzen gewählt werden, bei denen ein Minimum des Stoffaustausches mit der Umgebung besteht. Dieses sind die Grenzen von Wassereinzugsgebieten, da von ihnen ein gerichteter Transport fester und gelöster Stoffe mit dem ober- und unterirdisch abfließenden Wasser in die Gewässer als den tiefsten Bereichen einer Landschaft stattfindet. Einzugsgebietsgrenzen stellen daher natürlicherweise geeignete Systemgrenzen dar (Ripl *et al.* 1996).

Es können ein stofflicher (chemischer) und ein thermischer Wirkungsgrad unterschieden werden. Beide sind aus den Prozesseigenschaften des Wassers ableitbar. Der stoffliche oder chemische Wirkungsgrad  $W_0$  von Ökosystemen wird aus dem Protonen- und Elektronenfluss als Folge der chemischen und biologischen Prozesseigenschaften des Wassers abgeschätzt, der thermische Wirkungsgrad aus der Verdunstung (Kühlung) und Kondensation (Erwärmung) als Folge der physikalischen Prozesseigenschaften des Wassers.

Beim chemischen Wirkungsgrad sind die energiedissipativen stofflichen Lösungs- und Ausfällungsprozesse von Relevanz. Irreversible Verlustprozesse sind auf dem Land insbesondere die Transporte der Nähr- und Mineralstoffe über die Fließgewässer ins Meer, in Seen die Sedimentation bzw. Verluste dieser Stoffe mit dem Abfluss. Des Weiteren sind für die Abschätzung des chemischen Wirkungsgrades die biologischen Prozesse der Wasserspaltung (Photosynthese) und der Wassersynthese (Respiration) von Bedeutung. Dabei geht in nachhaltig funktionierenden terrestrischen Systemen auch abgestorbene organische Substanz kaum verloren, indem sie im Boden als Nährstoff- und Wasserspeicher dient und den stofflichen Kreisläufen verfügbar bleibt.

In Landökosystemen steigt der Wirkungsgrad bei kleinräumigen Zyklen des Wassers und der Nähr- und Mineralstoffe. Diese Steigerung beruht auf einer

vermehrten Einflussnahme des biologischen Prozessors auf die Energiedissipation. Dies geht einher mit einer zunehmenden Vergleichmäßigung der Temperatur im Tages- und Jahresverlauf und einer Vergleichmäßigung der Wasserspende an die Gewässer im Jahresverlauf. Demgegenüber laugt ein System mit einem geringen Wirkungsgrad seinen Standort zunehmend aus - es "altert" (sensu Odum 1969) schneller. Dabei degradiert es auch zunehmend in seiner Organismenzusammensetzung und -vergesellschaftung.

Der chemische Wirkungsgrad  $W_0$  kann rechnerisch nach Formel [1] abgeschätzt werden (verändert nach Ripl *et al.* 1996):

[1]  $W_0 = (BP - V) / BP$   
 BP = Bruttoprimärproduktion im Einzugsgebiet,  
 Einheit: Protonenäquivalentsumme pro Fläche und Zeit,  
 1 H<sup>+</sup> entspricht ½ C  
 V = Verluste = Stofffracht an Basenkationen aus dem Einzugsgebiet,  
 Einheit: Protonenäquivalentsumme pro Fläche und Zeit  
 1 H<sup>+</sup> entspricht ½ Ca<sup>2+</sup>, ½ Mg<sup>2+</sup>, 1 Na<sup>+</sup>, 1 K<sup>+</sup>

In engem Zusammenhang mit dem chemischen Wirkungsgrad steht der thermische Wirkungsgrad  $W_t$  (Formel [2]; Ripl *et al.* 1996, verändert). Dieser gibt an, wie vollständig der im Tag-Nacht-Rhythmus wirksame Energiepuls der Sonne an der Erdoberfläche durch Verdunstung (Kühlung) und Kondensation von Wasser (Erwärmung) dissipiert wird. Kann die Energie durch kleinräumige Kreisprozesse des Wassers weitestgehend vollständig am Standort dissipiert werden, spiegelt sich dies auch in einer ausgeglicheneren Temperatur im Tagesverlauf wider. Einen hohen thermischen Wirkungsgrad besitzen beispielsweise weitestgehend intakte und daher wasserspeichernde Natur- oder Urwälder, Feuchtgebiete, aber auch agroforstwirtschaftliche Strukturen. Ein geringer thermischer Wirkungsgrad wird in Städten und intensiv mit Steppenpflanzen bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen vorgefunden.

[2]  $W_t = (T_m - T_{SD}) / T_m$   
 $T_m$  = mittlere Temperatur (z.B. eines Satelliten-Thermalbildes)  
 $T_{SD}$  = Temperaturabweichung vom Mittelwert (z.B. Standardabweichung eines Satelliten-Thermalbildes)

### 2.3 Beispiele für intakte Funktionalität und degradierte Flächen

Der thermische Wirkungsgrad lässt sich nach Schneider & Kay (1997) auch aus dem Bestreben von thermodynamischen Systemen ableiten, einem angelegten Gradienten zur Entfernung aus dem Gleichgewicht Widerstand entgegenzusetzen, bzw. sich dem Gleichgewicht wieder anzunähern. Am Beispiel eines Gebietes in Oregon werden Temperatureffekte diskutiert. Die höchsten Temperaturen lagen in einer Kahlschlagslichtung und einem Steinbruch vor. Die beste Kühlung und Ausnutzung der eingestrahlten Energie erreicht ein 400 Jahre alter Wald aus Douglasien mit dreischichtiger Pflanzendecke. Hieraus kann abgeleitet werden, dass zunehmend reife (hoch entwickelte) Ökosysteme eine eher geringere Schwarzkörpertemperatur (d.h. Oberflächentemperatur) aufweisen (Schneider & Kay 1997).

Der stoffliche und der thermische Wirkungsgrad der Landschaft wird in der anthropogen überformten Landschaft durch den veränderten Wasserhaushalt im

Rahmen der Land-, Forst- und Wasserwirtschaft sowie der Verstädterung bestimmt. Die Landnutzung hat insbesondere seit der Industrialisierung in Europa bis heute auf großer Fläche zu einer Absenkung des stofflichen und thermischen Wirkungsgrades geführt und damit eine Annäherung an das bei uns in zahlreichen Gesetzen formulierte Ziel der nachhaltigen Sicherung der natürlichen Lebensgrundlagen (z.B. im Bundesnaturschutzgesetz, Raumordnungsgesetz, Wasserhaushaltsgesetz) in Frage stellt. Die hierbei ausgelösten Stoffverluste der gelösten Mineralsalze betragen beispielsweise in der BRD über  $1 \text{ t (ha} \cdot \text{a)}^{-1}$  (Ripl *et al.* 1996, Hildmann 1999).

Die Prozesse in Flüssen und Seen sind über den gerichteten Wasser- und daran gebundenen Stofffluss den Prozessen im zugehörigen Einzugsgebiet nachgeordnet. Die Einträge in Seen stehen somit in unmittelbarem Zusammenhang mit dem Wirkungsgrad im Einzugsgebiet. Daher müssen Seen und ihre Einzugsgebiete als funktionale Einheit gesehen werden. In Seen kann der Wirkungsgrad erst steigen, wenn stoffliche Einträge minimiert sind. Nur dann kann auch im Gewässer die Energie in stoffverlustarmen Kreisprozessen bei der Produktion und Respiration dissipiert werden. Die Sedimentationsrate ist minimiert, die Lebensdauer und damit die Nachhaltigkeit des Sees ist maximiert. Ein hoher Wirkungsgrad im See als Folge von enger raum-zeitlicher Kopplung von Produktion und Respiration zeigt sich

- in einer Vergleichmäßigung ausgeprägter räumlicher Gradienten und demzufolge auch zeitlicher Gradienten (z.B. im Sauerstoffgehalt des Wassers),
- in einer zunehmend eng vernetzten Gewässerbiozönose; so kommt es zum Wegfall der Dominanz von Planktongesellschaften, wogegen insbesondere im Litoral als Ort der höchsten Prozessdichte das Auftreten von Aufwuchsorganismen als sichtbare Struktur von raum-zeitlich eng gekoppelter Produktion und Respiration wahrscheinlicher wird.

Bei limitiertem Nährstoffangebot können durch den hohen Vergesellschaftungsgrad dieser Strukturen weitestgehend Kreisprozesse aufrechterhalten werden (P/R-, d.h. Produktions/Respirations-Quotient nahe 1).

Die Degradierung eines Gewässers steht in Zusammenhang mit der raum-zeitlichen Trennung von Produktion und Respiration. Mit zunehmender Trennung dieser Kreisprozesse kommt es zu einer vermehrten Destrukturierung der Zönose (Dominanz von Planktongesellschaften) und einer Zunahme raum-zeitlicher Gradienten (z.B. Sauerstoffgehalt des Wassers). Mit wachsender Destrukturierung steigt die Sedimentation - der See „altert“ schneller. Der Begriff „Alterung“ ist hierbei ein bildlicher Ausdruck für die fehlende Nachhaltigkeit einer physischen Struktur in der Landschaft. „Alterung“ bezeichnet eine erhöhte Instabilität bzw. Veränderungsgeschwindigkeit des Systems.

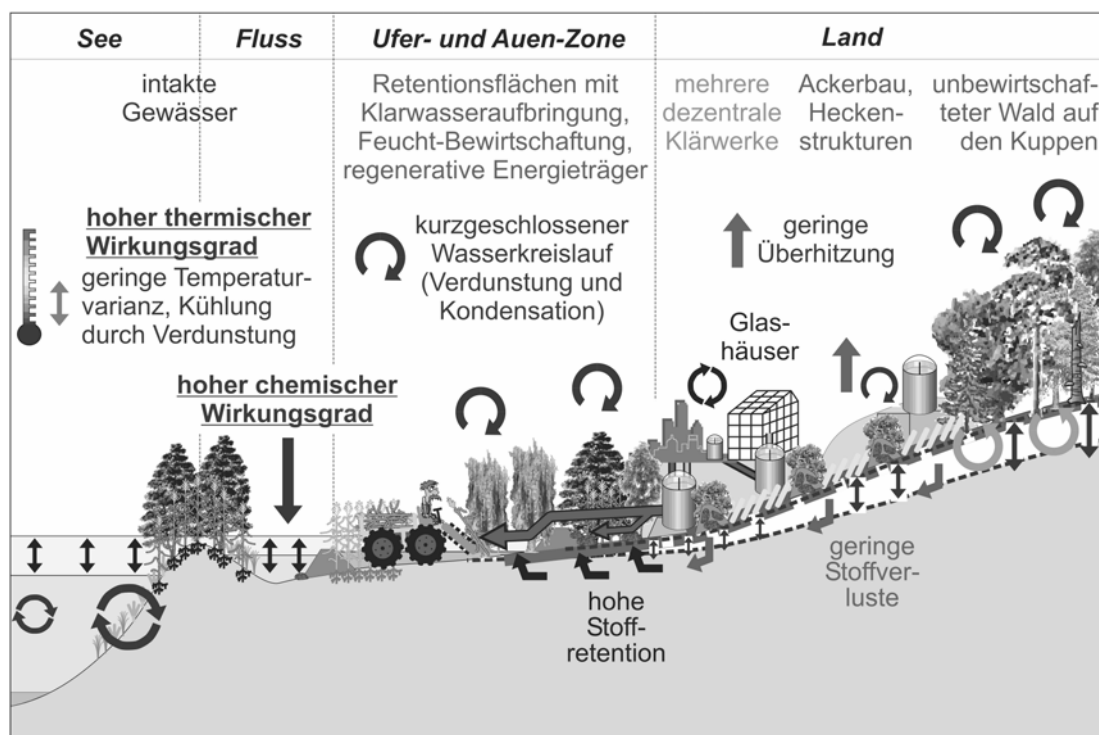
Ein hohes Vorkommen an Planktongesellschaften liefert daher einen Hinweis auf einen geringen Wirkungsgrad, ein hohes Vorkommen von Litoral- und Aufwuchsgesellschaften auf einen hohen Wirkungsgrad des Sees.

### 3 Sanierung und nachhaltige Bewirtschaftung

Mit Hilfe der beschriebenen Wirkungsgradbetrachtung lassen sich die Untergruppen der Seentherapie „Seerestaurierung“ und „Einzugsgebiet-Sanierung“ funktional definieren. Die Seerestaurierung greift in die See-internen Kreisprozesse ein. Wirkungsvolle Restaurierungen setzen jedoch meist eine vorherige externe Nährstoffentlastung in ausreichendem Umfang voraus. Ziel ist die Wirkungsgraderhöhung des Stoffhaushaltes im Gewässer. Die Sanierung ist aus funktionaler Sicht dagegen auf die Erhöhung des Wirkungsgrades im Einzugsgebiet eines Sees ausgerichtet. Ziel ist die Optimierung des Stoffrückhaltes in der gesamten Fläche und damit die Minimierung der diffusen Einträge an Nährstoffen und Basenkationen in die Seen.

#### 3.1 Steuerung der Prozesse über den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet

Geeigneten Maßnahmen für eine an den lokalen Wasserhaushalt angepasste nachhaltige, stoffverlustarme Landnutzung liegen folgende allgemeine Prinzipien zugrunde (schematische Darstellung in Abb. 1):



**Abb. 1** Nachhaltige Bewirtschaftung der Landschaft mit lokaler Kreislaufwirtschaft, Feuchtbewirtschaftung, Glashäusern und Produktion regenerativer Energieträger. Schematische Darstellung

Von den Kuppenlagen als Bereiche mit beschleunigten Stofftransportprozessen (Auswaschungsbereiche) gehen die Degradationsprozesse in der Fläche aus. Kuppen sollten daher möglichst weitgehend von einer intensiven Nutzung

ausgenommen werden. Zur Steigerung des landschaftlichen Wirkungsgrades kann in diesen Bereichen die Entwicklung unbewirtschafteter Wälder beitragen: In ihnen werden durch die permanente und hoch diversifizierte Vegetation eine Anreicherung des Bodens mit wasserspeichernder organischer Substanz erreicht und die Potenziale für Stofffreisetzungen und -verlagerungen minimiert. Durch ihr hohes Verdunstungsvermögen können sie zudem eine optimale Kühlung bewirken, was die raschere Kondensation des Wassers und damit kleinräumigere Zyklen aus Verdunstung und Kondensation wahrscheinlicher werden lässt. Generell sollte eine maximale Anreicherung von verdunstungsaktiver Vegetation auf allen nicht bewirtschafteten Flächen in der freien Landschaft (z.B. Gehölze) oder in Siedlungen (z.B. Dach- und Fassadenbegrünung) erfolgen. Diese Prozesse bewirken in ihrer Gesamtheit eine Steigerung des thermischen Wirkungsgrades in der Landschaft.

Der lokale Wasserhaushalt nimmt über die beschriebenen Prozesse auch Einfluss auf die lokale Temperatur-, Wind- und Niederschlagsverteilung (Ripl & Wolter 2002). Diese Zusammenhänge verdeutlichen Satellitenbilder zur Temperaturverteilung an der Erdoberfläche, aus denen in Abhängigkeit vom lokalen Wasserhaushalt eine Temperaturdifferenz zwischen mit Vegetation bestandenen (feuchteren) und vegetationsfreien bzw. -armen (trockeneren) Flächen von 10-15 °C und mehr abgeleitet werden kann. Die hohen räumlichen Temperaturgradienten begünstigen großräumige Ausgleichsbewegungen der Luft, die mit vermehrter raumzeitlicher Trennung der Verdunstungs-Kondensations-Zyklen und mit intensiveren Stoffverlustprozessen in der Landschaft einhergehen.

Niederungen (z.B. Feuchtgebiete) stellen natürlicherweise Retentionsbereiche dar. In ihnen kommt es zu einer Verzögerung des Wasserflusses, bei dem erodierende Partikel und daran gebundene Nährstoffe (z.B. phosphorhaltige Bodenteilchen) zurückgehalten werden. Auch der Rückhalt von gelösten Stoffen steigt durch Verdunstung, Aufnahme in Organismen oder Adsorption. Der längere Aufenthalt des Wassers und die vergrößerte Grenzschicht zwischen Wasser und Luft begünstigen das Entweichen übersättigter Kohlensäure und hierüber die Ausfällung gelöster Stoffe. Um den Stoffrückhalt dauerhaft hoch zu halten, sollte so weit wie möglich eine Bewirtschaftung von Retentionsbereichen angestrebt werden. Denkbar wäre zum Beispiel die Erzeugung von regenerativen Energie- und Rohstoffträgern in künstlichen Feuchtgebieten.

Die an die Retentionsbereiche angrenzenden, höher gelegenen Standorte am Hang sind für die intensive Nahrungsmittelproduktion geeignet, z.B. in Form des Getreide- oder Gemüseanbaus. Zur optimalen Schließung der Stoffkreisläufe sollte jedoch eine Rückführung mineralstoffreicher Klarwässer aus Kläranlagen und so weit wie möglich auch der Klärschlämme in diese intensiv genutzten und daher stoffaustragsgefährdeten Bereiche erfolgen (Kreislaufwirtschaft).

Die Verteilung der Siedlungen und ihrer Ver- und Entsorgungsstrukturen in der Fläche sollte sich an der Möglichkeit der kleinräumigen Kreislaufführung von Stoffen (z.B. der Rückführung von Klarwasser) orientieren. Da kleinräumige Stoffkreisläufe nur minimale Transportwege zwischen den produzierenden und konsumierenden Bereichen erfordern, bedingt eine nachhaltige Bewirtschaftung zugleich eine Dezentralisierung von Siedlungsstrukturen. Ein Teil der Lebensmittel sollte außerdem unabhängig von den natürlichen Standortbedingungen in Gewächshauskulturen

in unmittelbarer Nähe der Siedlungen unter optimaler Kontrolle der Wärme, sowie der Wasser- und Stoffkreisläufe erzeugt werden.

### **3.2 Steuerung auf der Grundlage eines Landschaftsmonitorings**

Zur Optimierung des landschaftlichen Wirkungsgrades ist ein Monitoring erforderlich, das auf der Grundlage eines hinreichenden Verständnisses der Ökosystemfunktionen eine integrative Steuerung zentraler Prozesse mit dem Ziel der Wirkungsgradsteigerung unterstützt. An ein Monitoring, das den landschaftlichen Wirkungsgrad erfasst, sind folgende grundsätzliche Anforderungen zu stellen:

- Der Wirkungsgrad beschreibt die Effizienz bei dem über das Wasser erfolgenden Energieumsatz in Ökosystemen. Betrachtet wird dabei das funktionale Zusammenwirken der Bereiche Boden, Organismen, Klima und Wasser. Der Wirkungsgrad kann sinnvoll nur über eine Flächenanalyse ermittelt werden. Das Monitoringsystem ermöglicht daher eine Rückkopplung zwischen der Flächenbewirtschaftung und dem erzielten Wirkungsgrad.
- Der landschaftliche Wirkungsgrad kann als stofflicher (= chemischer) und thermischer Wirkungsgrad beschrieben werden. Zur Erfassung des Wirkungsgrades von Einzugsgebieten ist eine Beschränkung auf wenige wesentliche Parameter erforderlich, die unaufwändig in räumlich oder zeitlich hoch aufgelöstem Raster erhoben werden können. Zur Abschätzung des stofflichen Wirkungsgrades sind automatische Messsonden der elektrischen Leitfähigkeit in den Fließgewässern mit mehreren Messungen pro Tag geeignet. Sie ermöglichen in Kombination mit einer Abflussmessung die Abschätzung der stofflichen Verluste gelöster Mineralstoffe. Eine Abschätzung des thermischen Wirkungsgrades ermöglichen Satellitenbilder des thermischen Infrarotkanals.

Der landschaftliche Wirkungsgrad bewertet somit nicht sektoriell einzelne Umweltparameter, sondern ist ein Summenparameter für die Systemfunktion, der die Effizienz der Prozesskopplungen zwischen den Bereichen Boden, Wasser, Klima und Organismen widerspiegelt. Eine solche Betrachtung könnte gerade aufgrund der funktionalen Herangehensweise dazu dienen, eine „Optimierung der Schnittstellenbetrachtung zwischen den Umweltsektoren“ statt einer „Intensivierung der sektoriellen Betrachtung im Rahmen schutzgutbezogener Ansätze“ zu forcieren.

## **4 Schlussfolgerungen**

Über den energetischen Ansatz einer Wirkungsgradbetrachtung, der Strukturen auf Grundlage ihrer Funktionen bewertet („form follows function“), können zentrale Prozessabläufe in Ökosystemen erklärt und auch der Begriff der Nachhaltigkeit aus naturwissenschaftlicher Sicht schärfer gefasst werden. Nachhaltig sind jene Strukturen, die sich bei hohem Energieumsatz durch Kreisprozesse und Temperatúrausgleich selbst stabilisieren. Im Gegensatz zu einer strukturellen Betrachtung, wie es z.B. im Rahmen des Artenschutzes der Fall ist, werden Strukturen auf der Grundlage eines dynamischen Systemverständnisses vor allem im Hinblick auf ihre funktionalen Wechselwirkungen beschrieben.

Zusammenfassend stellt der Wirkungsgrad von Ökosystemen, betrachtet auf der Ebene von Wassereinzugsgebieten, einen übergeordneten, abgeleiteten Systemindikator dar. Über ihn könnte die von Luhmann (1986) geforderte vermehrte „Eingriffskompetenz“ technischer Eingriffe in die Natur verbessert werden und hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Nachhaltigkeit der Landschaft und ihrer Bewirtschaftung bewertet werden. Der Wirkungsgrad kann als das Kriterium angesehen werden, über den die „eigene Rückbetreffenheit“ (Luhmann 1986), also ökologische Gefährdung oder Nutzen von Maßnahmen, von der Gesellschaft bewertet und entsprechend verringert oder ausgeweitet werden können.

Für die Entwicklung umfassender Kenntnisse über den Wirkungsgrad von Ökosystemen, der als Kriterium für die Effizienz ihrer Funktion dienen kann, besteht weiterer Forschungsbedarf. Diese Forschung sollte sich auch mit der hierarchisch übergeordneten Fragestellung nach der intakten bzw. degradierten Systemfunktion und der Steuerung dieser Systemfunktion durch die Gesellschaft auseinandersetzen. Zu klären wäre beispielsweise, auf welchem Weg die natürliche, in Ökosystemen erkennbare Strategie der Nachhaltigkeitssteigerung durch kleinräumige, „dezentrale Kreislaufführung“ auch auf die menschliche Gesellschaft, unter anderem mit Hilfe der Einführung geeigneter ökonomischer Steuerungsinstrumente, übertragen werden kann (Ripl *et al.* 2002). Zu hinterfragen wäre hierbei insbesondere, ob für eine funktionierende Zielsteuerung in Richtung „Nachhaltigkeit“ nicht die heutige Wachstumsstrategie der Volkswirtschaft wenigstens im Bereich der Versorgung mit Massengütern, wie z.B. Lebensmitteln, Energieträgern und regenerative Rohstoffen, sowie im Bereich der Entsorgung in eine Gleichgewichtsstrategie (Kreislaufwirtschaft) überführt werden müsste. Hierdurch würde der primäre Sektor (Landwirtschaft) wieder regionalisiert werden und hätte ökonomische Entwicklungschancen, die er im Laufe der industriellen und postindustriellen Phase durch den sekundären (Industrie) und den tertiären Sektor (Dienstleistungen) verloren hat (Scheer 2003). Die Ausbildung dezentraler Ver- und Entsorgungsstrukturen zur Optimierung der „natürlichen Funktionalität“ würde zugleich im Hinblick auf die Bereitstellung von Subsistenzprodukten (Wasser, Nahrung, Energie) einen neuen gesellschaftlichen Stellenwert erreichen, so dass im Ergebnis hierüber eine nachhaltige Entwicklung unserer Gesellschaft initiiert werden könnte, bei der ökologische und gesellschaftliche Belange vermehrt im Einklang zueinander stehen.

## **Zusammenfassung**

Natur und Landschaft funktionieren heute nicht nachhaltig. Ein thermodynamisch fundiertes Maß für eine hohe Nachhaltigkeit sind geringe Verluste der Nutstoffe (Nähr- und Mineralstoffe) mit den Fließgewässern. Die heutigen hohen Stoffverluste laugen einerseits die Böden aus, andererseits wirken sie eutrophierend auf alle Gewässer. Ziel eines nachhaltigen Landschaftswasserhaushaltes ist es, die Wasser- und Stoffretention in der Landschaft zu steigern und so eine langfristige (nachhaltige) Nutzbarkeit und Lebensdauer der Ökosysteme zu gewährleisten.

Hierzu können die Flächenbewirtschaftler durch wasser- und stoffrückhaltende Formen der Landnutzung beitragen (u.a. Agroforstwirtschaft, künstliche Feuchtgebiete als biomasse- und energieproduzierende Felder). Wenn so mehr Wasser im Boden gespeichert wird, nimmt der kleinräumige Wasserkreislauf in der Landschaft zu (lokale Verdunstungs-Kondensations-Zyklen), wodurch Stoffe vermehrt in der

Biomasse fixiert werden und nicht mit dem Sickerwasser verloren gehen. Für die Landbewirtschaftung ergeben sich folgende neue gesellschaftliche Aufgaben:

- die Bereitstellung von Trinkwasser aus Oberflächenwasser in ausreichender Menge und Qualität,
- die Erzeugung von regenerativen Energieträgern aus nachhaltig bewirtschafteten Biomassefeldern,
- das Nutstoffrecycling aus organischen Reststoffen und geeignetem Brauchwasser zum Bodenaufbau,
- die Stabilisierung des Regionalklimas (gleichmäßigere Temperaturverteilung) als Folge der verbesserten Wasserspeicherung in der Landschaft.

Über den Wasserhaushalt können folgende Indikatoren für die Funktionsfähigkeit der Landschaft (landschaftlicher Wirkungsgrad) abgeleitet werden: 1. eine gleichmäßige Temperaturverteilung (sie spiegelt das Vorhandensein kleinräumiger, die Temperaturextreme dämpfenden Wasserzyklen wider) (thermischer Wirkungsgrad), 2. die aus den Einzugsgebieten irreversibel zum Meer transportierten Stoffe bzw. Ionen (sie kennzeichnen das Ausmaß der "Öffnung" der kleinräumigen Wasser- und Stoffzyklen) (chemischer Wirkungsgrad).

#### **Literatur**

- Benndorf J (2001) Einleitung. Strategiepapier zur Wasserforschung. Denkschrift. Entwurf Stand 25.09.2001. Zuarbeit und Kommentare: Roth K, Ripl W, Wolter K-D, Stückrath T, Meyer E, Ernst EM, Schmitz G, Jirka G, Kinzelbach W, Wohnlich S, Gräber PW, Ostrowski M, Rieg A, Aurada D. DFG Deutsche Forschungsgemeinschaft, Dresden. Manuskript, 6 p
- Benndorf J (2003) Einführung. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft (Hrsg.): Wasserforschung im Spannungsfeld zwischen Gegenwartsbewältigung und Zukunftssicherung. Denkschrift. Wiley-VCH, Weinheim, pp 5-13
- Falkenmark M, Andersson L, Castensson R, Sundblad K, Batchelor C, Gardiner J, Lyle C, Peters N, Pettersen B, Quinn P, Rockström J, Yapijakis C (1999) Water, a reflection of land use. Swedish Natural Science Research Council, Stockholm. 128 p
- Hildmann C (1999) Temperaturen in Zönosen als Indikatoren zur Prozeßanalyse und zur Bestimmung des Wirkungsgrades. Energiedissipation und beschleunigte Alterung der Landschaft. Dissertation Technische Universität Berlin, FB Umwelt und Gesellschaft. D 83. Mensch & Buch, Berlin. 294 p
- Kay JJ (1984) Self-organization in living systems. Ph.D. Thesis, Systems Design Engineering, University of Waterloo, Waterloo, Ontario. 458 p
- Luhmann N (1986) Ökologische Kommunikation. Kann die moderne Gesellschaft sich auf ökologische Gefährdungen einstellen? Westdeutscher Verlag, Opladen. 275 p
- O'Neill RV (2001) Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course!). Ecology 82(12): 3275-3284
- Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270
- Odum EP (1999) Ökologie. Grundlagen, Standorte, Anwendung. 3. Auflage. Thieme, Stuttgart. 471 p

- Peters RH (1990) Pathologies in limnology. In: de Bernardi R, Giussani G, Barbanti L (eds): Scientific perspectives in theoretical and applied limnology. Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dott. Marco de Marchi 47: 181-217
- Pfadenhauer J, Ganzert C (1992) Konzept einer integrierten Naturschutzstrategie im Agrarraum. In: Pfadenhauer J, Ganzert C, Heißenhuber A, Hofmann H, Ahrens H: Untersuchung zur Definition und Quantifizierung von landespflegerischen Leistungen der Landwirtschaft nach ökologischen und ökonomischen Kriterien und ihre Umsetzung in Umweltberatung und Agrarpolitik. Vorstudie im Auftrage des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Umwelt und Entwicklung Bayern. Materialien 84. pp 5-50
- Ripl W (1992) Management of water cycle: An approach to Urban Ecology. Water Pollution Research Journal of Canada 27(2): 221-237
- Ripl W (1995) Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. Ecological Modelling 78: 61-76
- Ripl W, Janssen T, Hildmann C, Otto I (1996) Entwicklung eines Land-Gewässer Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässer (Stör-Projekt I und II). In Zusammenarbeit mit Trillitzsch F, Backhaus R, Blume HP, Widmoser P. Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) und des Landesamtes für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein. Förderkennzeichen 0339310A und 0339538. Endbericht. 203 p + Anhang
- Ripl W, Petersen H, Gerlach I, Peickert U, Schmalstieg F (2002) Integratives Energie-, Wasser- und Stoffstrommanagement für dezentrale, autarke Ver- und Entsorgungsstrukturen. BIODROM. Machbarkeitsstudie. Technische Universität Berlin, Systeminstitut Aqua Terra, Naturschutzhof Brodowin, NaturhausArchitekten Berlin, IGEA - Ingenieurgesellschaft für Erschließungs- und Anlagen-Planung mbH. Im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. Manuskript. 84 p
- Ripl W, Wolter K-D (2002) Chapter 11: Ecosystem function and degradation. In: Williams PJ le B, Thomas DR, Reynolds CS (eds): Phytoplankton productivity. Carbon assimilation in marine and freshwater ecosystems. Blackwell, Oxford, pp 291-317
- Scheer H (2003) Die primäre Wirtschaft wird wieder primär. 1. Aachener Anwenderforum für Bioenergienutzung in Stadt und Region, 28.-29.04.2003, Aachen. Eurosolar. <http://www.eurosolar.org/new/de/downloads/ScheerdoKopie.pdf> (15.10.2003)
- Schneider ED, Kay JJ (1997) 12. Ordnung aus Unordnung: Die Thermodynamik der Komplexität in der Biologie. In: Murphy MP, O'Neill LAJ (eds): Was ist Leben? Die Zukunft der Biologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, pp 183-196

**Autor:**

Dr. Klaus-Dieter Wolter  
 Systeminstitut Aqua Terra (SAT) e.V.  
 c/o Technische Universität Berlin  
 Hellriegelstr. 6  
 D-14195 Berlin

<http://www.aquaterra-berlin.de>

Email: [KD.Wolter@tu-berlin.de](mailto:KD.Wolter@tu-berlin.de)

Konrad MIEGEL und Birgit ZACHOW

## **Abbau von Stickstoff-Bilanzüberschüssen durch modellgestützte Düngeempfehlung**

**Reduction of nitrogen surpluses by using of a nitrogen balance model to determine fertilizer recommendations**

### **Abstract**

The fulfillment of European Water Framework Directive (WFD) belongs to the most important tasks of actual water management. The goal of WFD is a good state of all waters and groundwater bodies. One of the most serious problems to fulfill WFD in the state Mecklenburg-Vorpommern is the contamination of waters by nitrate, which is caused by too high rates of fertilizer application on agriculturally used areas. The determination of optimum rates and dates of application suffers from lack of information about weather conditions and soil intern processes during the vegetation period. Models like MINERVA, which are able to simulate these processes and plant growth, are suited tools to fill this gap of information. MINERVA was comprehensively tested at several sites in Mecklenburg-Vorpommern. The basis were measurements of elements of soil water and soil nitrate balance at the lysimeter station Groß Lüsewitz and at several agricultural research stations, the analysis of plant parameters as well as the use of MINERVA under conditions of farmer practice. The results show that the determination of fertilizer amounts by MINERVA is a suited strategy to save fertilizer and to reduce nitrate leaching into groundwater and surface waters.

**Keywords:** agriculture, fertilizer, water management, soils, nitrates, leaching, water balance, modeling

## **1 Einleitung**

Zu den wichtigsten aktuellen Aufgaben der Wasserwirtschaft gehört die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) der Europäischen Union bis zum Jahr 2015. Ziel der Wasserrahmenrichtlinie ist das Erreichen eines ökologisch und chemisch guten Zustandes aller Oberflächengewässer und eines guten Zustands aller Grundwasserkörper in Bezug auf ihre chemische Beschaffenheit und ihren Wasserhaushalt. Abweichungen von dieser Zielstellung werden lediglich bei künstlichen und schwer beeinträchtigten Gewässern zugelassen, deren Überführung in einen guten Zustand mit einem volkswirtschaftlich nicht vertretbaren Aufwand verbunden wäre.

Neben der ungenügenden Strukturgüte vieler Fließgewässerabschnitte gehört die Gewässerbelastung mit den Pflanzennährstoffen Stickstoff und Phosphor zu den schwerwiegendsten Problemen bei der Umsetzung der WRRL im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern. Während die punktuellen Nährstoffeinträge seit Beginn der 90er Jahre durch den Bau und die Rekonstruktion von Kläranlagen drastisch verringert werden konnten, stellen gegenwärtig die Einträge aus diffusen Quellen die Hauptbelastung dar. So ermittelte Pagenkopf (2001) z. B. durch Anwendung des Modells MONERIS (Behrendt et al. 1999) im Einzugsgebiet der Warnow (ohne Unterwarnow, Gebietsgröße 3067 km<sup>2</sup>, Zeitraum 1995 bis 1999) einen Anteil der diffusen Quellen an der Gesamtfracht von 94% beim Stickstoff und 90% beim Phosphor. Demnach wird Stickstoff überwiegend über Dränagen und über den Grundwasserpfad in die Oberflächengewässer eingetragen. Bei Phosphor dominiert der Eintrag durch Erosion, über den Grundwasserpfad und aus urbanen Gebieten.

Mehl (2003) verglich im Einzugsgebiet der Beke, einem Teileinzugsgebiet der Warnow (Gebietsgröße 313 km<sup>2</sup>), die Modellergebnisse von Pagenkopf (2001) mit Stickstoff-Frachten, die auf der Grundlage umfassender Messungen ermittelt worden sind, und weist in diesem Gebiet einen Anteil der diffusen Quellen an der Gesamtfracht von immerhin 98% aus. Die Ergebnisse machen deutlich, dass die jährlichen Frachten aufgrund unterschiedlicher Witterungsverläufe beträchtlichen Schwankungen unterworfen sind.

Daneben ist eine klare räumliche Differenzierung zwischen den untersuchten Teilgebieten der Beke zu erkennen, für die vor allem Unterschiede in den Bodenverhältnissen und unterschiedliche Anteile an landwirtschaftlichen Nutzflächen verantwortlich sind. So weist das Zwischeneinzugsgebiet des Mittellaufes mit einer Fläche von 61,7 km<sup>2</sup> und dem größten Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen im Gebiet mit 22 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> die größte mittlere Jahresfracht der Jahre 1995 bis 2003 auf, wobei sich das relativ feuchte Jahr 2002 mit 55,1 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und das relativ trockene Jahr 2003 mit 12,7 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> noch deutlich unterscheiden. Der Mittelwert 22 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> entspricht bei einer mittleren Abflussspende von 5,5 l s<sup>-1</sup> km<sup>-2</sup> einer Nitratkonzentration von 56,2 mg l<sup>-1</sup>, die nicht nur ökologisch bedenklich ist (Gewässereutrophierung), sondern daneben den gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg l<sup>-1</sup> übertrifft. Zur räumlichen Differenzierung bei den Frachten tragen außerdem Zehr- und Retentionsvorgänge im Unterlauf der Beke bei.

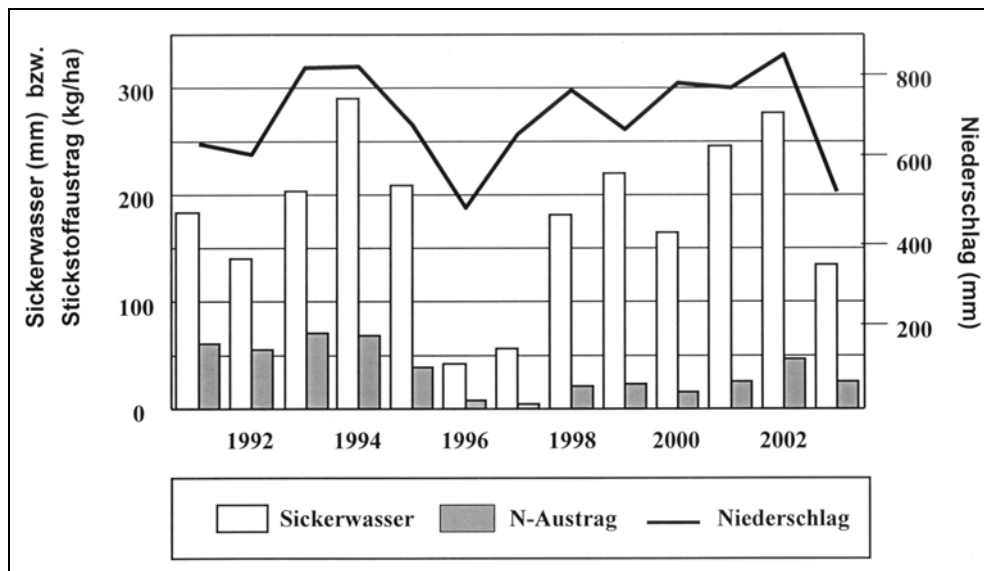
Die Hauptursache für die Belastung der Gewässer mit Nitrat-Stickstoff, der hier im Mittelpunkt der Betrachtungen stehen soll, stellen N-Bilanzüberschüsse in der Landwirtschaft dar, die pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche überwiegend zwischen 50 bis 100 kg N a<sup>-1</sup> betragen. In ATV-DVWK (2001) wird darauf verwiesen, dass die Bilanzüberschüsse in der Bundesrepublik Deutschland zwar seit 1988 von ca. 130 kg auf 85 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> verringert werden konnten, diese aber noch weit über dem vertretbaren Rahmen von 10 bis 40 kg ha<sup>-1</sup> liegen, wenn man von Sickerwassermengen im Bereich von 100 bis 350 mm a<sup>-1</sup> ausgeht. Demzufolge sind das Erreichen und die nachhaltige Bewahrung guter Gewässerzustände in Bezug auf Stickstoff nur durch Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse in der Landwirtschaft möglich. Dies erfordert – wie nachfolgend gezeigt werden soll – einvernehmliche Strategien von Land- und Wasserwirtschaft.

## 2 Schwierigkeiten bei der Stickstoffbedarfsermittlung

Worin liegt das Problem bei der Festlegung aktueller Düngergaben unmittelbar vor und während der Vegetationsperiode? Bei der gegenwärtigen Praxis der Stickstoffbedarfsanalyse (SBA) gehören Frühjahrsanalysen zum mineralischen Stickstoffgehalt  $N_{\min}$  im Boden und die Ertragserwartung zu Beginn der Vegetationsperiode zu den wichtigsten Ausgangsinformationen (Schweder et al. 2004). Diese Herangehensweise ist weitgehend statisch und mit objektiven Schwierigkeiten verbunden, die dem handelnden Landwirt nicht angelastet werden dürfen, da ihm wichtige Informationen über den sehr dynamischen Bodenstickstoffhaushalt während der Vegetationsperiode nicht zur Verfügung stehen. Dazu gehören Angaben zur tatsächlichen Pflanzenentwicklung in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf und damit einhergehend zur tatsächlichen N-Aufnahme durch die Pflanzen, zu den Stickstoffverlusten sowie zur Stickstoffnachlieferung des Bodens durch Mineralisation. Die N-Aufnahme wird durch die Transpiration der Pflanzen gesteuert. Verluste entstehen hauptsächlich durch Austrag aus der durchwurzeltten Bodenzone mit dem Sickerwasser. Die bodeninternen Umwandlungsprozesse zwischen den einzelnen Stickstoffkompartimenten hängen von der Bodentemperatur und damit indirekt auch von der Bodenfeuchte ab.

Die Ausführungen machen deutlich, dass das Prozessgeschehen des Bodenstickstoffhaushalts (N-Aufnahme durch die Pflanzen, Mineralisation, N-Auswaschung) ganz entscheidend vom Bodenwasserhaushalt (Verdunstung, Bodenfeuchte, Sickerwasserbildung) und damit vom Witterungsgeschehen während der Vegetationsperiode geprägt wird. In Abb. 1 ist beispielhaft der Zusammenhang zwischen der jährlichen Niederschlagsmenge und dem jährlichen N-Austrag dargestellt. Darüber hinaus kann nachgewiesen werden, dass bei gleichen Jahresmengen des Niederschlags allein Unterschiede der innerjährlichen Niederschlagsverteilung erhebliche Unterschiede bei der N-Auswaschung hervorrufen können. Die  $N_{\min}$ -Beprobung im Frühjahr stellt angesichts dieser witterungsabhängigen Prozessdynamik lediglich eine Momentaufnahme dar.

Zu hohe Düngergaben, die durch die Pflanze nicht aufgenommen werden können, verbleiben nach der Ernte im Boden. Der resultierende Stickstoffüberschuss ist in den nachfolgenden Wintermonaten, welche die jährliche Hauptphase der Grundwasserneubildung darstellen, zwangsläufig auswaschungsgefährdet. Ähnliches gilt auch für Entwicklungsphasen der Pflanze, in denen einzelne Düngergaben den aktuellen N-Bedarf übertreffen und/oder zu früh ausgebracht werden. Treten während solcher Phasen Starkniederschläge auf, sind Auswaschungsverluste und Ertragseinbußen die mögliche Folge. Vermutlich sind es derart negative Erfahrungen, die dazu führen, dass in der landwirtschaftlichen Praxis vielfach mit Sicherheitszuschlägen in Bezug auf die nach SBA empfohlenen Gaben gearbeitet wird. Aufgrund der Unkenntnis über die tatsächlichen Prozessabläufe in der aktuellen Vegetationsperiode wie die bodeninterne N-Nachlieferung durch Mineralisierung ist es mit der gegenwärtig praktizierte Form der Bedarfsermittlung nicht möglich, zur Reduzierung der bestehenden N-Bilanzüberschüsse in ausreichendem Umfang beizutragen.



**Abb. 1** Zusammenhang zwischen jährlicher Niederschlagsmenge und jährlichem N-Austrag

Verbesserungen bei der Festlegung einzelner Düngergaben (Höhe, Aufteilung auf die Einzelgaben und Ausbringungstermine) können nur dann erreicht werden, wenn die dargestellten Abhängigkeiten zwischen Pflanzenentwicklung und Witterungsverlauf Berücksichtigung finden. Geeignete Instrumente stellen in diesem Sinne Simulationswerkzeuge des Bodenstickstoff- und Bodenwasserhaushalts dar, die vor und während der Vegetationsperiode zum Einsatz kommen, um den aktuellen Düngerbedarf zu bestimmen.

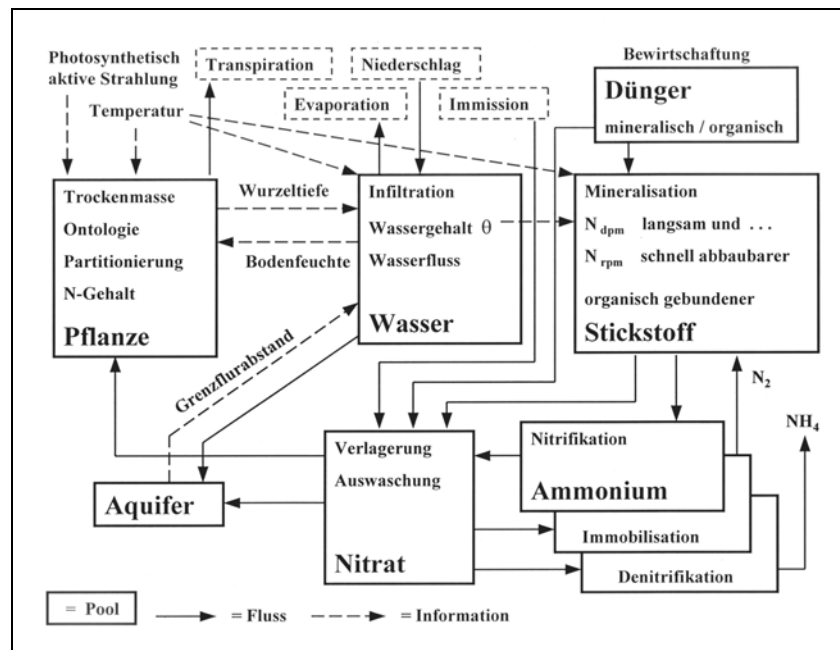
Wenn weiter oben einvernehmliche Konzepte gefordert worden sind, dann folgt daraus für die Ermittlung optimaler Düngergaben: Gemeinsames Ziel von Land- und Wasserwirtschaft muss die optimale Pflanzenentwicklung bei gleichzeitiger Vermeidung von N-Bilanzüberschüssen sein. Optimale Pflanzenentwicklung ist gleichzusetzen mit bestmöglicher Ausnutzung des im Boden vorhandenen mineralischen Stickstoffs  $N_{min}$  und mit hohen Erträgen, der gleichzeitige Abbau von N-Bilanzüberschüssen mit der Minimierung des N-Austrags und damit der Gewässerbelastung. Modellszenarios mit dem in den USA entwickelten Modell LEACHM (Hutson & Wagenet 1992) zeigen, dass Düngergaben, die zur Unterversorgung der Pflanzen führen, nicht nur Mindererträge, sondern im Vergleich zur optimalen Pflanzenversorgung höhere N-Austräge verursachen, obwohl weniger gedüngt wird. Einseitige Restriktionen bei den N-Gaben sind folglich auch aus wasserwirtschaftlicher Sicht nicht zielführend.

### 3 Material und Methoden

#### 3.1 Das Stickstoffhaushaltsmodell MINERVA

Ein modernes, praxisorientiertes Simulationsmodell, das insbesondere im Bundesland Niedersachsen bereits mit Erfolg eingesetzt worden ist, um standort- und betriebsfallbezogen optimale Düngergaben zu ermitteln, ist das vom iBUG (Institut für Boden- und Gewässerschutz Braunschweig) vertriebene Modell MINERVA (Richter et al. 1993). MINERVA erlaubt die Vorhersage des standort- und witterungsspezifischen N-Bedarfs von Pflanzenbeständen durch Simulation von Wasser-, Stickstoffhaushalt und Pflanzenwachstum und damit die Vorausberechnung von Höhe und Zeitpunkt der Düngergaben für verschiedene Wachstumsphasen. Dies erfolgt unter Berücksichtigung der aktuellen Bewirtschaftungsmaßnahmen und des tatsächlichen Witterungsverlaufs.

In Abb. 2 ist die Modellstruktur von MINERVA dargestellt. Es ist zu erkennen, dass mit dem Modell alle wesentlichen Prozesse des Bodenstickstoff- und Bodenwasserhaushalts und ihre Verknüpfungen abgebildet werden. MINERVA basiert auf dem Ansatz von Kersebaum (1989) für geschichtete Böden, der durch Engel et al. (1993) ausführlich beschrieben worden ist.



**Abb. 2** Modellstruktur von MINERVA (verändert nach Beblík 2001)

Der Wasserhaushalt der Bodenschichten wird über einen einfachen Speicheransatz dargestellt. Parameter sind die charakteristischen Wassergehalte beim permanenten Welkepunkt und bei Feldkapazität. Sickerwasserbildung tritt auf, wenn die Feldkapazität überschritten wird. Bei der Bestimmung der potenziellen Verdunstung bildet der Blattflächenindex den Ausgangspunkt, der seinerseits aus der oberirdischen Pflanzentrockenmasse und der entwicklungsabhängigen Blattfläche ermittelt wird. Die Aufteilung der berechneten Transpiration auf die Bodenschichten erfolgt in Abhängigkeit von der Wurzelverteilung und der Bodenfeuchte.

Elemente der Simulation des Bodenstickstoffhaushalts sind die Stickstoffmineralisation, die Nitrifikation, die Immobilisation unter Berücksichtigung der mikrobiellen Biomasse, die Denitrifikation, die Ammonifikation, die Stickstoffimmision und der Nitrattransport. Bei der Mineralisation werden zwei unterschiedlich schnell abbaubare Fraktionen unterschieden, ein stabilerer N-Pool, der die organische Substanz und Wurzelresiduen umfasst, und die schnell abbaubaren N-Verbindungen (u.a. leicht abbaubare Ernterückstände). Dabei kommen kinetische Reaktionsgleichungen 1. Ordnung mit Reaktionskoeffizienten zur Anwendung, die von der Bodentemperatur und Bodenfeuchte abhängen. Die Berechnung des Nitrattransports beruht ausgehend von der Konvektions-Dispersionsgleichung auf einem expliziten Finite-Differenzen-Verfahren.

Die Simulation der Entwicklung der Pflanzentrockenmasse mit dem Teilmodell Pflanze, das auf dem Modell SUCROS (van Keulen et al. 1982) basiert, erfolgt in Abhängigkeit von der photosynthetisch aktiven Strahlung. Es werden sowohl einzelne Pflanzenorgane wie Wurzel, Blatt, Stängel und Speicherorgan als auch wichtige Phasen der Pflanzenentwicklung wie Bestockung, Schossen, Ährenschieben und Reife unterschieden. Die Steuerung dieser Phasen wird über Temperatursummen vorgenommen. In jeder Phase teilt das Modell die neu gebildete Pflanzentrockenmasse auf die einzelnen Pflanzenteile auf. Die N-Aufnahme ist durch N-Konzentrationsfunktionen begrenzt. Sie hängt zudem von der Wasseraufnahme und N-Verfügbarkeit im Boden ab, d.h. sie wird bei Unterschreiten kritischer N-Gehalte und bei Wassermangel gehemmt. Die ermittelte Blattfläche ist für die Strahlungsaufnahme und damit die tägliche Assimilation entscheidend. Weiterhin können berücksichtigt werden: pflanzeninterne Umlagerungen, Absterberaten, Mineralisation absterbender Wurzeln und herunterfallender Blätter.

MINERVA enthält außerdem Bausteine für die Verwaltung von Bewirtschaftungsdaten. Es werden meteorologische Daten sowie Boden- und Bewirtschaftungsparameter verwendet, die routinemäßig verfügbar sind. Bis zum ersten Beratungstermin wird mit realen Wetterdaten simuliert und bei der Ermittlung der ersten genauso wie bei späteren Düngergaben mit standorttypischem Prognosewetter der Folgewochen gearbeitet, welches aus langjährigen Klima-beobachtungen abzuleiten ist. Vor weiteren Beratungsterminen wird das Modell mit aktuellen Wetterdaten nachgeführt, wodurch bei der Prognose von Zeitpunkten des Eintritts von N-Mangel und bei der Ermittlung des N-Bedarfs wie angestrebt das reale Witterungs- und Prozessgeschehen und der aktuelle Status des Bodenstickstoffhaushalts berücksichtigt werden können.

### **3.2 Datenerfassung für die Modellerprobung**

Die Übertragung von Modellen wie MINERVA von Regionen, in denen sie entwickelt und erfolgreich erprobt worden sind, auf andere Gebiete ist aufgrund empirischer Ansätze und Parameter, die zur Anwendung kommen, in der Regel nicht ohne weiteres möglich. So führten erste Versuche, MINERVA in Mecklenburg-Vorpommern einzusetzen, zu vollkommen unbefriedigenden Ergebnissen bei der Simulation von Verdunstung, Sickerwasserbildung und damit auch Stickstoff-Auswaschung. Insbesondere der Verdunstungsansatz und das Pflanzenwachstumsmodell spiegelten die Realität nur ungenügend wider.

Aus diesem Grund wurde am Institut für Umweltingenieurwesen der Universität Rostock in den zurückliegenden 3 Jahren ein Forschungsvorhaben bearbeitet, das auf die Überprüfung von MINERVA bezüglich seiner Anwendbarkeit in M-V und auf die Ableitung regional gültiger Modellparameter zielte. Entsprechend sind methodische Grundlagen erarbeitet worden, um MINERVA in Mecklenburg-Vorpommern flächendeckend in die land- und wasserwirtschaftliche Praxis einführen zu können. Dieses Vorhaben, an dem die Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei M-V und mit A.J. Beblík einer der Modellentwickler selbst als Kooperationspartner mitwirkte, ist dankenswerterweise durch das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommerns gefördert worden.

Als Grundlage für die Modellerprobung dienten umfassende Daten zum Bodenwasser- und Bodenstickstoffhaushalt sowie zum Witterungsgeschehen, die an der Lysimeterstation Groß Lüsewitz erfasst worden sind. Des Weiteren wurden Parzellenversuche an 3 Versuchsstationen der Landesforschungsanstalt durchgeführt, an denen besonderer Wert auf Pflanzenuntersuchungen zur Anpassung des Wachstumsmodells und auf den exakten Ertragsvergleich zwischen SBA und Düngung nach Modellprognose mit MINERVA gelegt worden ist. Nicht zuletzt konnten durch die Landesforschungsanstalt fünf landwirtschaftliche Betriebe gewonnen werden, die auf Teilflächen die Düngeempfehlungen durch das Modell MINERVA unter Praxisbedingungen erprobten. Insgesamt wurden durch diese 9 Standorte unterschiedliche Regionalklimata und Bodenverhältnisse Mecklenburg-Vorpommerns berücksichtigt.

Die Lysimeteranlage besteht aus 6 wägbaren Lysimetern mit einer Oberfläche von je  $1 \text{ m}^2$  (Abb. 3), die monolithische Bodenkörper mit 2,1 m Mächtigkeit enthalten und unterirdisch auf Waagen aufgestellt sind (Abb. 4). Die stündliche Erfassung des Niederschlags, der Sickerwassermenge am Auslauf der Lysimetergefäße und der Gewichtsänderung als Maß für die Änderung der Wasserspeicherung erlaubt die Ermittlung stündlicher Verdunstungswerte durch einfache Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts.



**Abb. 3** Lysimeteranlage Groß Lüsewitz



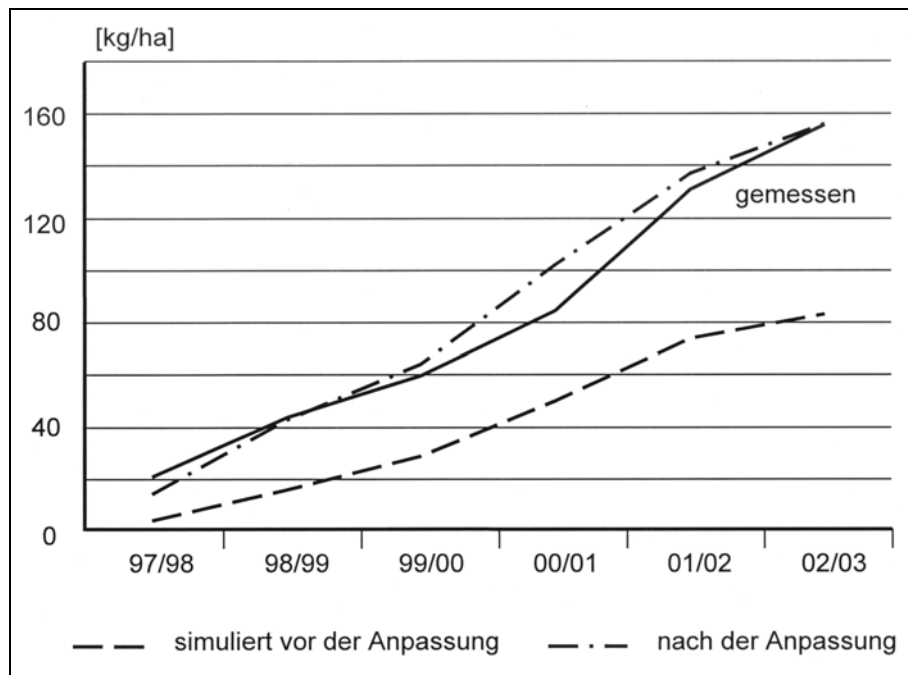
**Abb. 4** Blick auf ein Lysimeter mit Balkenwaage im Keller der Lysimeteranlage

#### 4 Ergebnisse

Nach erfolgreicher Anpassung von MINERVA an die Standortverhältnisse M-V's (Tab. 1 und Abb. 5) wurden im Versuchsjahr 2004 mit dem Modell erfolgversprechende Ergebnisse bei den Fruchtarten Winterweizen, Winterroggen, Wintergerste, Winterraps und Silomais erzielt. Da nicht an jedem Feldversuchsstandort alle Fruchtarten angebaut worden sind, konnten für die Auswertungen 23 Kombinationen Fruchtart/Versuchsstandort herangezogen werden.

**Tab. 1** Modellergebnisse vor und nach der Anpassung von MINERVA an die Standortverhältnisse in Mecklenburg-Vorpommern

	<b>Mittelwerte 1997 bis 2003 von 6 Lysimetern am Standort Groß Lüsewitz</b>		
	gemessen	simuliert vor der Parameteranpassung	simuliert nach der Parameteranpassung
jährliche Verdunstung in mm	515	421	501
jährliche Versickerung in mm	204	282	208
jährlicher N-Austrag in kg ha <sup>-1</sup>	26	14	26



**Abb. 5** Vergleich von Modellergebnissen vor und nach der Anpassung von MINERVA anhand des kumulativen N-Austrages aus der durchwurzelten Bodenzone

Beeindruckend sind die Einsparungen beim Düngeraufwand, die bei 74 % der Kombinationen zwischen 20 und 55 kg N ha<sup>-1</sup> lagen. Einsparungen unter 20 kg waren in 2 Fällen zu verzeichnen. In 4 Fällen lag die Düngergabe nach MINERVA über der nach SBA. Die durchschnittlichen Ergebnisse sind fruchtartenspezifisch in Tab. 2 zusammengefasst. Zur Verringerung der N-Verluste durch Auswaschung trugen nicht nur die reduzierten Düngergaben bei, ganz entscheidend waren auch die optimierten Ausbringungstermine.

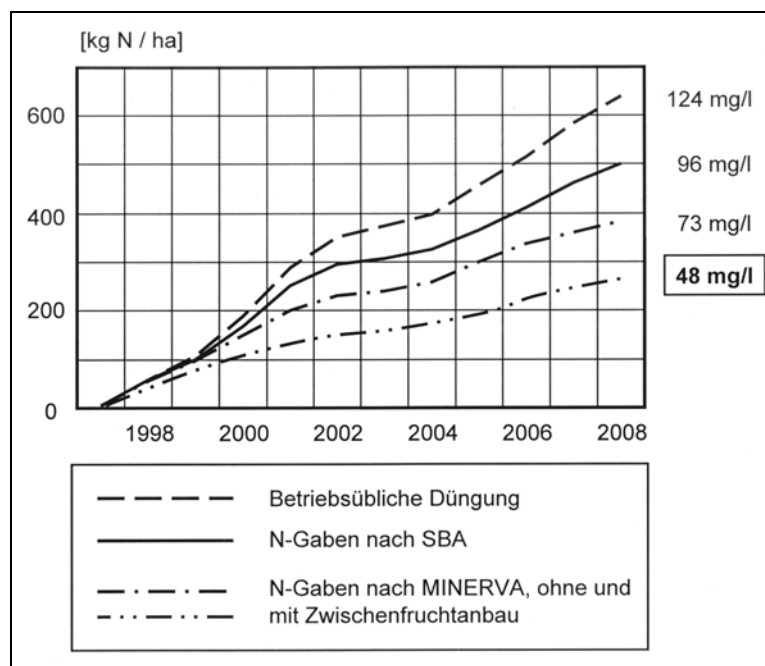
**Tab. 2** Durchschnittliche Ergebnisse der Anwendung von MINERVA zur Ermittlung optimaler Düngergaben im Vergleich zur gegenwärtig praktizierte N-Bedarfsanalyse (SBA)

	Düngeempfehlung [kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> ] Differenz MINERVA zu SBA	Ertrag [%] MINERVA relativ zu SBA
<b>2004</b>		
Wintergerste	- 20	99
Winterroggen	0	101
Winterweizen	- 40	97
Silomais	- 15	102
Winterraps	- 35	99

Die Erträge bei der Düngung nach MINERVA im Vergleich zu SBA unterschieden sich durchschnittlich nicht. Vereinzelt kam es jedoch beim Winterweizen und Winterraps zu deutlicheren Abweichungen, d.h. in 4 Fällen

ergaben sich Mindererträge und in 3 Fällen Mehrerträge von mehr als 2 % im Vergleich zu SBA. Insgesamt ist jedoch zu beachten, dass unabhängig von der Düngungsvariante, sowohl kleinräumig als auch zwischen den Standorten erhebliche Ertragsunterschiede zu verzeichnen sind, durch welche sich solche Schwankungen wenigstens teilweise erklären lassen. Hauptursache hierfür dürften vor allem Bodenunterschiede sein. Problematisch sind bei der Düngung nach MINERVA lediglich die erzielten Proteingehalte beim Qualitätsweizen, die nicht dem geforderten Standard entsprechen.

Szenariorechnungen mit MINERVA über einen Simulationszeitraum von 12 Jahren zeigen (Abb. 6), dass sich die Effekte unterschiedlicher Düngestrategien bei mehrjährigem Einsatz noch deutlicher auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser auswirken als beim Vergleich von Einzeljahren. So ergab sich bei der betriebsüblichen Düngung eine mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser von  $124 \text{ mg l}^{-1}$ , die den Grenzwert von Trinkwasser ( $50 \text{ mg l}^{-1}$ ) deutlich übertrifft. Bereits die Düngung nach SBA schnitt mit durchschnittlich  $96 \text{ mg l}^{-1}$  wesentlich besser ab. Durch Düngempfehlung nach MINERVA könnte laut Modellaussage die mittlere Nitratbelastung darüber hinaus auf  $73 \text{ mg l}^{-1}$  gesenkt werden. Kombiniert man in dafür geeigneten Jahren die Düngempfehlung nach MINERVA zusätzlich mit Zwischenfruchtanbau, dann erhält man am Standort Groß Lüsewitz mit  $48 \text{ mg l}^{-1}$  insgesamt eine mittlere Nitratbelastung im Sickerwasser, die unter dem oben genannten Grenzwert für Trinkwasser liegt. Winterharte Zwischenfrüchte konservieren gewissermaßen überschüssigen Bodenstickstoff, der nach der Vegetationsperiode im Boden verbleibt.



**Abb. 6** Vergleich des kumulativen N-Austrags bei unterschiedlichen Düngungsstrategien und mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

## 5 Ausblick

Die Untersuchungsergebnisse machen deutlich, dass Modelle wie MINERVA nicht nur für die Kurzfristbewirtschaftung, d.h. für die Festlegung optimaler Düngergaben und Düngezeitpunkte, eingesetzt werden können. Darüber hinaus lassen sich mit solchen Werkzeugen auch Strategien einer ressourcenschonenden Langfristbewirtschaftung entwickeln, die u.a. das Düngungsregime, den Einsatz unterschiedlicher Fruchtarten und die Fruchtfolgegestaltung betreffen. Eine Simulation von Szenarios zur Fruchtfolgegestaltung zeigt z.B., dass durch Elimination der Feldfrüchte Kartoffel und Mais aus der Fruchtfolge die Stickstoffverluste beträchtlich gesenkt werden können (Tab. 3). Beide Fruchtarten erfordern hohe Düngergaben. Bei der flach wurzelnden Kartoffel kommt hinzu, dass diese nicht in der Lage ist, den in tiefere Bodenschichten verlagerten oder dort durch Mineralisierung freigesetzten Stickstoff aufzunehmen, so dass dieser nach der Vegetationsperiode unweigerlich auswaschungsgefährdet ist.

**Tab. 3** Vergleich von zwei verschiedenen Fruchtfolgen durch Modellsimulation mit MINERVA über 8 Jahre (WR = Winterroggen, WRa = Winterraps, WW = Winterweizen, WG = Wintergerste, Ka = Kartoffel, SM = Silomais)

	<b>Fruchtfolge 1</b> <b>Ka-WR-WRa-SM-WW-WR</b>	<b>Fruchtfolge 2</b> <b>WG-WR-WRa-WG-WW-WR</b>
mittlere jährliche Düngermenge [kg ha <sup>-1</sup> ]	160	160
kumulativer N-Austrag [kg ha <sup>-1</sup> ]	368	134
mittlere NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -Konzentration im Sickerwasser [mg l <sup>-1</sup> ]	131	44

Beschränkt man die Betrachtungen nicht auf den landwirtschaftlichen Einzelschlag, dann lassen sich im Sinne der WRRL durch den Modelleinsatz auch Bewirtschaftungsempfehlungen für ganze Gewässereinzugsgebiete ableiten. Die Mischung landwirtschaftlicher mit anderen Nutzungen (z.B. Wald) sowie die Wirkung von Retentionseffekten im Untergrund und in Oberflächengewässern führen gebietsbezogen in der Regel zu deutlich geringeren mittleren Einträgen je Hektar und zu geringeren Nitratkonzentrationen, als dies im Sickerwasser von Einzelschlägen der Fall ist. Überschreiten die Stoffeinträge dennoch kritische Grenzwerte, dann muss auf der Grundlage von Modellszenarios im Einzugsgebiet u.a. über Nutzungsänderungen und Nutzungseinschränkungen nachgedacht werden.

Die damit verbundenen Aufgaben und Probleme lassen sich nicht allein durch land- und wasserwirtschaftliches Handeln bewältigen. Sie erfordern darüber hinaus geeignete politische Rahmenbedingungen und Steuerungsinstrumente, die bei resultierenden Interessenskonflikten für einen angemessenen Ausgleich sorgen und Landwirte stärker unterstützen, die sich (z.B. wie dargestellt durch optimalen Düngemiteleinsetz) für eine ressourcen- und umweltschonende Landbewirtschaftung einsetzen.

## Literatur

- ATV-DVWK (2003) Diffuse Stoffeinträge in Gewässer – Landwirtschaft. ATV-DVWK-Information, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef, 19 p
- Beblik AJ (2001) Technische Dokumentation des Stickstoffhaushaltsmodells MINERVA sowie seiner funktionalen Erweiterung zum mesoskaligen Einzugsgebietsmodell MesoM. iBUG Braunschweig / BTU Cottbus, 157 p
- [http://www.hydrologie.tu-cottbus.de/deutsch/projekte\\_d/meson/mine\\_ori.htm#MINERVA](http://www.hydrologie.tu-cottbus.de/deutsch/projekte_d/meson/mine_ori.htm#MINERVA)
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99
- DüVO (1997) Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen (DüVO) in der Fassung der Bekanntmachung vom 16. Juli 1997 (BGBl. I S. 1835)
- Engel Th, Klöcking B, Priesack E, Schaaf Th (1993) Simulationsmodelle zur Stickstoffdynamik. Agrarinformatik 25, E. Ulmer-Verlag
- Hutson JI, Wagenet RJ (1992) Leaching Estimation and Chemistry Model (LEACHM), a process-based model of water and solute movement, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone. Dept. of Agronomy, Cornell University, Ithaca, N.Y.; Continuum Vol. 2, New York State Water Resources, Inst., Cornell Univ., Ithaca / New York
- Kersebaum KCh (1989) Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Dissertation, Universität Hannover
- Mehl D (2003) Schadstoffuntersuchungen Nitrat im Einzugsgebiet der Beke. Endbericht im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Rostock, 60 p
- Pagenkopf WG (2001) Aktuelle Nährstoffbilanzierung für Teilgebiete der Warnow. Unveröffentlichte Studie im Auftrag der biota Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Bützow, 56 p
- Richter GA, Beblík AJ, Kersebaum KC (1993): Modellierung des Nitrataustrags – Beratungsinstrument für den GW-Schutz in Niedersachsen. Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 68: 115-118
- Schweder P, Kape H-E, Boelcke B (2004) Düngung – Hinweise und Richtwerte für die landwirtschaftliche Praxis, Leitfaden zur Umsetzung der Düngeverordnung. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 228 p
- <http://www.mv-regierung.de/lm/doku/duengebroschuere.pdf>
- van Keulen H, Penning de Vries FWT, Drees EM (1982) A summary model for crop growth. – In: Penning de Vries and van Laar (eds.) Simulation of plant growth and crop production, 87-97
- WRRL (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsblatt der EG Nr. L 327/1 vom 22.12.2000

## Autoren:

Prof. Dr. Konrad Miegel  
Dipl.-Math. Birgit Zachow

Universität Rostock  
Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät  
Institut für Umweltingenieurwesen  
Universitätsplatz 1  
D-18051 Rostock

Email: [konrad.miegel@uni-rostock.de](mailto:konrad.miegel@uni-rostock.de)  
[birgit.zachow@uni-rostock.de](mailto:birgit.zachow@uni-rostock.de)

Michael FEIBICKE

## Was können künstliche Feuchtgebiete zum Rückhalt von Nährstofffrachten aus diffusen Einträge leisten?

Which potential do constructed wetlands have for the retention of nutrient loadings from non-point sources?

### Abstract:

For improving the trophic status of a hypertrophic shallow lake (Dümmer, Lower Saxony, Germany) by reducing high nutrient inputs from non-point-sources, a large constructed wetland was proposed to act efficiently as a matter sink. This constructed wetland should be situated in the catchment of the river Hunte, shortly above the lake. To derive threshold values for the dimensioning and the expected nutrient retention efficiency of such a large-scale reed polder, a 1 ha small experimentally constructed wetland was built and operated over a 5-years period. Water level and flow as well as nutrient concentrations of in- and outflow were monitored daily. Nutrient budgets on monthly and yearly basis were calculated. During this study, the standing crop of reed increased steadily reaching finally c. 3.1 kg DM. Finally, the yearly shoot production reached about 700 - 800 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. *Phragmites australis* was the dominant reed compound followed by *Glyceria* spp. . The impact of periphyton could only be assessed for diatoms on the basis of a silicate budget. The long-term mean silicate retention of 153 g SiO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> indicated a mean net production of c. 120 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>. The retention of phosphorus was mainly controlled by the hydraulic residence time indicating that the sedimentation of P-bound particles was the most important process. On a yearly basis, a residence time ≥1.8 d resulted in a P-retention of more than 50 % (input of P = loading >30 mg P m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). The retention of nitrogen based primarily on the denitrification of nitrate reaching a relative retention of c. 40 % (input of N = loading >320 mg N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). Based on these results, different scenarios for the lake recovery highlight that a large-scale reed polder of 200 ha would have a relevant impact by reducing the P-loading to a sufficient extent. Furthermore, some advantages and disadvantages focusing on the general use of constructed wetland for reducing high loadings from non-point sources are given.

**Keywords:** phosphorus, nitrogen, silicate, *Phragmites*, periphyton, management, lake Dümmer, Lower Saxony

# 1 Einleitung und Zielsetzung

Feuchtgebiete sind nicht nur für Natur- und Artenschutz wichtig, sie fungieren u. a. auch als stoffliche Senken, in dem sie Nähr- und Schadstoffe aus Fließgewässern effizient zurückhalten (Succow & Jeschke 1986; Hammer 1992a). Dort, wo keine natürlichen Feuchtgebiete verfüg- und nutzbar sind, können auch künstlich geschaffene „Feuchtgebiete aus 2. Hand“ („constructed wetlands“) diese Funktion übernehmen. Sie werden bereits vielerorts zur Reinigung von Punktquellen mit kommunalen, gewerb- oder landwirtschaftlichen Abwässern eingesetzt (u. a. bei Deponien, Erz- und Kohlebergbau, Papierherstellung) (Moshiri 1992; Kadlec & Knight 1996). Auch bei hohen diffusen Nährstoffeinträgen wie sie vielerorts durch eine intensive Landnutzung gegeben sind, gewinnen künstlich geschaffene und functionsoptimierte Feuchtgebiete an Bedeutung (Hammer 1992b; Poltz & Rippl 1989).

Leistungseckwerte aus herkömmlichen Schilfkläranlagen wie sie zur Klärung kommunaler Abwässern eingesetzt werden, sind kaum direkt auf „constructed wetlands“ übertragbar, da sich u. a. die Stoffkonzentrationen und das Abflussgeschehen in Fließgewässern deutlich von solchen Schilfkläranlagen unterscheiden. Um „constructed wetlands“ zur Senkung diffuser Einträge in Fließgewässern einzusetzen, sind daher Vorort-Studien notwendig. Dabei werden die besonderen örtlichen Gegebenheiten und die spezielle zeitliche Dynamik (u. a. Nährstoffniveau, Anteil gelöster und partikulärer Fraktionen, saisonale Muster bei Abflüssen und Frachten) berücksichtigt und können für die weitere Planung verwendet werden.

In diesem Zusammenhang wurde bereits Anfang der 80er Jahre vorgeschlagen, u. a. einen großen Schilfpolder als künstliches Feuchtgebiet zu bauen, um den Dümmer, einen hypertrophen Flachsee (Poltz & Wille 1977; Poltz 1982), durch die Senkung der Nähr- und Trübstofffrachten der Hunte, seines Hauptzuflusses, entscheidend zu entlasten (Ripl 1983).

1988 wurde daher ein Versuchsschilfpolder an der Hunte (Pegel Schäferhof, Abb. 1) durch das Land Niedersachsen fertig gestellt, der vom Staatliches Amt für Wasser und Abfall Sulingen betreut wurde. Die Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung mbH führte in Zusammenarbeit mit der TU Berlin und im Auftrage des Niedersächsischen Landesamt für Ökologie die chemischen Analysen sowie die Gesamtauswertung in einem Untersuchungszeitraum von 5 Jahren durch (Ripl *et al.* 1994).

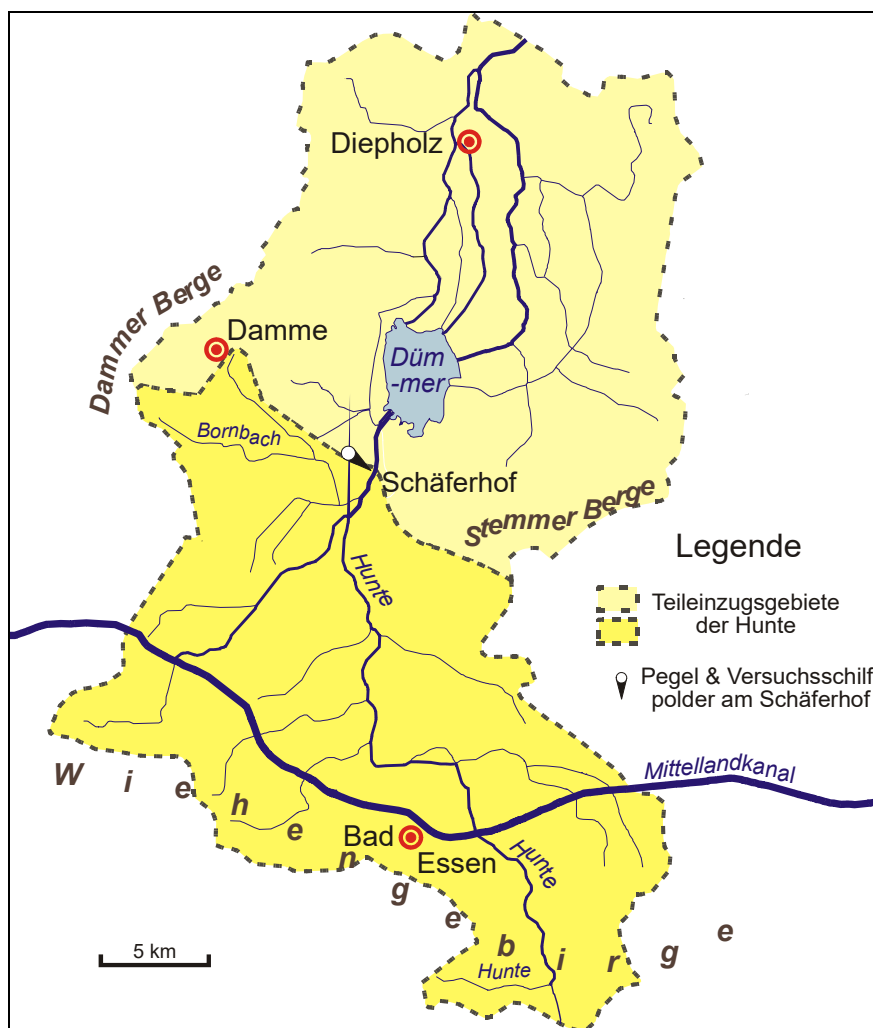
## 1.1 Dümmer und Hunte

Der Dümmer ist Niedersachsens zweitgrößter See (12 km<sup>2</sup> Wasserfläche, 1,1 m mittlere Wassertiefe, Einzugsgebiet EG 419 km<sup>2</sup>) und wird von der Hunte, seinem wichtigsten Zufluss (EG: 403 km<sup>2</sup>) gespeist (Abb. 1). Im langjährigen Mittel (1990 - 94) erreichte der Jahresabfluss der Hunte etwa 104 Mill. m<sup>3</sup> a<sup>-1</sup> (=3,30 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>; Min: 0,04, Median: 1,9, Max: 36,2 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>) (Pegel Schäferhof oberhalb des Dümmers) (NUM 1994; Rippl *et al.* 1994).

Im Einzugsgebiet lebten Anfang der 90er Jahre ca. 48 000 Einwohner. 23 kommunale und 5 betriebliche Kläranlagen behandelten ca. 86 % der Abwassers

(Hunte bis Oldenburg) (NUM 1994). Ca. 67 % der Fläche wurden landwirtschaftlich genutzt (61 % Acker, 39 % Grünland) (NUM 1994). Die intensive landwirtschaftliche Nutzung sowie umfangreiche Meliorationsmaßnahmen an Niedermooren in früheren Jahrzehnten führten zu hohen Nährstofffrachten, die bei der Hunte im langjährigen Mittel etwa 30 t Ges-P a<sup>-1</sup> und 1000 t Ges-N a<sup>-1</sup> erreichten (1990 - 94). Durch den stetigen Ausbau der Abwasserbehandlung von Punktquellen im Einzugsgebiet lag der Anteil aus Klärwerken am Gesamt-Frachtaufkommen beim Phosphor schätzungsweise bei 13 - 25 % und beim Stickstoff bei 6,5 %, d. h. der weitaus größte Frachtanteil wurde aus diffusen Quellen eingetragen (NUM 1994; Rippl *et al.* 1994).

Der Bornbach, ein Nebenfluss der Hunte oberhalb des Dümmers, stellte bei 20 % der Einzugsgebietsfläche ca. 50 - 60 % der P-Fracht der Hunte (Poltz 1989a). Zur Nähr- und Trübstoffentlastung des Sees wurde bereits 1983 vorgeschlagen, neben dem Bau eines Großpolders oberhalb des Sees auch den Bornbach durch Anschluss an den Dümmer-Randkanal am See vorbeizuleiten (Rippl 1983) (Abb. 1).



**Abb. 1** Teileinzugsgebiete der Oberen Hunte mit Dümmer und Lage des Versuchsschilfpolders am Pegel Schäferhof

## 2 Aufbau und Betrieb Versuchspolder

Die Versuchsanlage bestand aus zwei eingedeichteten Teilpoldern mit ca. 1 ha Gesamtfläche (Abb. 2). Um Versickerungsverluste zu vermeiden, wurde der Poldergrund durch eine Teichfolie abgedichtet, auf die etwa 0,4 m Niedermoorboden und darüber 0,1 m Seeschlamm aus dem Dümmmer aufgebracht wurden. Über Rohrschneckenpumpen wurde Wasser aus dem Vorfluter in die Anlage geleitet. Das Wasser floss oberirdisch wie bei einem überstauten Feuchtgebiet ab. Der Wasserstand wurde innerhalb der Polder durch sog. Mönche reguliert. Die Wassermenge im Zu- und Ablauf der Polder wurde quasikontinuierlich durch Einsatz von Messwehren und automatischen Pegeldrucksonden ermittelt. Chemische Analysen erfolgten an Tagesmischproben, die durch automatische Probenehmer im 30-Minutentakt gezogen wurden (weitere Details s. Ripl *et al.* 1994).

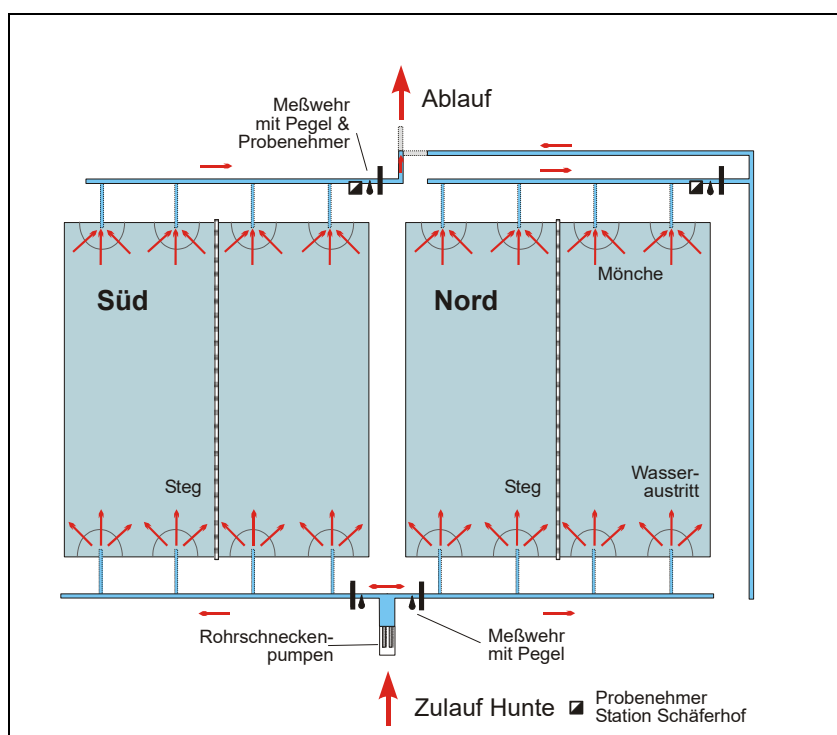


Abb. 2 Aufbau der Versuchsanlage (vereinfacht) mit Polderhälfte Süd und Nord

### 2.1 Bepflanzung und Bestandsentwicklung

Die Erstbepflanzung erfolgte mit vorgezogenen Topfpflanzen von *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Um die Schilfausbreitung zu beschleunigen und die zunächst sehr wuchskräftige Pioniervegetation (*Polygonum persicaria* L., *Alopecurus geniculatus* L., *Glyceria fluitans* (L.) R. Br., *Typha latifolia* L., *Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb. zurückzudrängen sowie Verluste durch Fraß (Wasservögel, Bisam) und Witterung auszugleichen, wurden in den ersten Jahren wiederholt Nachpflanzungen (Halmstecklings-, Topf-, Matten- und Bultpflanzungen) durchgeführt. Erst nach 3 Betriebsjahren zeigte der Schilfbestand einen kräftigen Nettozuwachs.

Um das Wachstum weiter zu fördern und Detritus anzureichern, wurde das Schilfrohr im Winter wiederholt gemäht, danach gehäckselt und vor Ort im Polder versenkt.

Am Ende des 5. Versuchsjahres wurde eine Gesamtröhrichtbiomasse von etwa 1,5 - 4,5 kg TS m<sup>-2</sup> (Nord- und Südteil; Gesamtmittel 3,1 kg TS m<sup>-2</sup>) in den Teilflächen ausgebildet. Der Anteil der oberirdischen Biomasse lag bei 0,5 - 1,9 kg TS m<sup>-2</sup> (etwa 42 - 48 % der Gesamtphytobiomasse). Das Schilfrohr stellte im südlichen Polderteil nahezu 100 % und im nördlichen ca. 42 - 93 % der Biomasse des Röhrichtbestandes. Hier trat zusätzlich Wasserschwaden (*Glyceria*) auf. Die mittlere Streu-Produktion des Röhrichts am Ende der 5jährigen Untersuchungsreihe wurde auf etwa 700 - 800 g C m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup> geschätzt.

### 3 Ergebnisse des Versuchsbetriebes

#### 3.1 Stoffbilanzen

Da die hydraulische Last in beiden Polderteilflächen weitgehend identisch war, wurde der Polder bilanztechnisch als funktionelle Einheit behandelt. Der Wasserumsatz wurde aus dem Zulauf, dem Niederschlag und einer geschätzten Verdunstung kalkuliert. Versickerungsverluste waren Bauart bedingt auszuschließen. Die Stoffbilanzierung, die auf der Wasserbilanz aufbaute, erfolgte als interne Nettobilanz auf Tagesbasis. Bilanztage mit größeren Wassermengendifferenzen zwischen Zu- und Ablauf wurden als unplausibel von der Bilanz ausgeschlossen. Anschließend wurden Monats- bzw. Jahresmittel berechnet. Die Tabelle 1 gibt die Betriebslagen als Mittel- und Extremwerte auf Jahresbasis für die Abflussjahre 1990 - 94 wieder.

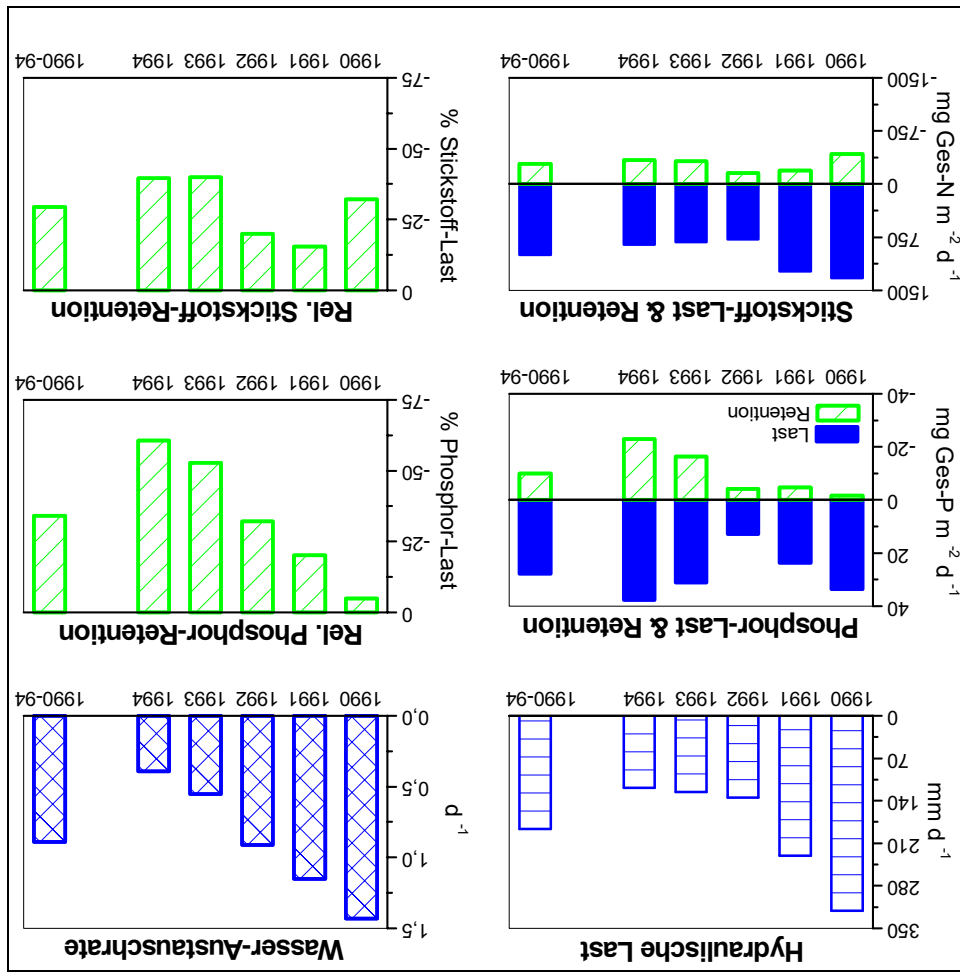
**Tab. 1** Kenndaten zum Wasserumsatz und zur Nährstoffbilanz des Versuchsschilfpolders (Abflussjahre 1990-94) (Gesamtjahresmittel und Extrema)

	Mittel	Min	Max
Wasseraufenthaltszeit (h)	27	17	61
Ges-P-Last (mg Ges-P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	27,8	13,0	37,7
P-Retention (mg Ges-P m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	10,0	1,7	22,9
P-Retention (% P-Last)	34	5	61
Ges-N-Last (mg Ges-N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	1000	779	1323
N-Retention (mg Ges-N m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	287	156	426
N-Retention (% N-Last)	29	15,4	40

Die Retentionswirkung des Schilfpolders basiert zum einen auf Prozesse, die an Oberflächen untergetauchter Schilfhalme auftreten und zum anderen auf der Verlängerung der Wasseraufenthaltszeit innerhalb des Polders (allg. Steigerung der Effizienz einzelner Retentionsprozesse). Durch die Schilfhalme wird die Sedimentation von Partikeln gefördert. Zum anderen werden zusätzliche Siedlungsflächen für Aufwuchsgemeinschaften gebildet, die zusätzlich Nährstoffe als Biomasse binden bzw. bakteriell umsetzen. Die Oberflächenvergrößerung durch untergetauchte Halme erreichte am Ende der Studie 0,7 m<sup>2</sup> je m<sup>2</sup> Poldergrund.

Die Zunahme der P-Retention während des Versuchsbetriebes war auf die Zunahme des Schilfbestandes im Laufe des Projektes sowie auf die optimierte Steuerung des Versuchspolders in Bezug auf Wasserstand (Stauhöhe) und Wasserrumsatz zurückzuführen (Abb. 3). Unter optimierten Betriebsbedingungen konnte eine 75 %ige Retention erzielt werden. Entsprechend zeigte die Phosphor-Retention eine große Abhängigkeit zur Zulaufkonzentration und zum Wasserrumsatz

**Abb. 3** Jahresbilanzen von Phosphor, Stickstoff sowie Wasserzulauf und -austausch im Versuchsschilfpolder

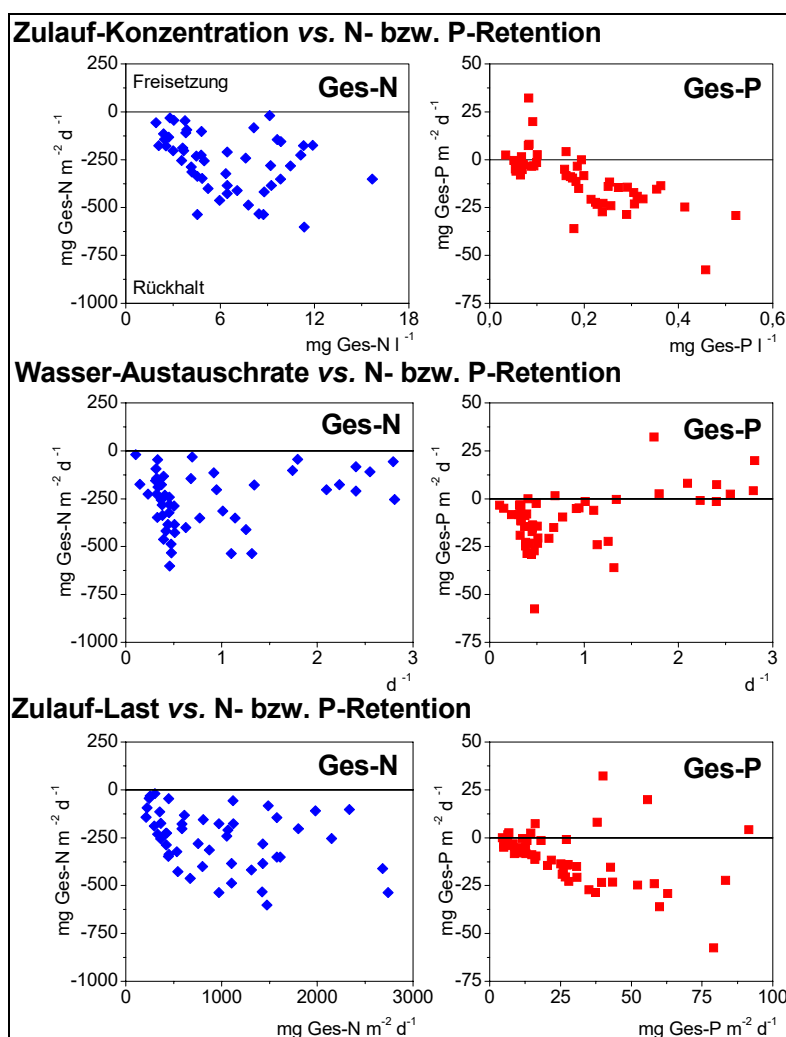


Die Abbildung 3 zeigt die Jahresmittelwerte für hydraulische Last und Wasserrumsatz, Stofftracht (=Last) sowie die absolute und relative Stoff-Retention für Stickstoff und Phosphor im Zeitraum 1990 - 94. In Abbildung 4 werden die Abhängigkeiten der Stoffretention von der Zulaufkonzentration, vom Wasserrumsatz sowie von der Last für Stickstoff und Phosphor dargestellt.

Die Phosphor-Retention beruhte hauptsächlich auf der Sedimentation von partikulär gebundenem Phosphor (Tab. 1, Abb. 3). Nach Untersuchungen von Poltz (1989b) lag der partikuläre Anteil im Wasser der Hunte am Pegel Schäferhof bei etwa 50 % des Ges-Phosphors. Daneben wurden in geringerem Umfang auch gelöste anorganische Anteile durch den autotrophen Aufwuchs aus der fließenden Welle entfernt.

(Abb. 4). Bei Aufenthaltszeiten unter 24 h, Konzentrationen  $<0,1 \text{ mg Ges-P l}^{-1}$  und niedrigen Wasserständen traten z. T. auch Nettofreisetzungen auf (Ausspülung durch Partikelresuspension).

Die Stickstoff-Retention hingegen wurde weitgehend durch die bakterielle Denitrifikation getragen, die sich in Biofilmen wie auch an der Sediment-Wasser-Kontaktschicht des Bodensubstrats vollzog (Tab. 1, Abb. 3). Aus der Stoffbilanz und der Sedimentzusammensetzung liess sich der Denitrifikationsanteil an der N-Retention auf etwa 83 % schätzen. Der Nitratanteil im Zulauf (Hunte, Pegel Schäferhof) betrug im Mittel etwa 87 % Ges-Stickstoff. Durch längere Aufenthaltszeiten des Wassers und Konzentrationssteigerungen im Zulauf bis auf 4 - 5  $\text{mg Ges-N l}^{-1}$  wurden Retentionssteigerungen bis etwa  $500 \text{ mg Ges-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  erreicht. Durch die raumlimitierte Stoffwechselleistung der Denitrifikanten (u. a. Polderfläche) wirkten sich Konzentrationserhöhungen  $>5 \text{ mg Ges-N l}^{-1}$  nicht mehr retentionssteigernd aus (Abb. 4).



**Abb. 4** Zulaufkonzentration, Wasserumsatz und Last (Fracht) in Abhängigkeit zur Retentionsleistung von Stickstoff und Phosphors (Monatsmittelwerte 1990-94)

Der Beitrag des Periphytons an der Primärproduktion ließ sich nicht direkt aus den P- und N-Bilanzen ableiten, jedoch konnte er mit Hilfe der Silikatbilanz für

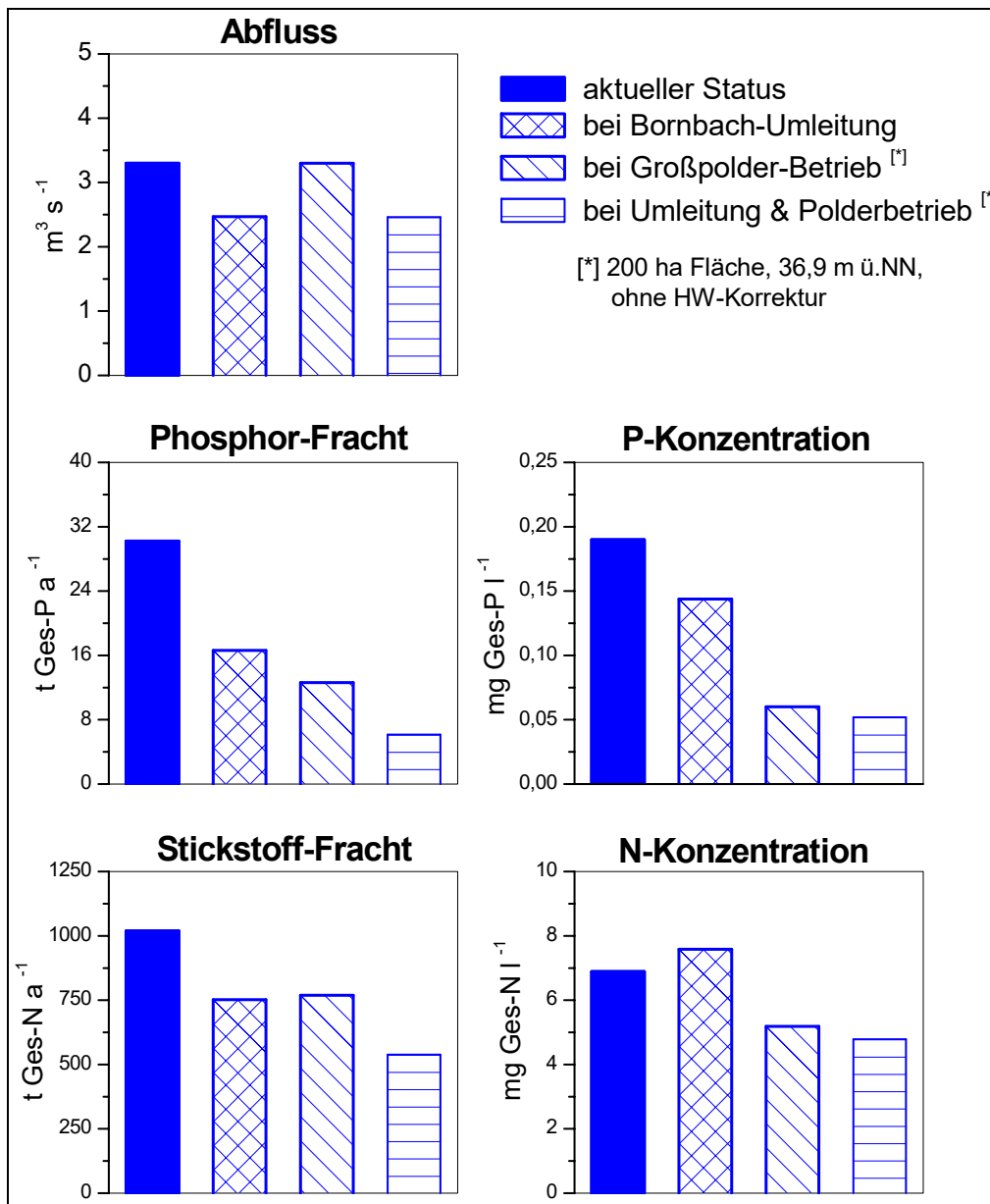
periphytische Kieselalgen abgeschätzt werden. Dabei wurde vereinfacht angenommen, dass die Silikatversorgung der Gräser (Röhrichte) ausschließlich über Wurzelwerk und Rhizome aus dem Porenwasser der Sedimente erfolgte, die nicht zum Bilanzraum (= fließende Welle) gehörten. Die Mindest-Nettoproduktion periphytischer Kieselalgen ließ sich so auf etwa  $120 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  grob abschätzen. Ein Wachstumsmaximum wurde im April mit einer Zehrungsrate von  $1 \text{ g SiO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  erreicht. Die Retention lag im Jahresmittel bei  $419 \text{ mg SiO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Die relative Retention erreichte mit 19 - 38 % der Last ähnliche Leistungen wie beim Stickstoff (Mittel 29 %).

Die hohe stoffliche Retention und pflanzliche Produktion in einem solchen Feuchtgebiet wurde auch durch eine hohe Depositionsrate ausgewiesen. Anhand der Stoffbilanzen und Sediment-Substrat-Untersuchungen am Ende der Studie wurden im langjährigen Mittel  $9 \text{ mm a}^{-1}$  und bei optimierten Betriebsbedingungen und wüchsigen Röhrichtbestand  $21 \text{ mm a}^{-1}$  deponiert.

#### **4 Szenarien zur Dümmersanierung**

Auf der Basis 5jähriger Betriebserfahrungen mit dem Versuchspolder ließ sich ableiten, dass ein Großpolder zur Entlastung des Dümmers etwa 200 ha Polderfläche benötigt, um eine ausreichende Leistung durch Einstau von Wasser in der Fläche insbesondere beim Phosphor zu erzielen (Details zur Modellbildung s. Ripl *et al.* 1994). Bei einer Szenarien-Betrachtung, bei der das Abfluss- und Frachregime des Zuflusses sowie die Retentionsleistung des Großpolders saisonal auf der Basis langjähriger Zeitreihen modelliert wurde, könnten durch einen solchen Großpolder und ohne Umleitung des Bornbachs etwa 58 % der P-Fracht und 26 % der N-Fracht zurückgehalten werden (Abb. 5). Wird zusätzlich auch der Bornbach um den See umgeleitet, sinkt zwar die Effektivität des Polders etwas ab, da die Nährstofflast in seinem Zulauf sinkt. Für den Dümmers würde bei einer kombinierten Lösung jedoch eine höhere Frachtentlastung erreicht, die beim Phosphor zu einem 80 %igen und beim Stickstoff zu einem 47 %igen Frachtrückgang führen würde (Abb. 5).

Dieser Frachtrückgang im Zulauf würde auch durch einen erheblichen Konzentrationsrückgang begleitet werden. Beim Phosphor würde das derzeitige Jahresmittel von  $0,19 \text{ mg Ges-P l}^{-1}$  auf etwa  $0,05 - 0,06 \text{ mg Ges-P l}^{-1}$  absinken. Bei saisonaler Betrachtung sind noch ausgeprägtere Konzentrations- und Frachtrückgänge während der abflussärmeren Vegetationsperiode zwischen  $0,01 - 0,03 \text{ mg Ges-P l}^{-1}$  zu erwarten.



**Abb. 5** Szenarien zur Dümmer-Sanierung - Jahresfrachten und mittlere Nährstoffgehalte der Hunte (aktueller Status sowie Einträge nach Bornbach-Umleitung und Schilfgrößpolder-Betrieb)

#### 4.1 Planungsumsetzung und Realisierung

Im Rahmen einer Vorentwurfsplanung des StAWA Sulingen (1997) zum Bau des 200 ha großen Schilfpolders am Dümmer wurden verschiedene Planungsvarianten auf 2 Optionsflächen betrachtet. Durch das dortige ungünstige Geländeprofil wurde eine bautechnisch aufwendige Unterteilung in kleinere jeweils eingedeichte Teilpolder (9 - 17) vorgesehen, um ausreichend Wassereinstau und Retentionsleistung zu erzielen. Als Basis dienten die Daten der 5jährigen Versuchspolderstudie. Durch Dämme, Wehre und Verteiler usw. wären nach dieser Planung Baukosten in Höhe von ca. 15 Mio. € zu erwarten. Bei einem rein wasserwirtschaftlichen Betrieb, der auf jede zusätzliche Nutzung der Ressourcen

eines solches künstlichen Feuchtgebietes verzichten würde, wurden Unterhaltungskosten für den Großschilfpolder (200 ha) in Höhe ca. 250.000 € kalkuliert. Dabei wurde auch die Entsorgung von Überschussschlamm bzw. Röhrichtbiomasse berücksichtigt, die bei einer mittel- und langfristigen Bewirtschaftung anfallen.

## **5 Vor- und Nachteile von “constructed wetlands“ zur Senkung diffuser Einträge**

Die Einrichtung künstlicher Feuchtgebiete zur Senkung von Frachten aus diffusen Quellen wird allgemein kontrovers diskutiert. Folgende Vor- und Nachteile werden hierbei häufig aufgeführt:

### **Nachteile**

- „Constructed wetlands“ können - je nach Fließgewässer und Entlastungsziel - einen relativ hohen Flächenbedarf (hier: 200 ha) benötigen. Außerdem müssen solche Flächen an strategisch günstigen Positionen innerhalb des Einzugsgebietes verfügbar sein, um Einrichtungskosten zu minimieren.
- Beim Bau eines „constructed wetland“ ist die maximale Retentionsleistung erst nach Ausbildung eines dichten Röhrichtbestandes nach 5 - 10 Jahren erreicht.
- Es sind oft zusätzliche wasserbauliche technische Einrichtungen wie Dämme, Wehre und Verteiler notwendig.
- Die Folgen bei Extrem-Hochwässer auf die wasserbaulichen Einrichtungen und auf mögliche stoffliche Ausspülungen aus den Retentionsflächen wie auch die Folgen eines Rückstaus von Fließgewässern auf die Anlieger sind bei der Planung zu berücksichtigen.
- Daraus resultieren aufwendige Planungen. Bei ungünstigen lokalen Bedingungen sind hohe Bau- und Investitionskosten zu erwarten (hier: 15 Mio. €).
- Die laufenden Betriebskosten für Unterhalt und Pflege eines Großschilfpolders sind erheblich (Kosten: hier ca. 250.000 € a<sup>-1</sup>, bei rein wasserwirtschaftlichem Betrieb).
- Solche „natürliche“ Systeme altern und müssen mittel- und langfristig bewirtschaftet werden. Wirtschaftlich nutzbares Schilfrohr entwickelt sich nicht immer zwangsläufig, da häufig andere Röhrichtgesellschaften aufwachsen.
- Neben dem Verjüngen der Röhrichtbestände fällt u. a. Schlamm und Rhizombiomasse als „Abfall“ an, der entfernt werden muss. Bei einer „Sedimentneubildung“ von 1 - 2 cm a<sup>-1</sup> reduzieren sich sonst die Wassereinstauhöhen nach 10 Jahren um 10 bis 20 cm, was ohne Bewirtschaftung langfristig die Wasseraufenthaltszeiten verkürzen und die Retentionsleistung reduzieren würde.

### **Vorteile:**

- + Es werden natürliche Retentions-Prozesse mit geringem Fremdenergieeinsatz genutzt, insbesondere, wenn Fremdenergieeinsatz zum Pumpen oder Schöpfen von Wasser entfällt.
- + Beim Bau von „constructed wetlands“ wird durch optimale Auslegung und gleichmäßige Einstauhöhen durch relativ ebene Polderflächen eine Maximierung der Retention von Nähr- und Trübstoffen erzielt.
- + Es werden Feuchtgebiete geschaffen, die landschaftsgestaltend sind und indirekt auch einen Beitrag zum Arten- und Naturschutz sowie zur Stärkung des Landschaftswasserhaushalts liefern.
- + Auch natürliche Feuchtgebiete können - wenn verfügbar - bei geringerem Einrichtungsaufwand zur Senkung diffuser Einträge funktionsoptimiert gestaltet werden. Sie nutzen dieselben Retentionsprozesse, jedoch werden sie nicht die hohe flächenspezifische Leistung von „constructed wetlands“ erreichen, so dass ein größerer Flächenbedarf bestünde.
- + Es sind Parallelnutzungen (Multifunktionalität) dieser Feuchtgebiete möglich, die die Unterhaltungskosten solcher Systeme deutlich senken könnten, indem Biomasse energetisch und/oder stofflich genutzt würde (Energiegewinnung, Vermarktung von Dachreet, usw.). Damit wäre ein finanzieller Beitrag zur Bewirtschaftung solcher Systeme geleistet.
- + Die Bestandsentwicklung des K-Strategen *Phragmitis australis* wird durch günstige Substrat- und Nährstoffbedingungen wie auch durch Auswahl geeigneter Ökotypen (überwiegend vegetative Vermehrung) gefördert. Die Auswahl geeigneter Klone wäre wichtig, um die Langzeitstabilität der Bestände zu sichern.
- + Die Attraktivität so genutzter Feuchtgebiete kann auch für eine breite Öffentlichkeit in Form von Lehrpfaden zur Naturbeobachtung, Weiterbildung und Tourismus lokal genutzt werden und damit auch regionale Impulse setzen.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass am Anfang der Maßnahmen-diskussion zu klären ist, inwieweit die Ursachen diffuser Einträge durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung mittels Änderung der Bewirtschaftungsweise vor Ort reduziert werden können. Alle Maßnahmen, die dort zur Senkung beitragen, sind als prioritär und kosteneffizient anzusehen.

Sind diese landwirtschaftlichen Einträge nicht oder nicht genügend absenkbar, kann die Leistung von Feuchtgebieten als natürliche Filter und Stoffsenken genutzt werden.

Hier könnte die Retentionsoptimierung von natürlichen Feuchtgebieten (Auen-bereiche, Altarme, Verlandungszonen, usw.) Vorrang haben, wenn sie an günstigen Abschnitten innerhalb des Einzugsgebiets liegen und Einrichtungskosten sowie -unterhalt geringer ausfallen als bei einem Neubau eines constructed wetland. Wegen geringerer spezifischer Flächenleistung steigt jedoch der Gesamt-flächenbedarf an, um die gewünschten Frachtlentlastungen zu erreichen. Die Entlastungsziele sollten klar definiert und begründet sein, um eine solide Planung zu ermöglichen und später auch die Überprüfung der Maßnahme zu ermöglichen. Konflikte mit dem Arten- und

Naturschutz sind zu erwarten, da jede Funktions-optimierung einen Eingriff in bestehende Feuchtgebietsstrukturen darstellt.

Sind keine natürlichen Feuchtgebiete verfügbar, stellen „constructed wetlands“ eine Alternative dar. Sie verursachen höhere Einrichtungskosten, können jedoch auch funktionsoptimiert und mit vergleichsweise höherer flächenspezifischer Leistung realisiert werden (Wetzel 1993; Kadlec & Knight 1996).

In beiden Fällen sollte eine Mehrfachnutzung von Feuchtgebieten überprüft werden, um Kosten für deren Unterhaltung zu senken. Die extensive stoffliche- bzw. energetische Nutzung von Röhrichten ist dabei ein wichtiger Ansatzpunkt. Dazu sind bereits eine Reihe von Studien verfügbar, bei denen auch die technische Umsetzbarkeit und Wirtschaftlichkeit geprüft wurde (z. B. Granéli 1980; Granéli *et al.* 1982; Succow 1998). Röhrichtgesellschaften mit *Phragmites australis* gehören zu den produktivsten Ökosystemen unserer Breiten (Björk 1967; Rodewald-Rudescu 1974; Granéli 1990), so dass eine zusätzliche Nutzung angesichts aktuell stark steigender Energiekosten nicht nur möglich, sondern auch sinnvoll ist.

## Danksagung

Das Projekt wurde vom Land Niedersachsen finanziert und in Kooperation mit dem Staatlichen Amt für Wasser und Abfall Sulingen durchgeführt.

## Literatur

- Björk S (1967) Ecologic investigations of *Phragmites communis*. Studies in theoretic and applied limnology. Thesis. Lunds universitet, L.W.K. Gleerup, Lund, 248 p
- Granéli W (1980) Energivass rapport etapp, III, Limnologiska institutionen, Lunds universitet, Lund 39 p
- Granéli W (1990) Standing crop and mineral content of reed *Phragmites australis* (Cav) Trin ex Steudel in Sweden - Management of reed stands to maximize harvestable biomass. Folia geobotanica & phytotaxonomica 25: 291-302, Czechoslovak academy of sciences Prag
- Granéli W, Enell M, Unosson L (1982) Energivass rapport etapp IV, Limnologiska Institutionen, Lunds universitet. Lund 162 p
- Hammer DA (1992a) Creating freshwater wetlands. Lewis Publisher, Boca Raton, 298 p
- Hammer DA (1992b) Designing constructed wetlands systems to treat agricultural nonpoint source pollution. Ecological Engineering 1: 49-82
- Kadlec RH, Knight RL (1996) Treatment wetlands. CRC Press, Boca Raton, 893 p
- Moshiri GA (ed.) (1993) Constructed wetlands for water quality improvement. CRC Press, Boca Raton, p. 632
- NUM - Niedersächsische Umweltministerium (1994) Wasserwirtschaftliche Rahmenplanung Hunte (Entwurf). Hannover
- Poltz J (1982) Der Dümmer. Nutzungsansprüche, Probleme, Sanierungsmaßnahmen. Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft Hildesheim 8: 100-159
- Poltz J (1989a) Umleitung des Bornbaches: Teilmaßnahme im Gesamtkonzept zur Sanierung des Dümmers - Stellungnahme des Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft, Hildesheim
- Poltz J (1989b) Phosphat in der oberen Hunte Untersuchungen zur Nährstoffbelastung des Dümmers - Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft Hildesheim 7: 157-234
- Poltz J, Rippl W (1989) Nährstoffelimination aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders Grundlagen und Konzept eines Untersuchungsprogramms. Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft 8: 97-112
- Poltz J, Wille W (1977) Limnologische Untersuchung des Dümmers 1964-1974. Mitteilungen aus dem Niedersächsischen Landesamt für Wasserwirtschaft Hildesheim 2: 1-80

- Ripl W (1983) Limnologisches Gutachten Dümmersanierung. Endbericht im Auftrage des Hunte Wasserverbands Diepholz. TU Berlin Institut Ökologie FG Limnologie, Berlin, 154 p
- Ripl W, Feibicke M, Heller S, Markwitz M (1994) Nährstoffelimination aus einem gering belasteten Fließgewässer mit Hilfe eines bewirtschafteten Schilfpolders. Endbericht im Auftrage der Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ). Gesellschaft für Gewässerbewirtschaftung mbH & TU Berlin, Berlin 91p
- Rodewald-Rudescu L (1974) Das Schilfrohr (*Phragmites communis* Trinius). In: Die Binnengewässer 27 – Schweizerbarth, Stuttgart, 302 p
- StAWA (Staatliches Amt für Wasser und Abfall) Sulingen (1997) Vorentwurf Schilfpolderanlage – Obere Hunte. Im Auftrage des Landes Niedersachsen. Sulingen, Sammelordner mit 14 Anlagen
- Succow M (ed.) (1998) Sanierung eines degradierten Niedermoores mittels Anbau von Schilf als nachwachsender Rohstoff unter Verwertung gereinigter kommunaler Abwässer. 4. Zwischenbericht im Auftrage der Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Projekt AZ 06708). Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 153 p
- Succow M & Jeschke L (1986) Moore in der Landschaft: Entstehung, Haushalt, Lebenswelt Verbreitung, Nutzung und Erhaltung der Moore. Harri Deutsch, Thun, 268 p
- Wetzel RG (1993) Constructed wetlands: scientific foundations are critical. In: Moshiri GA (ed.)(1993): 3-7

**Autor:**

Dr. Michael Feibicke  
Umweltbundesamt  
FG IV 2.5, Versuchsfeld Marienfelde  
Schichauweg 58  
D-12307 Berlin

Email: michael.feibicke@uba.de



Melanie MEWES

## **Stoffausträge aus der Landnutzung und deren Vermeidungskosten – Ostseeinzugsgebiet von Deutschland -**

**Nutrient emissions by diffuse sources and costs of prevention – Baltic Sea  
catchment area of Germany –**

### **Abstract**

The reduction of nutrient emissions by diffuse sources is a key factor for the protection of the Baltic Sea. Diffuse nutrient emissions are mostly linked to current land use, requiring changes to achieve a reduction. Implementing measures within land use will cause costs which may emerge from either less crop yield or higher efforts in land cultivation, or both. Therefore, the objective is to calculate cost-effective solutions for nutrient load reductions to the Baltic Sea by minimal social costs. Some results of a doctoral thesis dealing with this topic are presented in this paper. First of all, the load case (nutrient surplus, nutrient emissions and immissions) for the German part of the Baltic Sea catchment area is determined. Linking land use and soil types, the reduction potential of the investigated area is found out. As an example, costs and effectiveness of the abatement measure “buffer strips” are calculated.

**Keywords:** land use, Mecklenburg-West-Pomerania, Schleswig-Holstein, cost-effectiveness

## **1 Einleitung**

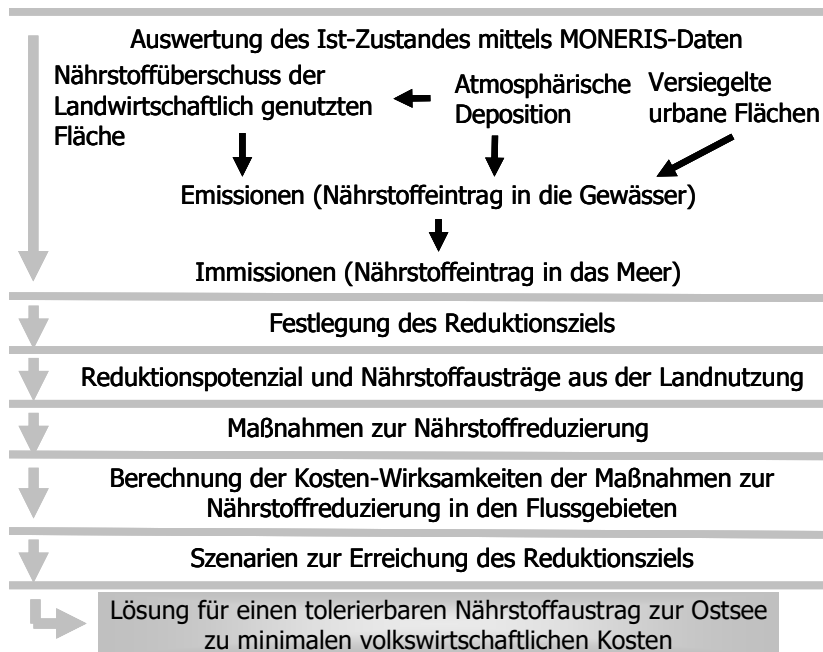
Trotz großer Anstrengungen zur Nährstoffreduzierung werden immer noch hohe Mengen an Stickstoff und Phosphor in die Ostsee eingetragen. Folgen sind z. B. Algenblüten und Sauerstoffzehrung. Da vor allem im Bereich der punktuellen Quellen aufgrund des Verbotes von Phosphor im Waschmittel und des Ausbaus von Kläranlagen Reduktionserfolge erzielt wurden, haben in den letzten Jahren Nährstoffausträge aus diffusen Quellen an Bedeutung gewonnen. Die Landnutzung ist deshalb ein Schlüsselfaktor für Nährstoffstoffeinträge von Stickstoff und Phosphor in Gewässer und letztlich in die Ostsee. Nährstoffreduktionsmaßnahmen können dabei innerhalb einer bestehenden Flächennutzung durch gewässerschonende Bewirtschaftung erfolgen, z. B. Änderungen im Düngemanagement, Anlage von Uferrandstreifen, oder die Änderung der bestehenden Nutzung erforderlich machen, z. B. die Umwandlung von Acker in Grünland. Als Entscheidungskriterium dafür, welche Reduktionsmaßnahmen und Strategien durchzuführen sind, können die entstehenden volkswirtschaftlichen Kosten herangezogen werden.

Diese Thematik wurde im Rahmen eines Promotionsstipendiums der Deutschen Bundesstiftung Umwelt bearbeitet (vgl. Mewes 2006, 2002). Ziel der Arbeit ist es, einen Forschungsbeitrag zur volkswirtschaftlichen Optimierung des Ostseeschutzes hinsichtlich der Nährstoffausträge aus diffusen Quellen der Landnutzung zu leisten. Den agrar- und umweltpolitischen Entscheidungsträgern wird am Ende ein Flächennutzungs-Mix empfohlen, welcher wesentliche Verbesserungen gegenüber dem Status quo hinsichtlich des Ostseeschutzes beinhaltet. Der Untersuchungsraum umfasst dabei den Anteil der Länder Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig Holstein am Ostsee-Einzugsgebiet. Als Datengrundlage dienen aktuelle Veröffentlichungen und Forschungsprojekte mit Modellberechnungen für Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen. Es wird ermittelt, welche Änderungen der land- und forstwirtschaftlichen Flächennutzung im Ostsee-Einzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein erforderlich sind, um eine festgelegte Reduktion der Nährstoffbelastung der Ostsee zu erreichen. Dabei wird eine kostenminimierende Umsetzung angestrebt.

Im Folgenden werden beispielhaft Ergebnisse aus der gesamten Arbeit vorgestellt. Nach einer kurzen Darstellung der Vorgehensweise wird auf einzelne Schritte wie den Status Quo (Nährstoffbilanzen, Emissionen und Immissionen), das Reduktionspotenzial (Landnutzung und Boden) und Kosten-Wirksamkeits-Berechnungen am Beispiel der Nährstoffreduktionsmaßnahme „extensiv genutzte Uferrandstreifen“ näher eingegangen.

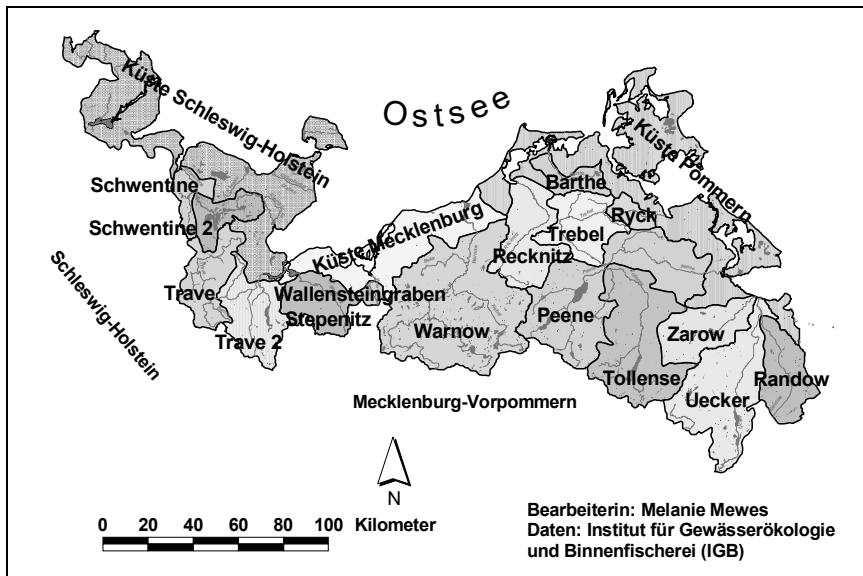
## **2 Vorgehensweise und Datengrundlage**

Abbildung 1 veranschaulicht verkürzt die Vorgehensweise der Arbeit. Ausgangspunkt ist die Bestandsaufnahme der Nährstoffbelastung mit der Abfolge Nährstoffüberschüsse auf der Fläche, der Austrag von Nährstoffen von der Fläche in die Fließgewässer und unter Berücksichtigung von Retentionsprozessen anschließend der Eintrag von Nährstoffen in das Meer. Hieran schließt sich die Definition eines bzw. mehrerer alternativer gewünschter Reduktionsziele für den Nährstoffeintrag in die Ostsee an. Zur Erreichung eines Reduktionszieles sind Reduktionspotenziale des Untersuchungsgebietes zu ermitteln und Reduktionsmaßnahmen festzulegen. Für die Reduktionsmaßnahmen lassen sich deren Wirksamkeit, d. h. die reduzierbare Nährstoffmenge, und Kosten in den einzelnen Flussgebieten berechnen. Über einen Vergleich der Kosten-Wirksamkeiten der Maßnahmen werden die Flussgebiet-Maßnahmenkombinationen ermittelt, mit denen das Reduktionsziel zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten erreicht wird.



**Abb. 1** Vorgehensweise

Das Untersuchungsgebiet umfasst 19 Flussgebiete (Abb. 2). Dabei liegen fünf Flussgebiete in Schleswig-Holstein, die übrigen in Mecklenburg-Vorpommern (die Flussgebiete Uecker und Randow entfallen zu einem kleinen Teil auch auf Brandenburg). Die Studie basiert auf verfügbaren Emissionsdaten des Modells MONERIS (IGB; Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, vgl. Behrendt et al. 1999, 2002) zu sechs diffusen Eintragungspfaden, auf digitalen Landnutzungs- und Bodendaten und zusätzlich auf Literaturlauswertungen. In das Modell MONERIS sind Flächenbilanzdaten für Stickstoff und Phosphor (für 1999, berechnet von Bach et al., vgl. Bach et al. 1998, Bach & Frede 2002) eingegangen, die ebenfalls vom IGB bereitgestellt wurden. Als digitale Landnutzungs- und Bodendaten stehen für das Untersuchungsgebiet die Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) und für Mecklenburg-Vorpommern zusätzlich die „Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung“ 1:100.000 (Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern) zu Verfügung. Für die Kostenberechnungen werden standardisierte Kalkulationstabellen für die Landwirtschaft zugrunde gelegt (vgl. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2003, Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern 2003).



**Abb. 2** Untersuchungsgebiet: Ostseeinzugsgebiet von Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein aufgeteilt in 19 Flussgebiete

### 3 Status Quo

Zunächst gilt es, den Status Quo im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, von dem aus das Reduktionsziel abzuleiten ist. Dafür werden die in MONERIS eingeflossenen Daten zu den Nährstoffbilanzen und die von MONERIS berechneten Emissionsdaten ausgewertet.

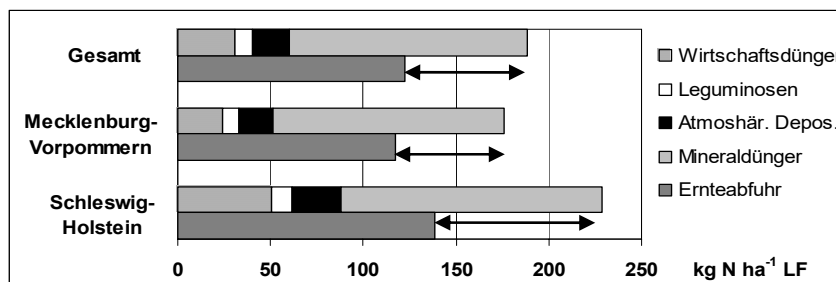
#### 3.1 Nährstoffbilanzen

In Tab. 1 werden die in die Berechnung der Flächenbilanzen eingegangenen Nährstoffzu- und -abfuhr vorgestellt. Die Kalkulation derartiger Flächenbilanzen läuft unter der Annahme, dass die in der Fläche befindlichen Stickstoffmengen, längerfristig betrachtet, nahezu konstant sind (Mineralisation = Immobilisation).

**Tab. 1** Nährstoffzu- und -abfuhr bei Flächenbilanzen

	Zufuhr	Abfuhr	Bilanzsaldo
Stickstoff	Mineraldünger Organischer Dünger Leguminosen Atmosphärische Deposition	Abfuhr mit der Ernte (Haupternte und ggf. Nebenerntegut)	= Zufuhr-Abfuhr
Phosphor	Mineraldünger Organischer Dünger	Abfuhr mit der Ernte	= Zufuhr-Abfuhr

Die zur Verfügung stehenden Flächenbilanzdaten wurden von der Kreisebene auf die einzelnen Flussgebiete umgerechnet. Es ergeben sich im Mittel Nährstoffüberschüsse von  $70 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$  bzw.  $3,3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ LF}$  bezogen auf 1999 für das Gesamtgebiet. Bei den mittleren Stickstoffbilanzen lassen sich deutliche Unterschiede zwischen den Flussgebieten Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns ausmachen (vgl. Abb. 3). Während in Mecklenburg-Vorpommern z. B. die Stickstoffzufuhr über Wirtschaftsdünger bei ca.  $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$  liegt, beträgt sie für Schleswig-Holstein ca.  $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$ . Da keine gleichermaßen erhöhten Ernteabfuhr erfolgen, ist der Bilanzsaldo für Schleswig-Holstein ca.  $33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ LF}$  höher als für Mecklenburg-Vorpommern.



**Abb. 3** Mittlere Stickstoffbilanzen für die Flussgebiete Mecklenburg-Vorpommerns, Schleswig-Holsteins und das gesamte Untersuchungsgebiet in  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ LF}$  für 1999, Pfeile stellen den Nährstoffüberschuss dar

### 3.2 Nährstoffemissionen

Emissionen stellen Nährstoffausträge aus den Flächen in die Flusssysteme dar. Aus dem Untersuchungsgebiet ( $23.285 \text{ km}^2$ ) wurden gemittelt über den Zeitraum 1998-2000 insgesamt  $26.175 \text{ t N a}^{-1}$  und  $925 \text{ t P a}^{-1}$  aus diffusen Quellen in die Fließgewässer emittiert. Dies entspricht für Stickstoff  $\sim 88 \%$  der Gesamteinträge, für Phosphor  $\sim 85 \%$ . Hauptaustragspfade für diffuse Stickstoffemissionen in die Ostsee sind Dränung ( $44 \%$ ) und Grundwasser ( $42 \%$ ). Für Phosphor sind die Hauptaustragspfade der Emissionen Erosion ( $41 \%$ ) und Grundwasser ( $27 \%$ ). Deshalb müssen sich Bemühungen zur Vermeidung von Emissionen auf die Pfade Dränung, Grundwasser und Erosion konzentrieren.

Von den Nährstoffüberschüssen finden sich nur ca.  $20 \%$  bei Phosphor und  $26 \%$  bei Stickstoff in den Emissionsdaten wieder (vgl. Tab. 2). Das Untersuchungsgebiet weist somit ein hohes Rückhaltevermögen auf. Das Reduktionspotenzial in Schleswig-Holstein liegt dabei mit jeweils ca.  $6 \%$  unter dem in Mecklenburg-Vorpommern.

**Tab. 2** Bilanzsalden, Emission und der Anteil der Emission am Bilanzsaldo für Stickstoff und Phosphor bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet, Mecklenburg-Vorpommern (MV) und Schleswig-Holstein (SH) 1999

<b>1999</b>	<b>Fläche</b> [km <sup>2</sup> ]	<b>Anteil der LF</b> [%]	<b>Nährstoff-saldo</b> [t]	<b>Emission</b> [t]	<b>Anteil am Saldo</b> [%]
Phosphor-Gesamt	23.145	61,2	4.638	925	20,0
MV	17.779	60,7	3.638	674	18,5
SH	5.366	62,9	999	251	25,1
Stickstoff-Gesamt	23.145	61,2	99.368	26.175	26,3
MV	17.779	60,7	67.589	16.203	24,0
SH	5.366	62,9	31.779	9.971	31,4

### 3.3 Nährstoffimmissionen

Um festzulegen, in wie weit die Nährstoffeinträge in die Ostsee (= Immissionen) reduziert werden sollen, werden die mit MONERIS berechneten Retentionspotenziale in den Flussgebieten berücksichtigt. Die Differenzen zwischen Emissionen und Immissionen sind z. T. sehr groß, d. h. Stoffrückhalte und Stoffverluste besitzen eine sehr große Bedeutung. Behrendt (1996) gibt richtigerweise zu bedenken, dass die mit dem Blick auf die Belastung der Ostsee zur Zeit sehr positiv einzuschätzenden hohen Nährstoffrückhalte und -verluste jedoch eine Belastung der Gewässer des Einzugsgebietes selbst darstellen und im Zusammenhang mit einer Sanierung des Einzugsgebietes in Teilen oder als Ganzes zu Problemen führen können (z. B. Rücklösung aus Sedimenten). Zudem ist unklar, in wie weit das Selbstreinigungspotenzial von Gewässern im Einzelnen bereits ausgeschöpft ist. Dies muss bei Sanierungen beachtet werden.

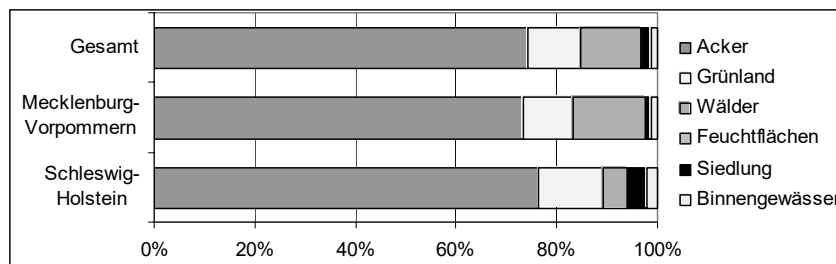
Unterschiedlich hohe Retentionen in den Fließgewässern der Flussgebiete beeinflussen entscheidend die Erreichung des Reduktionsziels, das als Gesamteintrag in die Ostsee definiert ist. So ist es in Flussgebieten mit hohen Retentionsraten teurer, 1 kg an dem Gesamteintrag in die Ostsee zu reduzieren, weil hierfür die Emissionen in viel stärkerem Maße reduziert werden müssen als für ein Flussgebiet mit geringer Retentionsrate.

## 4 Reduktionspotenzial

Um ein Reduktionsziel zu erreichen, sind Maßnahmen notwendig, die entweder innerhalb eines Nutzungstyps durchzuführen sind (z. B. Optimierung des Düngemanagements, Einführung von Gewässerrandstreifen) oder die Umkombinationen von Nutzungstypen erforderlich machen (z. B. Änderung der Flächennutzung auf Niedermoor von Acker zu Grünland). Dies setzt die Kenntnis und effektive Nutzung der Reduktionspotenziale des Untersuchungsgebiets voraus, die stark von den Faktoren Boden und Nutzungsart abhängig sind. Deshalb werden im Hinblick die Frage, wo welche Reduktionspotenziale im Untersuchungsgebiet liegen, die digitalen Landnutzungs- und Bodendaten ausgewertet.

## 4.1 Landnutzung

Der Hauptteil des Untersuchungsgebietes besteht aus Ackerflächen (74 %), gefolgt von Grünland und Wald mit je 11 bzw. 12 %. Feuchtgebiete nehmen nur knapp 0,2 % des Gebietes ein, Binnengewässer 1,3 % (vgl. Abb. 4). Das Grünland folgt vor allem dem Verlauf der Flüsse (z. B. Recknitz, Warnow). Die Waldflächen befinden sich meistens in Küstennähe (Darß/Zingst, Ostküste Rügen und Usedom, Kreis Uecker-Randow). Die Landnutzung unterscheidet sich im Vergleich der Bundesländer hauptsächlich im Waldanteil, der in Mecklenburg-Vorpommern um ca. 10 % höher liegt. In Schleswig-Holstein nimmt das Grünland ca. 3 % mehr Fläche ein.

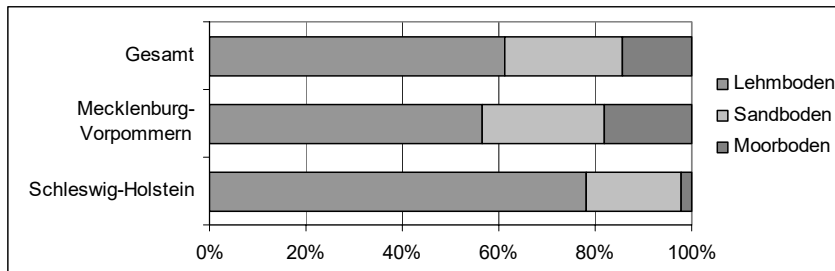


**Abb. 4** Landnutzung im gesamten Untersuchungsgebiet und in den Ländern Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein nach BÜK 1.000 [%]

Zu beachten ist bei den Angaben, dass die Nutzungsinformationen der Bodenübersichtskarte 1.000 auf Corine-Landcover-Daten zurückgreifen, die bedeutend gröber als die statistischen Flächenangaben sind. Deshalb stellt die Nutzungsverteilung eine vereinheitlichende Annäherung an die tatsächliche Landnutzung dar, wobei vor allem der Anteil der Ackernutzung überschätzt wird. Corine-Landcover-Daten sind aber auch in das Modell MONERIS eingegangen und flächendeckend verfügbar.

## 4.2 Boden

Im Folgenden werden die Bodentypen im Untersuchungsgebiet differenziert nach austragsgefährdend und weniger gefährdend ausgewertet. Die Einteilung der Leitbodenassoziationen der BÜK 1.000 nach der Austragsgefährdung für Nährstoffe ergab 24 % Sandböden (hohe Austragsgefahr), 61 % Lehm Böden (niedrige Austragsgefahr) und 14 % Niedermoorböden (vgl. Abb. 5). Während Mecklenburg-Vorpommern 18 % Moor-, 57 % Lehm- und 26 % Sandböden aufweist, sind es in Schleswig-Holstein nur ca. 2 % Moor- und 20 % Sandböden und dafür 78 % Lehm Böden. Die Schwankungsbreite zwischen einzelnen Flussgebieten ist aber hoch.



**Abb. 5** Lehm-, Sand- und Moorboden im gesamten Untersuchungsgebiet und in den am Untersuchungsgebiet beteiligten Bundesländern

### 4.3 Landnutzung und Boden

Verknüpft man die Ergebnisse der Landnutzungs- und Bodendaten, lassen sich Flächen mit einem hohen Reduktionspotenzial ausweisen. Im Gesamtgebiet befinden sich z. B. ca. 26 % der Ackerflächen auf Sand- oder Moorboden mit erhöhtem Austragspotenzial, was einem Anteil von 20 % an der gesamten Einzugsgebietsfläche entspricht. Während in Schleswig-Holstein 12 % der Flussgebietsflächen betroffen sind (= 16 % der Ackerfläche), sind es in Mecklenburg-Vorpommern 23 % (= 30 % der Ackerfläche) (vgl. Tab. 3).

**Tab. 3** Ackerflächen auf unterschiedlichem Boden im Untersuchungsgebiet für Schleswig-Holstein (SH), Mecklenburg-Vorpommern (MV) und das Gesamtgebiet in % an der Ackerfläche und % an der jeweiligen Gesamtfläche

Landnutzung	Boden	[%]	SH		MV		Gesamt	
			[%]	[%] an gesamt	[%]	[%] an gesamt	[%]	[%] an gesamt
Acker	Lehm	84	67	70	52	73	55	
	Moor	2	1	10	8	8	6	
	Sand	14	11	20	15	18	14	
	gesamt	100	79	100	74	100	76	

## 5 Kosten-Wirksamkeiten von Reduktionsmaßnahmen

Nach der Analyse des Reduktionspotenzials im Untersuchungsgebiet müssen Reduktionsmaßnahmen ausgewiesen werden, mit denen festgelegte Reduktionsziele erreicht werden sollen. Änderungen der Landnutzung für eine Verminderung der Nährstoffeinträge rufen in der Regel Kosten durch Mindererträge und/oder einen höheren Aufwand hervor. Um ein definiertes Reduktionsziel mit minimalen Kosten zu erreichen, werden deshalb mögliche Reduktionsmaßnahmen im Hinblick auf ihre Kosten-Wirksamkeit miteinander verglichen. Als Beispiel für die Berechnung der Kosten-Wirksamkeiten wird hier die Maßnahme „Einrichtung von extensiv genutzten Gewässerrandstreifen“ vorgestellt. Dazu werden zunächst die Kosten und die Wirksamkeit der Maßnahme mit vereinfachenden Annahmen und der Festlegung von Ober- und Untergrenzen berechnet. Damit lässt sich anschließend die Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme bestimmen.

## 5.1 Wirksamkeit extensiv genutzter Gewässerrandstreifen

Zur Bestimmung der Wirksamkeit von Uferrandstreifen muss über Plausibilitätsüberlegungen festgelegt werden, wie viel Hektar der Ackerfläche auf Sand- und auf Lehmboden für Gewässerrandstreifen aus der Nutzung genommen werden sollen. Da für diese Arbeit keine Angaben darüber vorliegen, wie viele Flächen schon Gewässerrandstreifen haben und wie lang die wichtigsten – vor allem kleineren Fließgewässer – sind, wird als erste Annäherung von einem möglichen Anteil von 0,1 bis 1 % (Faktoren 0,001 bis 0,01) für alle Flussgebiete ausgegangen. Mit diesen Faktoren lässt sich für jedes Flussgebiet die Fläche ausrechnen, die für Uferrandstreifen genutzt werden kann. Indem ein Gesamtwert angegeben wird, wird offen gelassen, wie die Breite der Uferrandstreifen im Einzelnen beschaffen sein muss. In der Literatur wird als gängige Praxis mit einer durchschnittlichen Breite für Gewässerrandstreifen von 10 m gerechnet (u. a. Elofsson 1999, Interwies et al. 2004). Die Breite sollte aber jeweils nach Standortbedingungen beurteilt werden (es ist nicht immer eine Breite von 10 m nötig oder ausreichend).

Die Ergebnisse der Berechnungen zur Wirksamkeit der Uferrandstreifen mit extensiver Bewirtschaftung sind in Tab. 4 für die Flussgebiete Schleswig-Holsteins, Mecklenburg-Vorpommerns und das gesamte Untersuchungsgebiet zusammengefasst. Während in Schleswig-Holstein eine Reduktion der Stickstoffeinträge um 2-6 t N a<sup>-1</sup> bei einer Bereitstellung von 0,1 % der Fläche für Uferrandstreifen möglich ist, beträgt die Reduktion für Mecklenburg-Vorpommern zwischen 3 und 10 t N a<sup>-1</sup>, so dass insgesamt zwischen 5-16 t N a<sup>-1</sup> reduziert werden können. Diese Werte erhöhen sich bei 1 % der Fläche für Uferrandstreifen entsprechend um den Faktor 10. Für Phosphor ist ebenfalls in Mecklenburg-Vorpommern eine höhere Reduktion möglich (0,15-0,24 t P a<sup>-1</sup> gegenüber 0,06-0,09 in Schleswig-Holstein).

**Tab. 4** Maximale Wirksamkeit der Maßnahme extensiv genutzter Uferrandstreifen in t a<sup>-1</sup> bei vollständiger Umsetzung auf 0,1 % der Ackerfläche auf Sand- und Lehmboden

Flussgebiete	0,1 % der Fläche für Uferrandstreifen			
	Stickstoff		Phosphor	
	min. [t N a <sup>-1</sup> ]	max. [t N a <sup>-1</sup> ]	min. [t P a <sup>-1</sup> ]	max. [t P a <sup>-1</sup> ]
Schleswig-Holstein	2	6	0,06	0,09
Mecklenburg-Vorpommern	3	10	0,15	0,24
Gesamt	5	16	0,21	0,33

## 5.2 Kosten extensiv genutzter Gewässerrandstreifen

Die Kosten für die Einrichtung von Uferrandstreifen werden mit den Opportunitätskosten geschätzt. Diese Kosten werden in dieser Arbeit als die Verfahrensleistung berechnet, die der Landwirt erzielen würde, wenn er den Streifen wie gewohnt landwirtschaftlich nutzen würde, abzüglich der Verfahrensleistung, die mit dem Schutzstreifen erzielt werden kann.

Die Verfahrensleistung der extensiven Bewirtschaftung wird unter den Annahmen berechnet, dass kein Ausbringen von Dünger und Pflanzenschutzmitteln erfolgt. Durchschnittliche Ertragseinbußen aufgrund der fehlenden Düngung werden (konservativ) mit einer Größenordnung von 2/3 bzw. 66 % angenommen (vgl. Bastian 2005).

In Tab. 5 sind beispielhaft die Verfahrensleistungen für das Produktionsverfahren Winterraps-Winterweizen-Wintergerste auf ertragsreicheren Standorten für die Standardnutzung und für extensiv genutzte Uferrandstreifen zusammengefasst sowie die daraus resultierenden Kosten für Uferrandstreifen. Die Zahlen enthalten keine Prämien. Die Kosten für 1 ha Uferrandstreifen schwanken zwischen 113 und 195 €. Die Gesamtkosten lassen sich mit der für die Nutzung als Uferrandstreifen festgelegten Fläche berechnen.

**Tab. 5** Verfahrensleistung ohne Prämien für die Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste für Standardverfahren und Uferrandstreifen (Annahme: keine Änderung der Maschinenfestkosten) sowie die Kosten für 1 ha Uferrandstreifen

Standort/ Ertragsstufe <sup>1)</sup>	Verfahrensleistung € ha <sup>-1</sup>		Kosten € ha <sup>-1</sup>
	Standard	Uferstreifen	
Mecklenburg-Vorpommern			
D4-6	96	-54	150
Schleswig-Holstein			
I-II	-10	-123	113
III-IV	142	-53	195

<sup>1)</sup> Standorte für Mecklenburg-Vorpommern, Ertragsstufen für Schleswig-Holstein, höhere Zahlen entsprechen ertragsreicheren Standorten, Fruchtfolge Winterraps-Winterweizen-Wintergerste

Insgesamt wird eine große Spanne in den Kosten von Uferrandstreifen zwischen den unterschiedlichen Verfahren und Standorten bzw. Ertragsstufen deutlich. Während für Mecklenburg-Vorpommern eine direkte Zuordnung der Standorte auf Bodentypen im Untersuchungsgebiet möglich ist, wird für Schleswig-Holstein näherungsweise angenommen, dass sich die Fruchtfolge Winterraps-Winterroggen-Wintergerste auf die Sandböden und die Fruchtfolge mit Winterweizen auf die Lehmböden beziehen. In der Regel sind die Kosten für Uferrandstreifen für die Sandböden bzw. ertragsschwächeren Standorte günstiger als für die ertragsreicheren Standorte. In Schleswig-Holstein sind die Kosten für Uferrandstreifen bei der Fruchtfolge Winterraps-Winterroggen-Wintergerste deutlich günstiger als für die Fruchtfolge mit Winterweizen.

### 5.3 Kosten-Wirksamkeit extensiv genutzter Gewässerrandstreifen

Nach der Berechnung der Kosten und der Wirksamkeit für die Errichtung von extensiv genutzten Uferrandstreifen lassen sie sich in einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse in Bezug zueinander setzen (für Stickstoff dargestellt in Tab. 6). Die Kosten-Wirksamkeit unterscheidet sich für die beiden verschiedenen

Flächengrößen nicht, da sowohl Wirksamkeit als auch Kosten jeweils im gleichen Verhältnis zueinander stehen.

In Schleswig-Holstein fällt die Kosten-Wirksamkeit für extensive Uferrandstreifen günstiger aus als in Mecklenburg-Vorpommern. Uferrandstreifen auf Sandboden stellen dabei die günstigste Form dar. Für Mecklenburg-Vorpommern lässt sich nur ein geringer Unterschied zwischen Uferrandstreifen auf Sand- oder Lehmboden ausmachen. Der Vergleich der Kosten-Wirksamkeit der Emissionen und Immissionen zeigt den Einfluss der Retentionsleistung der Fließgewässer.

**Tab. 6** Kosten-Wirksamkeit von extensiv genutzten Uferrandstreifen für Stickstoff in Bezug auf Emissionen und Immissionen in € kg<sup>-1</sup> N<sub>red</sub> zusammengefasst für Schleswig-Holstein (SH), Mecklenburg-Vorpommern (MV) und das Gesamtgebiet

Flussgebiete	Stickstoff Emissionen		Immissionen	
	min.	max.	min.	max.
	[€ kg <sup>-1</sup> N <sub>red</sub> ]	[€ kg <sup>-1</sup> N <sub>red</sub> ]	[€ kg <sup>-1</sup> N <sub>red</sub> ]	[€ kg <sup>-1</sup> N <sub>red</sub> ]
Sandboden				
SH	1	11	1	20
MV	11	58	21	114
Gesamt	8	43	14	83
Lehmboden				
SH	7	38	13	69
MV	18	59	34	109
Gesamt	14	50	25	92

## 6 Ausblick

Für jede Maßnahme zur Nährstoffreduktion werden die zugehörigen Kosten-Wirksamkeiten berechnet und anschließend miteinander verglichen. Dabei sollten zunächst die Maßnahmen umgesetzt werden, die die günstigsten Kosten-Wirksamkeiten aufweisen. Es folgen die Maßnahmen mit der zweitbesten Kosten-Wirksamkeit usw. Auf diese Weise kann schrittweise das festgelegte Reduktionsziel kostenminimal erreicht werden (vgl. Mewes 2006).

Bei der Aufstellung von Landnutzungsszenarien zur Reduzierung von Nährstoffemissionen sind die folgenden Punkte zu berücksichtigen:

- lange Verweilzeiten der Nährstoffe im Boden und im Gewässer,
- Generalisierung ist notwendig, um Informationen für ein großes Einzugsgebiet zu handhaben, aber sie muss noch valide Ergebnisse hervorbringen.

Des Weiteren werden bei der Umsetzung von Maßnahmen Kosten in Form von Aufwendungen oder Mindererträgen entstehen. Dabei stellt sich die Frage, wer für diese Kosten aufkommen soll. Hier spielt die Entwicklung der Agrarpolitik eine entscheidende Rolle. Es gilt für die Zukunft festzulegen, wo die Grenze zwischen ordnungsrechtlicher Verankerung und der Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirte durch die Gesellschaft gezogen werden soll.

## Danksagung

Herzlichen Dank Herrn Behrendt (Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin) für die Bereitstellung der MONERIS Daten (Nährstoffdaten mit Zufuhren, Abfuhren, Emissionen und Immissionen).

## Literatur

- Bach M, Frede H-G (2002) Methodik zur Berechnung von Stickstoff- und Phosphorbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen
- Bach M, Frede H-G, Schweikart U, Huber A (1998) Regional differenzierte Bilanzierung der Stickstoff- und Phosphorüberschüsse der Landwirtschaft in den Gemeinden/Kreisen in Deutschland. In: Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 25 515. Texte 75/99, S 1-46, Berlin
- Bastian M (2005) Pflanzenbauliche Aspekte extensiver Bodennutzung. In: Hampicke U, Litterski B, Wichtmann W (Hrsg.) Ackerlandschaften – Nachhaltigkeit und Naturschutz auf ertragsschwachen Standorten. S 153-172, Springer
- Behrendt H (1996) Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern 2, Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin
- Behrendt H, Bach M, Kunkel R, Opitz D, Pagenkopf W D, Scholz G, Wendland F (2002) Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. Abschlußbericht zum UBA-Projekt 29922285, 195 p., Berlin
- Behrendt H, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Schmoll O, Scholz G, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 296 25 515, Umweltbundesamt Texte 75/99, Berlin
- Elofsson K (1999) Cost Effective Reductions in the Agricultural load of Nitrogen to the Baltic Sea. In: Boman M et al. (Hrsg.) Topics in Environmental Economics. p 121-154, Kluwer Academics Publishers, Netherlands
- Interwies E, Kraemer A, Kranz N, Görlach B, Dworak T, Borchardt D, Richter S, Willecke J (2004) Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch. Forschungsbericht 202 21 210. Texte 02/04, Umweltbundesamt, Berlin
- Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.) (2003) Agrarprofi M-V – Ratgeber für die Landwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern – Pflanzenproduktion. Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, AgriMedia
- Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2003) Kalkulationsdaten. Kiel
- Mewes M (2002) Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung – Vorstellung des Forschungsvorhabens. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 11: 79-88.
- Mewes M (2006) Die volkswirtschaftlichen Kosten einer Stoffausträge in die Ostsee minimierenden Landnutzung. Dissertation, Greifswald

## Autorin:

Dipl. Landschaftsökologin Melanie Mewes  
Lehrstuhl für Landschaftsökonomie, Universität Greifswald, Grimmer Str. 88, 17487 Greifswald  
Email: mewes@uni-greifswald.de

Seit Dez. 2005:

UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH  
Departement Ökonomie  
Permoser Strasse 15  
04318 Leipzig  
Email: melanie.mewes@ufz.de

Dirk SCHORIES, Uwe SELIG und Christof SCHYGULA

## **Nutzung mariner Organismen zur Senkung der Nährstoff-Belastung in den Küstengewässer an der Deutschen Ostseeküste – Potentiale und Grenzen**

**Potential and limitation in the utilisation of marine organisms as biofilters in coastal waters of the Baltic Sea**

### **Abstract**

Recent reductions of nutrient inputs to the Baltic Sea are not sufficient to reach a good ecological state by the year 2015 as demanded by the EU water framework directive (WFD). We summarize the possibilities and experiences of internal actions that can be undertaken for the restoration of coastal waters by the use of marine organisms as nutrient accumulators and biofilters. We identified a total of eleven species of commercial interest which might be used as well as a nutrient sink. Among the macroalgae these are the green alga *Ulva* spp., the brown algae *Fucus vesiculosus* and *Laminaria* spp. as well as the red algae *Chondrus crispus*, *Delesseria sanguinea*, *Furcellaria lumbricalis* and *Palmaria palmata*. Among the phanerogams the eelgrass *Zostera marina* is a potential candidate. However bivalves like *Mytilus edulis*, *Dreissena polymorpha* and *Crassostrea gigas* seem to be more powerful due to their filtering efficiency. However most species occur in the Baltic Sea in low densities and cost efficient mass cultivation methods are not established for them. *Zostera marina* decreased significantly in the Baltic Sea but is still abundant in German coastal waters. Nevertheless, considering natural resources and ecological function of seagrass beds and the recent art of state for outdoor cultivation and planting, *Zostera* fails the requirements for its application for nutrient depletion. We conclude that only the blue mussel *Mytilus edulis* can be considered to have the potential to drop nutrient levels after massive establishment in the mesohaline German coastal Baltic Sea waters. In oligohaline coastal waters the alien zebra mussel *Dreissena polymorpha* may replace *Mytilus*. However, from a commercial point of view cultivation of *Mytilus* seem to be uneconomic due their small size in brackish waters, whereas *Dreissena* has no economic application. We resume that some commercial species of commercial interest are present in the Baltic Sea but probably not for mass production. Public funds for the restoration of coastal waters can not be replaced or supported by private enterprise.

**Keywords:** Restoration, *Mytilus edulis*, *Dreissena polymorpha*, *Zostera marina*, WFD

# 1 Einleitung

Küstengewässer sind besonders stark den Auswirkungen anthropogener Nutzungen ausgesetzt, da sich über die Zuflüsse meist ein großes Einzugsgebiet (EZG) in diese Gewässer entwässert. Mit dem HELCOM Abkommen (HELCOM 1988) wurde durch internationale Vereinbarungen die Reduzierung der externen Nährstoffeinträge für die Ostsee beschlossen. So konnten die Nährstoffeinträge in die Küstengewässer (und damit auch in die Ostsee) zwischen 1983/87 und 1993/97 um 61 % für Phosphor und 23 % für Stickstoff gesenkt werden (Behrendt *et al.* 1999). Dies basierte im Wesentlichen auf dem Ausbau kommunaler Kläranlagen. Seit ungefähr fünf Jahren gibt es verstärkt Bemühungen, die Küstengebiete nachhaltig zu managen und die Gesamtheit der vielen Systeme, die einen starken Einfluss auf die Dynamik der Küstengebiete haben, gleichberechtigt zu betrachten (Strategiepapier der EU zum Integrierten Küstenzonenmanagement - IKZM 1999 sowie Schernweski & von Bodungen 2000). Diese Bemühungen werden durch die Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 (EU-Wasserrahmenrichtlinie – EU-WRRL) getragen, in welcher das Erreichen des guten ökologischen Zustandes aller Gewässer bis zum Jahr 2015 gefordert wird.

Trotz dieser Maßnahmen und der erzielten Reduzierung der Nährstoffeinträge ist die Nährstoffbelastung für die Küstengewässer der Deutschen Ostseeküste weiterhin hoch. Behrendt *et al.* (1999) bilanzieren die Nährstoffeinträge aus den einzelnen Flussgebieten für die deutsche Ostseeküste mit einem Nährstoffeintrag von  $16.270 \text{ t N a}^{-1}$  und  $500 \text{ t P a}^{-1}$ . Die gegenwärtigen Nährstoffbelastungen liegen damit ca. dreimal höher für Stickstoff und fünfmal höher für Phosphor als 1940. Vor diesem Hintergrund verwundert es nicht, dass derzeit nach einer Bestandsaufnahme von 2004 ca. 80 % aller Küstengewässer nicht den guten ökologischen Zustand erreichen. Eine weitere Senkung der Nährstoffeinträge durch externe Maßnahmen ist schwierig, da der Hauptteil der Einträge aus diffusen Quellen (landwirtschaftliche Nutzung) stammt, insbesondere die hohen Stickstoffeinträge. Aus diesem Grund ist es notwendig auch über mögliche interne Maßnahmen zur Nährstoffsenkung nachzudenken.

Interne Maßnahmen zur Sanierung von Gewässern sind vor allem aus dem limnischen Bereich bekannt (Jäger & Koschel 1995, Hupfer & Scharf 2002, Thiele & Mehl 1995). Eine Übertragbarkeit auf Küstengewässer ist aufgrund der größeren Wasserkörper als auch dem Wasseraustausch mit der Ostsee kaum möglich (Selig 2005). Bisherige Ansätze in den inneren Küstengewässern befassten sich bisher dann auch nur mit Maßnahmen zur Senkung der externen Nährstoffeinträge und der Sedimentstabilisierung (Kleeberg 2005, Feibicke 2005). Eine Nutzung von Makrophyten oder Invertebraten in den Deutschen Küstengewässern der Ostsee zur Nährstoffentlastung der Gewässer wurde zwar vorgeschlagen, aber bisher nie ernsthaft geprüft. Dabei sollte mit Hilfe dieser Arten lokal oder auch regional eine Verbesserung der Wasserqualität erreicht werden, so dass diesen Organismen die Rolle einer Nährstoffsenke zukäme, die entweder im System verbleibt oder zu kommerziellen Zwecke entfernt und fortlaufend ausgetauscht wird. Dieser Fragestellung soll im Rahmen dieser Literaturstudie nachhaltig nachgegangen werden, insbesondere der Fragestellung welche Organismen für eine Nutzung in Frage kommen.

Marine Pflanzen und wirbellose Tiere werden schon seit Jahrhunderten in vielfältigster Art von der lokal ansässigen Küstenbevölkerung genutzt. Dennoch haben sie im Deutschen Ostseeraum nie eine kommerzielle Bedeutung gespielt. Dies liegt vor allem daran, dass kaum geeignete natürliche Substrate für ihre Ansiedlung vorhanden sind (Karez & Schories 2005) und der verminderte Salzgehalt das Größenwachstum zahlreicher Arten limitiert (Remane & Schlieper 1971).

Eine Sanierung von Küstengewässern durch Aquakultur-Maßnahmen erscheint auf den ersten Blick vor allem deswegen interessant, weil die Kosten für eine interne Nährstoff-Eliminierung durch gleichzeitige kommerzielle Nutzung der Zielarten drastisch reduziert werden könnten. Lindahl *et al.* (2005) haben ein entsprechendes Modell anhand von Muschel-Kulturen (*Mytilus edulis*) für den Gullmarnfjord, Schweden errechnet und kamen zu dem Ergebnis, dass der Netto-Transport von Stickstoff an der Fjord-Öffnung um 20 % reduziert wird, wenn anstatt der städtischen Kläranlage der Kommune Lysekil Miesmuschelkulturen zum Einsatz kämen. Dabei würden keine Mehrkosten entstehen. Studien aus den 1950er und 1980er Jahren über die wirtschaftliche Bedeutung von Brauntangen in der Kieler Bucht (Hoffmann 1952) und Miesmuscheln in der Mecklenburger Bucht (Böttcher 1990) zeigten allerdings, dass eine Kommerzialisierung natürlicher Bestände beim damaligen Forschungsstand wenig Erfolg versprechend waren. Unter dem Gesichtspunkt einer angestrebten Restaurierung von Küstengewässern muss aber die Wirtschaftlichkeit von Aquakulturanlagen neu geprüft werden, da die Entfernung von Nährstoffen aus den Küstengewässern und somit die Reduzierung des Nährstoffeintrages in die Ostsee durch die Entnahme von Organismen einen finanziellen Gegenwert darstellt. Durch die Vorgaben der EU-WRRL ist diese Nährstoffreduzierung zur Erreichung des guten ökologischen Zustandes erforderlich und muss somit auch ökonomisch realisiert werden. So werden durch Lindahl *et al.* (2005) die Kosten zur Eliminierung von 1 kg Stickstoff mit 9,70-14,40 US\$, für das häusliche Abwasser kalkuliert. Überträgt man diese Daten auf den derzeitigen jährlichen Eintrag von 16.270 t Stickstoff aus den Deutschen Küstengewässern in die Ostsee, so ergäben sich hierfür Beseitigungskosten von 163 Mio US\$. Bei dieser Betrachtung bleibt der geogene Hintergrundeintrag unberücksichtigt. Dieser lässt sich für die einzelnen Gewässer schwer bilanzieren, dürften aber nach Angaben von Krech (2003) unter 2000 t N a<sup>-1</sup> liegen.

### **Wirtschaftlich nutzbare Arten**

In der Ostsee wird derzeit von keinem der Anrainer-Staaten kommerzielle Aquakultur an marinen Invertebraten oder Makrophytobenthos-Organismen in größerer Menge betrieben (Ernten > 10 t y<sup>-1</sup>), obwohl mindestens elf in der Ostsee vorkommende Arten andernorts eine kommerzielle Anwendung finden (Tab. 1). Mengenmäßig sind für die Kultivierung weltweit vor allem *Crassostrea gigas* mit über 4376\*10<sup>3</sup> t y<sup>-1</sup>, *Laminaria saccharina* mit 673 \*10<sup>3</sup> t y<sup>-1</sup> und *Mytilus edulis* (472 \*10<sup>3</sup> t y<sup>-1</sup>) von Bedeutung. Im Folgenden werden die Nutzungsmöglichkeiten aller elf Arten vorgestellt und bewertet.

**Tabelle 1** Weltweite wirtschaftliche Nutzung einiger der in der Ostsee vorkommenden Arten und deren Bestand in der Ostsee. Zusammengefasst nach <http://www.surialink.com> (Stand August 2005 und TNO 2003). <sup>1</sup> Zucht fast ausschließlich in China, <sup>2</sup> Ernte in Dänemark, <sup>3</sup> Quelle: FAO 2003, nur *Mytilus edulis* berücksichtigt.

Pflanzen	Nutzung (weltweit)	Wirtschafts-Zweige	Natürlicher Bestand und Gefährdung im Deutschen Ostseeraum	Natürliche Ernte / Zucht weltweit in Tonnen	Wirtschaftliche Nutzung (Ostsee) Natürlicher Bestand / Zucht
<b>Makroalgen</b>					
<i>Ulva</i> spp. Linnaeus, 1753	TN, ME, IA, MD	AI, ME, GH	regelmäßig vorhanden aber nicht in Massen	- / -	- / -
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus, 1753	TN, NI, DM, IA, LV	AI, BP, PE, GH	Regelmäßig vorhanden, starker Rückgang im Sublittoral	84 / -	- / -
<i>Laminaria saccharina</i> (Linnaeus) Lamouroux, 1813	TN, NI, DM, IA, LV	AI, BP, FM, ME, GH	Unregelmäßig vorhanden, bis 25m Wassertiefe	87.013 / 673.064 <sup>1</sup>	- / lokale Zucht
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) Lamouroux, 1813	KP, GH	GH	6-12 m Wassertiefe regelmäßig bis Darßer Schwelle	z. Z. unbekannt	- / experimentell
<i>Palmaria palmata</i> (Linnaeus) Kuntze, 1891	ME	ME	Selten, Einzelfunde in Flensburger Förde	- / -	- / -
<i>Chondrus crispus</i> Stackhouse, 1797	ME, NI, IA, LV, KP, GH	BP, FM, PE, ME, GH	Nur vereinzelt in der Kieler Bucht	12.413 / -	- / -
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) Lamouroux, 1813	ME	NI, IA, LV, KP, GH, BP	Um Rügen sehr häufig auf Hartsubstraten	1.200 / -	1.200 / -
<b>Angiospermen</b>					
Seegräser (u.a. <i>Zostera marina</i> Linnaeus, 1753)	IA, MD, KP, GH	U, ME, GH, BG	Regelmäßig entlang der ges. Küste vorhanden, Tiefenverbreitung zurückgegangen	- / 1.268.499	Nutzung des Strandanwurfs / -
<b>Zoobenthos</b>					
<i>Mytilus edulis</i> Linnaeus, 1758	TN, ME, IA	AI, U, ME	Regelmäßig bis 5 PSU vorhanden	107.492 / 472.210 <sup>3</sup>	- / -
<i>Dreissena polymorpha</i> Pallas, 1771	IA	U	Neozoe, unterhalb von 5 PSU stellenweise sehr häufig	- / -	- / -
<i>Crassostrea gigas</i> Thunberg, 1793	ME	ME	Zuchtanlagen als Nebenerwerbsfischerei in den 80er Jahren	- / -	- / lokale Zucht

## Legende für Tabelle 1:

Nutzung: Tiernahrung (TN), menschliche Ernährung (ME), Nahrungsinhaltsstoffe (NI), Düngemittel (DM), Industrielle Anwendung (IA), Medizin (MD), Lebensmittelverarbeitung (LV), Körperpflege (KP), Gesundheit (GH).

Wirtschaftszweige: Agro-Industrie (AI), Biopolymere (BP), Umwelt (U), Pharmazeutische Industrie / Ernährung (PE), menschliche Ernährung (ME), Kosmetische & Gesundheitsindustrie (GH), Baugewerbe (BG).

---

### *Phytobenthos*

#### Ulva spp.

Der Meeresalat *Ulva* spp. ist eine ein- bis mehrjährige Pflanze, die im Frühjahr vor allem für den menschlichen Verzehr gesammelt wird oder im Verlauf der Vegetationsperiode als Dünger in der Landwirtschaft genutzt wird (Msuya & Neori 2002). Vereinzelt wird in Frankreich aber auch in Deutschland aus *Ulva* spp. edles Schreibpapier hergestellt. In der Vergangenheit ist wiederholt versucht worden sowohl *Ulva* als auch die Rotalge *Gracilaria* spp. als Biofilter in Fischzuchtanlagen einzusetzen.

Im Deutschen Küstenraum findet die Alge im Gegensatz zu einigen asiatischen Staaten keine wirtschaftliche Anwendung (Sohn & Kain 1989, Ohno 1993), sondern wird eher als nährstoffbedingte Belastung für das Ökosystem angesehen. Im Gegensatz zu dem massiven Auftreten von *Ulva*<sup>1</sup> spp. im Ost- und Nordfriesischen Wattenmeer (Reise & Siebert 1994, Schories 1995) sind an der Deutschen Ostseeküste rezent keine exzessiven sowie regelmäßigen *Ulva*-Entwicklungen bekannt. Im Außenbereich der Deutschen Ostseeküste sind es vor allem die Rotalgen *Ceramium* spp. und die Braunalge *Pilayella littoralis*, die zur Massenentwicklung neigen. Aus Olkiluodonvesi an der finnischen Westküste, sind hingegen *Ulva*-Matten von bis zu 3,7 km<sup>2</sup> Ausdehnung bei einer Biomasse von 26 g FG m<sup>-2</sup> bekannt (Bäck *et al.* 2000). In zahlreichen flachen Buchten im Kattegatt ist ebenfalls eine Zunahme von *Ulva* spp. gefunden worden (Pihl *et al.* 1993).

#### Laminaria spp.

Die in der Ostsee vorkommenden *Laminaria*-Arten sind mehrjährig und werden weltweit sowohl durch das kontrollierte Abernten von Wildbeständen als auch in Aquakultur-Betrieben wirtschaftlich genutzt. Historisch wurde vor allem Jod und Pottasche aus Laminarien gewonnen. Gegenwärtig finden sie sowohl in der Lebensmittel- als auch der Pharmaindustrie Verwendung. So wird das Salz der enthaltenen Alginsäure, das Alginat, in verschiedenen Produktionszweigen verwendet. Erntezeit ist zwischen Frühjahr (hoher Vitamin C Gehalt) und Sommer (hoher Zuckergehalt). In der Kieler Bucht betreibt die Firma O'Well als Weiterentwicklung eines vom Umweltministerium des Landes Schleswig-Holstein geförderten Projektes der Firma CRM (Coastal Research & Management) seit 2004 eine *Laminaria saccharina* Farm. Eine bedeutsame Nährstoffentlastung durch die Kultivierung von *Laminaria* ist für die Deutsche Ostsee jedoch nicht zu erwarten. Die

---

<sup>1</sup> Die Gattung *Enteromorpha* wird in diesem Text vollständig der Gattung *Ulva* zugeordnet (siehe HAYDEN *et al.* 2004).

in der Aquakultur gegenwärtig gezüchteten Mengen (1ha Versuchsfläche mit 1-2 t Ertrag pro Jahr) sind viel zu gering, um für eine Gewässerentlastung in Betracht zu kommen.

Die Verteilung der mehrjährigen *Laminaria*-Bestände in der Kieler Bucht wurde erstmals von Hoffmann (1952) genauer untersucht, dabei zeigte sich, dass eine Kommerzialisierung der natürlichen Bestände mangels Biomasse nicht Erfolg versprechend ist. Auch rezent stehen die Bestände weit verstreut und locker. Als Verbreitungsobergrenze gibt Hoffmann (1952) 6 m Wassertiefe an, in eigenen Untersuchungen wurde *Laminaria saccharina* aber in einem Tiefenbereich zwischen 3 m und 25 m gefunden. Die ohnehin spärliche Verbreitung von Laminarien im Deutschen Ostseeraum ist in den vergangenen Jahrzehnten weiter stark zurückgegangen (Breuer & Schwenke 1988, Breuer 1989, Vogt & Schramm 1991, Schramm 1996). Die untere Verbreitungsgrenze hat sich seit Mitte der 1960er Jahre und Mitte der 1980er Jahre in der Kieler Bucht von maximal 20 m auf 18 m, das Biomassemaximum von 14-16 m auf 8 m Wassertiefe verschoben (Schramm 1996).

### *Fucus vesiculosus*

*Fucus vesiculosus* ist die einzige dominante mehrjährige Großalge in der Ostsee, die selbst die geringen Salinitäten der nördlichen Ostsee erträgt (Wallentinus 1991, Kautsky *et al.* 1992). Sie findet ihre wirtschaftliche Anwendung vor allem in der Düngemittel-Industrie, als Quelle von Mikro-Nährstoffen für den Futterzusatz bei der Tierhaltung sowie zur Gewinnung von Alginaten für die Pharmaindustrie. Lokal wird sie als Verpackungsmaterial für die Hummerzucht und den Transport von Pierwürmern benutzt. Ein Abernten der Wildbestände in der Ostsee scheint weder wirtschaftlich rentabel noch ökologisch vertretbar zu sein, da die Bestände von *Fucus* spp. in den letzten Jahrzehnten dramatisch zurückgegangen sind. *Fucus* spp. wird ausschließlich aus Wildbeständen gewonnen, eine kommerzielle Aquakultur existiert nicht. Eine Abnahme von *Fucus* spp. entlang der Kieler Bucht von ehemals 45.000 t auf 2.400 t wurde von Vogt & Schramm (1991) anhand von Vergleichsuntersuchungen mit früheren Untersuchungen aus den 1950er, 1960er und 1970er Jahren beschrieben (Hoffmann 1952, Schwenke 1969). Eine im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) durchgeführte Kartierung aus dem Jahr 2003 bestätigt den vollständigen Rückgang von *Fucus* in den Bereichen ab 3 m Wassertiefe (Fürhaupter *et al.* 2003). Lediglich in Einzelexemplaren wird *Fucus* rezent noch tiefer gefunden. In den 1950er Jahren ist *Fucus* zumindest in Teilbereichen der Kieler und Mecklenburger Bucht deutlich tiefer vorgekommen. Als ehemalige maximale Verbreitungstiefe hat Hoffmann (1952) 10 m angegeben.

### *Furcellaria lumbricalis*

Die euryhaline Rotalge *Furcellaria lumbricalis* ist aufgrund ihres hohen Anteils an Hydrokolloiden die einzig wirtschaftlich bedeutende Makroalge in der Ostsee, die aus Wildbeständen geerntet wird. *Furcellaria* kommt sowohl im vollmarinen Bereich als auch noch in Gebieten mit einem Salzgehalt von 6-8 PSU vor (Bird *et al.* 1991). In Deutschland gibt es jedoch keine ausreichenden Mengen für die Ernte. Festgewachsene Bestände finden sich vor allem auf Geröllen um die Insel Rügen wo sie häufig gemeinsam mit *Mytilus edulis* vorkommen. Große Mengen an leicht zu

erntenden frei driftenden *Furcellaria lumbricalis* wie sie beispielsweise in Estland oft zu beobachten sind, sind in Deutschland nie vorgekommen, obwohl *Furcellaria* im Westlichen Bereich der Deutschen Ostsee früher häufiger gewesen ist. Besonders in Dänemark ist *Furcellaria* noch immer eine wirtschaftlich bedeutende Alge für die Phycocolloid-Industrie (Lund & Bjerre-Petersen 1952) und zur Gewinnung von „Dänisch-Agar“ (Furcellaran). Ferner enthält *Furcellaria lumbricalis* weitere wirtschaftlich interessante Inhaltstoffe wie Galactose, Glucose, Xylose (Black & Cornhill 1954), Glycoside (Lindberg 1954, 1955), D-Mannitol und Floridoside (Stoll & Jucker 1958) sowie antibiotische Substanzen. Neben dem dänischen Teil des Kattegatts (Austin 1960) kommen in der Puck Bay in Polen (Kruk-Dowgiallo & Ciszewskia 1994) noch große Mengen driftenden Materials vor. Die Ernte dieser treibenden Bestände ist jedoch nicht unproblematisch, da nach Christensen (1971, zitiert in Bird *et al.* 1991) ein Abernten solcher Bestände zu deren vollständigen Verlust führen kann. Von über 30.000 t zu Beginn der 1960er Jahre sank die Ernte aufgrund von Überfischung in Dänemark in den 1970er Jahren auf unter 10.000 t im Jahr. Ähnliche Verluste sind auch aus Polen bekannt. So dominierte bis in die späten 1960er Jahre *Fucus vesiculosus* und *Furcellaria lumbricalis* die Unterwasserlandschaft der Puck Bay (Golf von Danzig). Nach exzessiver Ernte verschwanden diese jedoch in den darauf folgenden Jahren nahezu vollständig (Andrulowicz *et al.* 2004). In der Kassari Bay (Estland) werden jedoch seit Anfang der 1960er Jahre Driftmatten von *Furcellaria* auf ihre ökonomische Bedeutung hin untersucht (Kireeva 1961, 1964) und seit 1966 regelmäßig abgeerntet, wobei der Anteil von *Furcellaria* an der Menge gedredgten Materials mindestens 75 % betragen muss. Insgesamt wird der Bestand der in Estland ökonomisch verwertbaren *Furcellaria* Bestände auf 5.000 - 30.000 T geschätzt, wo hingegen die Gesamt-Biomasse driftender Algen zwischen 60.000-200.000 t beträgt. Die Fangquoten für die dortigen Bestände variieren seit 1968 zwischen 800 – 1500 t FG. Sie werden jährlich nach aktuellen Monitoring-Ergebnissen angepasst.

### *Chondrus crispus*

Die mehrjährige Rotalge *Chondrus crispus*, auch bekannt als Irish Moss wird in der Zeit zwischen Frühjahr und Sommer geerntet, wenn ihr Vitamin A Gehalt am höchsten ist. Sie wird manuell gepflückt oder nach kräftigen Stürmen direkt im Strandanwurf gesammelt. Ihre wirtschaftliche Bedeutung liegt vor in dem hohen Gehalt an Carrageenen, die sowohl in der Nahrungsmittel-, der pharmazeutischen und der Kosmetik-Industrie ihre Anwendung finden (Guiry & Blunden 1991). An der Deutschen Ostseeküste ist ihre Verbreitung auf den westlichen Teil begrenzt, wobei sie niemals in Massen auftritt. Ihr Vorkommen ist eng an das Vorhandensein von stabilen Hartsubstraten gebunden, die im westlichen Teil der Ostsee jedoch kaum vorkommen (Karez & Schories 2005). Die Verbreitungsgrenze von *Chondrus crispus* liegt ungefähr bei 16 PSU (Mathieson & Burns 1975). In Europa werden die Wildbestände von *Chondrus crispus* nur an der Atlantik-Küste Irlands, Spaniens, Frankreichs und Portugals gesammelt. Als nachhaltige Nutzung kann die Methoden von Irischen Sammlern angesehen werden, die nur den oberen thallosen Teil der Pflanzen sammeln, so dass sie sich anschließend wieder regenerieren können (Morrissey *et al.* 2001). Am Irischen Seaweed Centre, Galway, gibt es zurzeit Ansätze neue Methoden der kommerziellen Kultivierung von *Chondrus crispus* zu entwickeln.

### Palmaria palmata

Die sowohl epilithisch als auch epiphytisch vorkommende Rotalge *Palmaria palmata* kommt aufgrund des verminderten Salzgehaltes nur ganz vereinzelt im westlichsten Teil der Deutschen Ostseeküste vor. Eine wirtschaftliche Nutzung ist somit für die meisten Gebiete der Deutschen Ostseeküste ausgeschlossen. In Nordamerika, Großbritannien, Irland und Island dagegen wird die Alge direkt für den menschlichen Verzehr geerntet, während sie in anderen Regionen zusätzlich als Tiernahrung benutzt wird (Guiry & Blunden 1991). In Deutschland wird die Art zurzeit an der Wattenmeerstation des Alfred-Wegener-Institutes auf Sylt als Indoor-Kultur gezüchtet.

### Delesseria sanguinea

Die mehrjährige Blattbuschalge *Delesseria sanguinea* kann entlang der Deutschen Ostseeküste sowohl in der Kieler als auch der Mecklenburger Bucht bestandsbildend vorkommen. In der Mecklenburger Bucht ist *Delesseria* in der Tiefe von etwa 12 m ganzjährig die dominante Alge auf Hartsubstrat und kann eine durchschnittliche Biomasse von etwa 3 kg m<sup>-2</sup> FG entwickeln (pers. Beobachtung). Baltische Individuen wachsen am besten zwischen 19-23 PSU (Rietema 1993) sind aber auch im vollmarinen Bereich anzutreffen (Lehnberg 1978). Bei geringerer Salinität reagieren die Organismen mit einem deutlich verminderten Wachstum. Die wirtschaftliche Bedeutung bzw. das mögliche Potential von *Delesseria sanguinea* ist gegenwärtig schwer abzuschätzen. So wird die Alge zurzeit unter anderem von der französischen Firma GoËmar für kosmetische Anwendungen durch Taucher gesammelt. Da die Alge und ihre Derivate für die Industrie äußerst interessant sind, sie sich aber gegenwärtig in Laborkulturen schwer hält, ist *Delesseria sanguinea* mit 9,41 € je kg FG z. Z. die teuerste Alge Europas. *Delesseria* kann neue Blätter durch Aktivierung von Reservestoffen der Mittelrippe in totaler Dunkelheit hervorbringen (Lüning 1990), wobei wahrscheinlich während der Wintermonate eine Anreicherung an Nährstoffen stattfindet (Nabil & Cosson 1996). Eine Zunahme an *Delesseria* und anderer Rotalgen im Skagerrak, Schweden, wurde im Zusammenhang mit ansteigender Eutrophierung in den Küstengewässern gesehen (Johansson *et al.* 1998). In der Kieler Bucht war dieser Trend hingegen gegenläufig, so dass eine Abnahme von *Delesseria* bzw. die Verschiebung der Tiefenausbreitung zu beobachten war (Breuer & Schwenke 1988, Breuer 1989, Schramm 1996).

Für eine mögliche Kommerzialisierung von *Delesseria sanguinea* gibt es in der Deutschen Ostsee je nach Substratverfügbarkeit lokal dichte Bestände in einem Tiefenbereich von 6-12 m. Zurzeit wird an der Rostocker Universität an einer Labor- und Freiland-Zucht von *Delesseria sanguinea* gearbeitet. In Kooperation mit dem pharmazeutischen Institut der Universität Kiel werden aktuell Isolate von *Delesseria* auf ihre Wirksamkeit und den zukünftigen Einsatz in der Medizin bzw. Pharmakologie getestet.

### Zostera marina

Das Seegras *Zostera marina* kommt entlang der gesamten Deutschen Ostseeküste mit Ausnahme der Insel Usedom vor. Aufgrund der Eutrophierung ist *Zostera* nicht nur in der Ostsee (Boström *et al.* 2003) sondern weltweit in ihrer

Tiefenverbreitung zurückgegangen (Dennison 1985, 1987, Dennison & Alberte 1985, Pedersen & Krause-Jensen 1996, Krause-Jensen *et al.* 2000, 2003). Während Reinke (1889) für die Kieler Bucht noch eine Vorkommenstiefe von 8-10 m angibt, ist *Zostera* gegenwärtig hier nur bis 6 m anzutreffen. Bereits in den 1930er Jahren verschwanden große Seegras-Bestände der Westlichen Ostsee durch das Auftreten der sogenannten Seegras-Krankheit, verursacht durch *Labyrinthula zosterae*. Verschont von dieser Seegras-Krankheit blieben allerdings die zunehmend brackigeren Bereiche der Ostsee (Rasmussen 1977).

*Zostera* wird seit Jahrhunderten von der Küstenbevölkerung im häuslichen Bereich als Dämmmaterial und für den Deichbau benutzt. Das heimische Naturprodukt Seegras wurde in den 20er Jahren bereits als Füllstoff für Matratzen genutzt. Bis in die 50er Jahre des vorigen Jahrhunderts wurden aus Seegras in einem volkseigenen Betrieb Wismars (VEB) die sogenannten "ZOSTA-Matten" als Isolier- und Dämm-Material (schwer entflammbar) für den Bau hergestellt. Heute werden getrocknete Blätter als Verpackungs- und Polstermaterial, für den Wege- und Deichbau, zum Decken von Häusern, zur Tierhygiene und als Dünger verwendet. In einem EU Interregio-Projekt mit der Gemeinde Klützer Winkel wurde inzwischen auch offiziell die technische Zulassung vom Deutschen Institut für Bautechnik für die Nutzung von losem Seegras als Dämmmaterial erreicht. In Dänemark wird die Nutzung von Seegras als Biofilter zur Entfernung von Schwermetallen untersucht. Zudem wird an Seegras-Plastikgemischen sowie an der Nutzung von Inhaltsstoffen für die kosmetische Industrie geforscht. In Zusammenhang mit letztgenanntem hat die Schweriner Firma AQUAZOSTA<sup>®</sup> GmbH die sogenannten Thalasso-/ Wellness-Anwendungen aus Seegras entwickelt.

Seegras wird nicht aus intakten Wiesen sondern vom Strandanwurf geerntet. Aufgrund des starken Rückgangs von *Zostera marina* im Tiefenbereich und der ökologischen Funktion von Seegraswiesen als Kinderstube für zahlreiche Fischarten ist kaum damit zu rechnen, dass eine Ernte submerser Wildbestände genehmigt werden würde, obwohl die Bestandsdichte von *Zostera* im flachen Bereich (1-3 m) lokal durchaus sehr hoch sein kann (Schories *et al.* 2005). Eine profitable Anzucht von *Zostera marina* im Freiland ist aufgrund der geringen Selbstausbreitung und des hohen Personalaufwandes zurzeit nicht wahrscheinlich. Die gängigste Methode zur Besiedlung einer Fläche mit Seegras ist das Ausbringen und Einpflanzen einzelner Individuen in das Sediment. Anpflanzungsversuche über Samen worden nur vereinzelt erfolgreich durchgeführt (Churchill 1983, Orth *et al.* 1994, Olesen & Sand-Jensen 1994a, b). In Europa sind Untersuchungen zur (Wieder-)Ansiedlung von Seegräsern vor allem im Gezeitenbereich durchgeführt worden (Jager *et al.* 2002, van Katwijk 2003) während im dauerhaft submersen Bereich vor allem Arbeiten in den USA erfolgten (Thom 1990, Fonseca 1994, Fonseca *et al.* 1998).

#### Weitere Algen in der Anwendung

Aus *Ceramium virgatum* sind verschiedene Pigmente (z. B. Phycoerythrin) isoliert worden (Coulson 1953), antimikrobielle Substanzen sowie einige Zucker (Galaktose, Glukose und Xylose) wurden ebenfalls isoliert (Black & Cornhill 1954, Smith & Montgomery 1959). In Japan wird *C. virgatum* mit anderen Algen gemischt und für die Herstellung von agaroiden Substanzen benutzt (Araki 1959, Smith & Montgomery 1959, Selby & Selby 1959). Ferner können die Pigmente aus *C.*

*virgatum* als Färbemittel für Textilien und Kosmetika verwendet werden (Stoloff 1962).

*Polyides rotundus* kann wie *Furcellaria lumbricalis* für die Herstellung von agaroiden Substanzen genutzt werden, liefert jedoch eine festere Gel-Substanz als *Furcellaria*. In Chile wird *Polyides* höchstwahrscheinlich wirtschaftlich genutzt, es existieren jedoch keine weiteren Angaben zur Nutzungsart (Levring *et al.* 1969).

Die wichtigsten Gattungen der Rotalgen, die als Rohmaterial für die Agar Gewinnung im Ostseeraum dienen sind: *Ahnfeltia plicata*, *Phyllophora pseudoceranoides* und *Coccotylus truncatus*. Sie werden in Rußland für die Herstellung von Agaroid (Phyllophoran) (Humm 1951, Selby & Selby 1959) aber auch in Dänemark (Dänisch Agar) wirtschaftlich genutzt.

## ***Zoobenthos***

### ***Mytilus edulis***

Die Miesmuschel *Mytilus edulis* ist mit einer jährlichen Produktion von 472.410 t a<sup>-1</sup> (Angabe: FAO, für das Jahr 2003) aus der Aquakultur (2003) eine der bedeutendsten Kulturmuscheln für den menschlichen Verzehr. Eine der wichtigsten Faktoren für die Muschelzucht ist dabei die Verfügbarkeit von juvenilen Muscheln als Saatgut. Diese können zwar relativ einfach aus fertilen Adulten im Labor herangezogen werden, vorwiegend wird jedoch auf Saatmaterial aus dem natürlichen Larvenfall zurückgegriffen, was zu erheblichen Schwankungen in der jährlichen Verfügbarkeit von Muscheln führen kann. Im deutschen Ostseeraum gab es bereits Anfang 1900 erste Ansätze die Miesmuschel-Zucht zu etablieren. Dröscher (1906) gelang es aufgrund mangelnden Interesses der örtlichen Fischer allerdings nicht eine *Mytilus*-Pfahlkultur in der Wohlenberger Wiek zu etablieren. In der Kieler Förde hingegen existierte zu Beginn des 20ten Jahrhunderts eine *Mytilus*-Pfahlkultur mit einer jährlichen Produktion von ungefähr 800 t, die aber 1921 aufgegeben wurde, als die Kieler Hafenwirtschaft ausgeweitet wurde. Versuche Langleinen-Aquakultur in der Ostsee zu etablieren wurden sowohl in der Flensburger Förde (Meixner 1989) als auch der Mecklenburger Bucht unternommen (Böttcher & Mohr 1992). Böttcher (1990) untersuchte dabei vor allem die Wachstumsraten von *Mytilus* in der Mecklenburger Bucht. Bis heute ist die Miesmuschelfischerei in der Ostsee jedoch wirtschaftlich bedeutungslos. Die Gründe hierfür liegen vor allem im verminderten Wachstum aufgrund des geringeren Salzgehaltes der Ostsee (Böttcher 1990). Almada-Villela (1984) zeigte eine stark eingeschränkte Größenwachstum von Tieren, die bei 16 PSU gehalten wurden im Vergleich zu Tieren, die bei 26-32 PSU gehalten wurden. Eine Reduzierung des Salzgehaltes auf 22 PSU hatte dagegen nur eine geringe Wachstumshemmung zur Folge. Die Verbreitungsgrenze deutlich größenreduzierter Miesmuscheln liegt in der inneren Ostsee bei 4-5 PSU (Kautsky 1982).

Die bisher in der Ostsee durchgeführten Fänge von wildlebenden Miesmuscheln blieben im Jahresdurchschnitt gering, und Experimente mit Boden- als auch Hängekulturen in der freien Wassersäule führten nicht zu dem gewünschten ökonomischen Erfolg, obwohl der Küstenbereich zwischen der Flensburger Förde bis etwa Fehmarn Potential für die Anlage von Miesmuschelkulturen nach dem Langleinenprinzip (Hängekulturen) hat. Allerdings ist die Einrichtung solcher Kulturen



*edulis* als Nährstoffsенke für die Küstengewässer übrig. Idealerweise würde man *Mytilus* vor allem in geschützten und flachen Buchten einsetzen, um einen möglichen Effekt überhaupt messen zu können.

Der Einsatz von Muscheln als natürliche Reinigungsstufe für belastete Küstengewässer wird seit Jahren kontrovers diskutiert (Allen & Hawkins 1993, WILKINSON *et al.* 1996). In wenig durchströmten Gebieten kann es zur organischen Anreicherung und verstärkter Sauerstoffzehrung kommen, so dass am Boden schwarze anoxische Sedimente mit einem Belag von chemoautotrophen Schwefelbakterien (*Beggiatoa*) entstehen (Dahlbäck & Gunnarsson 1981, Grant *et al.* 1995). Des Weiteren kommt es zur erhöhten Ammonium-Freisetzung aus dem Sediment (Kaspar *et al.* 1985, Grant *et al.* 1995). In einigen Gebieten konnten noch drei Jahre nach Stilllegung der Kulturanlagen Veränderungen der Umwelt zum vormaligen Zustand festgestellt werden (Stenton-Dozey *et al.* 1999). In den Niederlanden wird *Dreissena polymorpha* seit Anfang der 1990er Jahre in Wasser-Management Betrachtungen einbezogen (Reeders *et al.* 1989, Reeders & De Vaate 1990, Bak *et al.* 2004). Lindahl *et al.* (2005) modellierten den Einsatz von *Mytilus*-Aquakulturen als Alternative für eine neue Kläranlage des Ortes Lysekil, Gulmarnfjord, und beschreiben dies als ökonomisch und ökologisch sinnvolle Alternative. In Deutschland wurden wiederholt Ansätze diskutiert, *Mytilus*-Kulturen zur Reinigung von Gewässern einzusetzen. So entstand unter Beteiligung zahlreicher Naturwissenschaftler die Zingster Resolution vom 25. November 1990 zum Entwicklungsprojekt Ostsee-Sanierung. Eine Umsetzung dieser Vorhaben erfolgte aber nicht. Errichtet wurde auf privater Initiative allerdings ein kleines Riff am Neuenkirchengrund in der Flensburger Förde. Weitere davon unabhängige künstliche Riffe wurden von Greenpeace e.V. vor dem Sealife Center in Travemünde sowie unter Leitung des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei und der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei, Institut für Fischerei (LFA) bei Nienhagen in der Mecklenburger Bucht errichtet.

Die Errichtung künstlicher Riffe weicht jedoch erheblich von Aquakultur-Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität ab, da der Raum nicht optimal genutzt werden kann. Eine Muschelkultivierung am Boden erscheint nur dann sinnvoll, wenn genügend Saatgut auf natürlichen, dichten Muschelbeständen vorhanden ist, um dieses dann auf weit verstreuten Strecken auszubringen und durch diese Ausdünnung der Bestände ein schnelles Heranwachsen für die Bodenkultivierung zu begünstigen (Hickman 1992). Der Bodenkultur steht die Aquakultur an Langleinen oder Flößen gegenüber, bei denen die Kulturmuscheln vertikal ins Wasser gehängt werden und in wesentlich größerer Dichte pro m<sup>2</sup> Wasseroberfläche heranwachsen können (FRS 2000, Edwards 1997). Auch hier müssen zunächst Saatmuscheln eingesetzt werden, da die natürliche Rekrutierung zu variabel ist.

Zwei wesentliche Probleme erschweren die Kultivierung von *Mytilus* im Ostseeraum. Zum einen betrifft dies die Vermarktungsmöglichkeiten, zum anderen die möglichen Umweltauflagen. Noch immer gilt die Ostsee als eines der am stärksten schadstoff- und nährstoffbelasteten Meere weltweit. Aufgrund der möglichen Anreicherung von Schadstoffen in Muscheln, dem ohnehin schlechten Ruf der Ostsee und einer begrenzten Schalengröße lassen sich die Muscheln eventuell nur schlecht vermarkten. Mit der Etablierung von Natura 2000 Schutzgebieten (Ssymank *et al.*

1998) wird es zudem schwieriger werden geeignete Flächen für die Muschelkultivierung zu finden, obwohl die Kulturen zur Sanierung der Gewässer eingesetzt werden sollten.

Obwohl die Angaben von Filtrationsleistungen von Muscheln stark mit der benutzten Meßtechnik (Riisgård 2001) schwankt, steht außer Frage, dass Muscheln in der Lage sind, sehr effektiv den umgebenden Wasserkörper zu filtrieren. Nach Kiørboe & Møhlenberg (1981) sowie Riisgård & Møhlenberg (1979) kann *Mytilus* bei einem Körpergewicht von 10 g Trockengewicht ca. 34 bzw. 39 l Wasser pro Stunde filtrieren. So erstaunt nicht, dass zahlreiche Freiland- und Modellstudien zeigen, dass bei Anwesenheit von Filtrierern die Sicht im Wasser deutlich verbessert wird (James *et al.* 2000, Canale & Chapra 2002) und dem Wasser partikulärer Stickstoff effektiv entzogen wird. Bei einem durchschnittlichen Gehalt von 1 % N des Körpergewichtes (Lindahl *et al.* 2005), kann leicht ermittelt werden, welche Mengen an *Mytilus* oder auch an *Dreissena* nötig wären, um einen Reinigungseffekt zu erzielen.

### **Ausblick**

Um die von der EU-WRRL gesetzten Zielstellung des guten ökologischen Zustandes zu erreichen, werden die derzeitigen Möglichkeiten der Nährstoffreduzierung im Einzugsgebiet der Küstengewässer nicht ausreichen. Vielmehr werden auch interne Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung erforderlich sein. Die vorliegende Literaturstudie zeigt, dass nur die Ansiedlung der Miesmuschel *Mytilus edulis* für eine erfolgreiche Maßnahme der Nährstoffsenkung in Frage kommt. Bisherige Erfahrungen zeigen jedoch, dass sich diese Maßnahme wohl nicht über den möglichen Verkauf der Muscheln refinanzieren lässt, sondern mit öffentlichen Mitteln gefördert werden müsste. Aufgrund der durch vielfältige Studien aufgezeigten negativen Effekte von Langleinen-Kultivierung sollte nur eine Bodenkultivierung diskutiert werden, die je nach Ernte-Frequenz zudem Ansiedlungsmöglichkeiten für den Blasentang *Fucus vesiculosus* bietet, der in den letzten Jahrzehnten stark zurückgegangen ist (Karez & Schories 2005). Für die oligohalinen Küstengewässer kommt prinzipiell eine Sanierung über die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* in Frage. Eine Vermarktung der geernteten Muscheln wie bei *Mytilus* ist hier aber bisher nicht möglich, so dass erhebliche Mehrkosten für die Entsorgung der Muschelbiomasse entstehen. Eine Alternative wäre hier die Nutzung dieser Biomasse für die Biogasgewinnung. Da sowohl *Mytilus* als auch *Dreissena* bereits in anderen Ländern erfolgreich kultiviert werden und letztere auch zur Nährstoffreduzierung genutzt wird, stellt sich nicht die Frage der technologischen Machbarkeit, sondern zum einen die Frage des ökologischen Wirkungsgrades und zum anderen der finanziellen Umsetzbarkeit. Bisherige Erfahrungen der Aquakultur haben gezeigt, dass eine Wirtschaftlichkeit von Muschelzuchten im Ostseeraum nicht gegeben ist. Eine Kopplung von wirtschaftlicher Vermarktung der aquatischen Organismen und gleichzeitiger Sanierung des Gewässers stellt eine völlig neue Dimension der Aquakultur dar, welche bisher nicht umgesetzt wurde. Um dies in Deutschland umzusetzen, ist eine neue ökonomische und ökologische Betrachtung als auch der politische Wille erforderlich, um Ressourcen zu nutzen und Umweltschutzziele umzusetzen.

## Literatur

- Allen JR, Hawkins SJ (1993) Can biological filtration be used to improve water quality? Studies in the Albert Dock complex, Liverpool. [In:] White KN, Bellinger EG, Saul AJ, Symer M, Hendry K (ed.) Urban Waterside Regeneration, Problems and Prospects. Ellis Horwood series in Environmental Management, Science and Technology, Ellis Horwood Press, U.K. 377-385
- Almada-Villela PC (1984) The effects of reduced salinity on the shell growth of small *Mytilus edulis* L., Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 64: 171-182
- Andrulewicz E, Kruk-Dowgiallo, L, Osowiecki, A (2004a) An expert judgement approach to designating ecosystem typology and assessing the health of the Gulf of Gdansk. Coastline Reports 2: 53 – 61
- Andrulewicz E, Kruk-Dowgiallo L, Osowiecki A (2004b); Phytobenthos and macrozoobenthos of the Stupsk Bank stony reefs. Hydrobiologia 514: 163–170
- Araki C (1959) Seaweed polysaccharides. [In:] Wolfrom, ML (ed.) Carbohydrate Chemistry of Substances of Biological Interest. Proceedings of the 4th International Congress of Biochemistry, Vienna, Pergamon Press, London. 1: 15-30
- Austin AP (1960) Observations on *Furcellaria fastigiata* (L.) Lam. forma *aegagropila* Reinke in Danish waters together with a note on other unattached algal forms. Hydrobiologica 14: 255-277
- Bäck S, Lehvo A, Blomster J (2000) Mass occurrence of unattached *Enteromorpha intestinalis* on the Finnish Baltic Sea coast. Ann. Bot. Fennici 37: 155–161
- Bak A, Schouten P, de Vos W (2004) Waterzuivering door driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*) in het Volkerak-Zoommeer necov – nederlands-vlaamse vereniging voor ecologie, wintermeeting 14 & 15 januari 2004, Gent Seiten: 46-47
- Behrendt H, Bach M, Huber P, Kornmilch M, Opitz D, Pagenkopf WG, Schmoll O, Scholz G, Schweikart U, Uebe R (1999) Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. Texte des Umweltbundesamtes, Berlin, 288 p
- Bird CJ, Saunders GW, McLachlan J (1991) Biology of *Furcellaria lumbricalis* (Hudson) Lamouroux (Rhodophyta: Gigartinales), a commercial carrageenophyte. Journal of Applied Phycology 3: 61-82
- Black WAP, Cornhill WJ (1954) D-Galactose. Chemistry & Industry 18: 514-516
- Böttcher U (1990) Untersuchungen zu den biologischen Grundlagen einer Aquakultur der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L.) in der Mecklenburger Bucht. Dissertation Universität Rostock, 131 p
- Böttcher U, Mohr T (1992) Miesmuscheln aus der Ostsee. Zum Vorkommen und zur Möglichkeit der fischereilichen Nutzung von Miesmuscheln in der Mecklenburger Bucht. Meer und Museum 8: 68-74
- Boström C, Baden SP, Krause-Jensen D (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. [In:] Green EP & Short FT (ed.) World atlas of seagrasses. California University Press, 310 S
- Breuer G (1989) Vegetationsstruktur, Biomasse und Produktivität der sublitoralen Rotalgengemeinschaften der Restsedimentgebiete in der Kieler Bucht. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Dissertation, 247 p
- Breuer G, Schwenke H (1988) Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. Kieler Meeresforsch., Sonderh. 6: 241-255
- Canale RP, Chapra SC (2002) Modeling zebra mussel impacts on water quality of seneca river, New York, Tufts University. Journal of Environmental Engineering 128(12) 1158-1168
- Churchill AC (1983) Field studies on seed germination and seedling development in *Zostera marina*. Aquatic Botany 16: 21-29
- Coulson CB (1953) Proteins of marine algae. Chemistry & Industry 38: 997-998
- Dahlbäck B, Gunnarsson LÅH (1981) Sedimentation and sulphate reduction under a mussel culture. Marine Biology 63: 269-275
- Dennison WC (1985) Effects of light on photosynthesis and distribution of seagrasses. Estuaries 8(2B): 14A
- Dennison WC (1987) Effects of light on seagrass photosynthesis, growth and depth distribution. Aquatic Botany 27: 15-26
- Dennison WC, Alberte RS (1985) Role of daily light period in the depth distribution of *Zostera marina* (eelgrass). Mar. Ecol. Prog. Ser. 25: 51-61
- Dröscher W (1906) Die Förderung der Fischerei in Mecklenburg in den letzten 18 Jahren. Schwerin, 134 S

- Edwards E (1997) Molluscan fisheries in Britain. [In:] MacKenzie CL, Burrell VG Jr., Rosenfield A, Hobart WL (ed.) The history, present condition, and future of the molluscan fisheries of north and Central American and Europe, vol. 3, Europe. National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Technical Report NMFS 129
- Feibicke M (2005) Konzept zur Renaturierung des Schlei-Ästuars. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 69-82
- Fenske C (2003) Die Wandermuschel *Dreissena polymorpha* im Oderhaff und ihre Bedeutung für das Küstenzonenmanagement. Dissertation, EMAU Greifswald
- Fenske C (2005) Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Rostock. Meeresbiol. Beiträge 14: 55-68
- Fletcher RL (1996) The occurrence of "green tides" – a review. [In:] Schramm & Nienhuis (ed.) Marine benthic vegetation. Ecological Studies, Springer-Verlag 123: 7-43
- Fonseca MS (1994) A guide to transplanting seagrasses in the Gulf of Mexico. Texas A&M University, Sea Grant College Program, TAMU-SG-94-601, College Station, Texas
- Fonseca MS, Kenworthy WJ, Thayer GW (1998) Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent waters. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No. 12, NOAA Coastal Ocean Office, Silver Spring, Maryland
- FRS (2000) Shellfish production in Scotland 2000 [on-line]. Aberdeen: FRS (Fisheries Research Services). Available from: [www.marlab.ac.uk/InfoPDF/AAAH-Shellfish%202000.pdf](http://www.marlab.ac.uk/InfoPDF/AAAH-Shellfish%202000.pdf). [cited 07/08/02]
- Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2003) Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Technical report, MARILIM Gewässeruntersuchung für das Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein
- Grant J, Hatcher A, Scott DB, Pocklington P, Shafer CT, Winters GV (1995) A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. Estuaries 18: 124-144
- Guiry MD, Blunden G (1991) Seaweed Resources in Europe: Uses and Potential. Chichester: John Wiley & Sons
- Helcom (1988) Activities of the Commission 1987. Including: Declaration on the Protection of the marine Environment of the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings 26: 170 p
- Hickman RW (1992) Mussel cultivation. [In:] Gosling, EM (ed.) The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Amsterdam: Elsevier Science Publ. [Developments in Aquaculture and Fisheries Science]. 25: 465-510
- Hoffmann C (1952) Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Kieler Meeresforsch. 9: 5-14
- Humm HJ (1951) Red Algae of Economic Importance. [In:] Tressler DK & Lemon, JMW (ed.) Marine Products of Commerce. Reinhold Publishing Corporation, New York
- Hupfer M, Scharf B (2002) Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. – [In:] Steinberg C, Calmano W, Klapper H, Wilken RD (ed.) Handbuch Angewandte Limnologie. Ecomed-Verlag, Landsberg. VI-2.1.: 1-67
- IKZM (1999) Schlussfolgerungen aus dem Demonstrationsprogramm der Europäischen Kommission zum Integrierten Küstenzonenmanagement (IKZM). Europäische Kommission (Hrsg.)
- Jäger D, Koschel R (1995) Verfahren zur Sanierung und Restaurierung stehender Gewässer. Limnologie Aktuell 8: 330 p
- James WF, Barko JW, Davis M, Eakin HL, Rogala JT, Miller AC (2000) Filtration and Excretion by Zebra Mussels: Implications for Water Quality Impacts in Lake Pepin, Upper Mississippi River, U.S. Army Corps of Engineers. Journal of Freshwater Ecology 15(4) 429-43
- Jager Z, van Katwijk MM, van Pelt S (2002) Transplantation of Eelgrass (*Zostera marina*) to the Western Dutch Wadden Sea. Wadden Sea Newsletter 2: 23-25
- Johansson G, Eriksson BK, Pedersen M, Snoeijls P (1998) Long term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. Hydrobiologia 385: 121-138
- Karez R, Schories D (2005) Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 95-107
- Kaspar HF, Gillespie PA, Boyer IC, MacKenzie AL (1985) Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand. Marine Biology 85: 127-136
- Kautsky H, Kautsky L, Kautsky N, Kautsky U, Lindblad C (1992) Studies on the *Fucus vesiculosus* Community in the Baltic Sea. Acta Phytogeogr. Suec. 78: 33-48

- Kautsky N (1982) Growth and size structure in a Baltic *Mytilus edulis* population. *Marine Biology* 68: 117-133
- Kjørboe T, Møhlenberg F (1981) Particle selection in suspension-feeding bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 5: 291–296
- Kireeva MS (1961) Fields of *Furcellaria fastigiata* (Huds.) Lamour. in the Baltic Sea (the area of the Saaremaa and Hiiumaa Isles). *Proc. NIIRH SNH, Latvia, Riga, SSR* 3: 411-417
- Kireeva MS (1964) Aggregations of unattached red algae in the sea areas of Soviet Union. In *Resources of marine algae and their use*. Moskau 1-25
- Kleeberg A (2005) Effektivität gebaggerter Sedimentationsfallen zur Elimination von Phosphor und suspendiertem Material in Flussmündungsgebieten. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 43-53
- Krause-Jensen D, Middelboe AL, Sand-Jensen K, Christensen PB (2000) Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool *Oikos* 91(2): 233-244
- Krause-Jensen D, Pedersen MF, Jensen C (2003) Regulation of eelgrass (*Zostera marina*) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries* 26: 866-877
- Krech M (2003) Leitbildorientierte Bewertung und Analyse der ökologischen Beschaffenheitssituation der inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum sowie Möglichkeiten ihrer Verbesserung als Grundlage für die fachliche Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Rostock. 169 p
- Kruk-Dowgiallo L, Ciszewska P (1994) Próba rekonstrukcji łąk podwodnych w wewnetrznej Zatoce Puckiej. *Zatoka Pucka. Możliwosci rewaloryzacji*. ed. L Kruk-Dowgiallo L & Ciszewska P. IOS, Warszawa
- Lehnberg W (1978) Die Wirkung eines Licht-Temperatur-Salzgehalt Komplexes auf den Gaswechsel von *Delesseria sanguinea* (Rhodophyta) aus der westlichen Ostsee. *Bot. Mar.* 21: 485-497
- Levring T, Hoppe HA, Schmid OJ (1969) *Marine Algae: A survey of research and utilization*. Hamburg: Cram, de Gruyter & Co. [Botanica Marina Handbooks, Vol. 1.]
- Lindahl O, Hart R, Hernroth B, Kollberg S, Loo LO, Olrog L, Rehnstam-Holm AS, Svensson J, Svensson S, Syversen U (2005) Improving marine water quality by mussel farming: A profitable solution for Swedish society. *Ambio* 34: 131-138
- Lindberg B (1954) A new Glycoside from *Furcellaria fastigiata*. *Acta Chemica Scandinavica* 8(5): 869-869
- Lindberg B (1955) Low-molecular carbohydrates in algae. 10. Investigation of *Furcellaria fastigiata*. *Acta Chemica Scandinavica* 9: 1093-1096
- Lüning K (1990) *Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology*. New York: John Wiley & Sons
- Lund S, Bjerre-Petersen E (1952) Industrial utilization of Danish seaweeds. *Proc. Int. Seaweed Symp.* 1: 85-87
- Mathieson AC, Burns RL (1975) Ecological studies of economic red algae. 5. Growth and reproduction of natural and harvested populations of *Chondrus crispus* (Stackhouse) in New Hampshire. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 17: 137-156
- Meixner R (1989) Vertikale Muschelkultur-Erprobung.- *Inf. Fischw.* 36: 162-163
- Moebius K (1870) Über Austern und Miesmuschelzucht und die Hebung dergleichen an den norddeutschen Küsten. *Wiegandt & Hempel, Berlin*, 67 p
- Morrissey J, Kraan S, Guiry MD (2001) A guide to commercially important seaweeds on the Irish coast. *Bord Iascaigh Mhara: Dun Laoghaire*
- Msuya FE, Neori A (2002) *Ulva reticulata* and *Gracilaria crassa*: Macroalgae That Can Biofilter Effluent from Tidal Fishponds in Tanzania Western Indian Ocean. *J. Mar. Sci.* 1(2): 117–126
- Nabil S, Cosson, J (1996) Seasonal variations in sterol composition of *Delesseria sanguinea* (Ceramiales, Rhodophyta). *Hydrobiologia* 326/327: 511-514
- Neudecker T (1978) Preliminary results of investigations on the maturation and sex ratio of oysters (*C. gigas*) transplanted into the Flensburg Fjord, Western Baltic. *Coun. Meet. ICES, Mariculture Comm.*, Ref. Shellfish Comm 13: 1-11
- Neudecker T (1979) Zur Qualität von Austern aus der Flensburger Förde. *Inf. Fischw* 26(5) 142-143.
- Neudecker T (1984) Wachstum eingeschleppter Muschelarten in der Flensburger Förde. *Inf. Fischw* 31(1): 27-29

- Neudecker T (1985) Außenstelle Langballigau des Instituts für Küsten- und Binnenfischerei wurde geschlossen. *Inf.Fischw* 32(2): 73
- Ohno M (1993) Cultivation of the green alga, *Monostroma* and *Enteromorpha* "aonori". pp. 51-56. [In:] Ohno & Critchley (ed.) *Seaweed cultivation and marine ranching*. Yokosuka, Japan: Japan International Cooperation Agency, 151 p
- Olesen B, Sand-Jensen, K (1994a) Biomass-density patterns in the temperate seagrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 109: 283 - 291
- Olesen, B, Sand-Jensen, K (1994b) Demography of shallow eelgrass (*Zostera marina*) populations - shoot dynamics and biomass development. *Journal of Ecology* 82: 379 - 390
- Orth RJ, Luckenbach, M, Moore KA (1994) Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration. *Ecology* 75:1927-1939
- Park BH, Park MS, Kim BY, Hur SB, Kim SJ (1988) Culture of the pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the Republic of Korea, Seafarming Development and Demonstration Project (RAS/86/024), FAO Publication. <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB706E/AB706E00.htm>, Stand: 29.09.2005
- Pedersen MF, Krause-Jensen D (1996) Regulation of vertical and horizontal distribution of eelgrass. [In:] Kaas H & Møhlenberg F (ed.) *Marine Areas. Danish Inlets - State of the Environment, Trends and Causal Relations. The Monitoring Programme under the Action Plan for the Aquatic Environment 1994* (In Danish). Faglig rapport fra DMU. 179: 73-79
- Pihl L, Isaksson H, Wennhage H, Moksnes PO (1995) Resent increase of filamentous algae in shallow Swedish bays: effects on the community structure of epibentic fauna and fish. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29: 1-10
- Rasmussen E (1977) The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. [In:] McRoy CP & Helfferich C (ed.) *Seagrass ecosystems*. Marcel Dekker, New York. p 1-51
- Reeders HH, De Vaate AB (1990) Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia*. 200: 437-450
- Reeders HH, De Vaate AB, Slim FJ (1989) The filtration rate of *Dreissena polymorpha* (Bivalvia) in three Dutch lakes with reference to biological water quality management. *Freshwater Biol.* 22: 133-141
- Reinke J (1889) Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. Bericht der Kommission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel. 6: (III-XI), 101 p
- Reise K (1988) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. *Senckenbergiana maritima* 28: 167-175
- Reise K, Siebert I (1994) Mass occurrence of green algae in the German Wadden Sea. - *Dt. Hydrogr. Z. Suppl.* 1: 171-180
- Remane A, Schlieper C (1971) *The biology of brackish waters*, Wiley Interscience, New York. 372 S.
- Rietema H (1993) Ecotypic differences between Baltic and North Sea populations of *Delesseria sanguinea* and *Membranoptera alata*. *Botanica Marina* 36: 15-21
- Riisgård HU, Møhlenberg F (1979) An improved automatic recording apparatus for determining the filtration rate of *Mytilus edulis* as a function of size and algal concentration. *Mar. Biol.* 52: 61-67
- Riisgård HU (2001) On measurement of filtration rates in bivalves—the stony road to reliable data: review and interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 211: 275-291
- Schernewski G, von Bodungen B (2000) Integrative, transdisziplinäre Forschung zum Küstenzonenmanagement: Eine kritische Bestandsaufnahme. *Integrated transdisciplinary research for coastal management: A critical review. Meereswissenschaftliche Berichte.* 41: 67-72
- Schories D (1995) Population ecology and mass development of *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) in the Wadden Sea. *Ber. Inst. Meeresk. Kiel* 271: 1-145
- Schories D, Selig U, Jegzents K, Schubert H (2005) Klassifizierung der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie anhand von Makrophyten – eine Zwischenbilanz. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 135-150
- Schramm W (1996) Veränderungen von Makroalgen- und Seegrasbeständen. [In:] Lozan J, Lampe R, Matthäus M, Racher E, Rumohr H & von Westernhagen H (ed.) *Warnsignale aus der Ostsee*, Parey, Berlin. p 150-157

- Schwenke H (1969) Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 54: 35-94
- Selby HH, Selby TA (1959) Agar. [In:] Whistler RL & BeMiller JN (ed.) Industrial Gums. Academic Press Inc., New York
- Selig U (2005) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Ansätze und Konzepte zur Erreichung des guten ökologischen Zustands für Küstengewässer. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 125-134
- Simpson FJ, Shacklock PF (1979) The cultivation of *Chondrus crispus*. Effect of temperature on growth and carageenan production. Botanica Marina 22: 295-298
- Smith F, Montgomery R (1959) The Chemistry of Plant Gums and Mucilages. Reinhold Publishing Corporation, New York
- Stoloff L (1962) Algal classification - An aid to improved industrial utilization. Economic Botany 16(2): 86-94
- Sohn CH, Kain JM (1989) *Undaria*, *Laminaria* and *Enteromorpha* cultivation in Korea. [In:] Kain JM, Andrews JW & Mc Gregor BJ (ed.) Outdoor seaweed cultivation. Proceedings of the Second Workshop of COST 48 Subgroup 1. Port Erin, Isle of Man, UK. 21-23 April 1989, pp. 42-45
- Ssymank A, Hauke U, Rückriem C, Schröder E (1998) Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. Schr.R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 53: 560 p
- Stenton-Dozey JME, Jackson L F, Busby AJ (1999) Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa. Marine Pollution Bulletin 39: 1-12
- Stoll A, Jucker E (1958) Heteroside. [In:] Ruhland W (ed.) Handbuch der Pflanzenphysiologie. Springer Verlag, Berlin-Göttingen-Heidelberg
- Thiele V, Mehl D (1995) Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow (Mecklenburg-Vorpommern). Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 158 p
- Thom RM (1990) A review of eelgrass (*Zostera marina* L.) transplanting projects in the Pacific Northwest. The Northwest Environmental Journal 6:121-37
- van Katwijk MM (2003) Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea; a research overview and management vision. [In:] Wolff, WJ, Essink K, Kellermann A, van Leeuwe MA (ed.) Challenges to the Wadden Sea area, Proceedings of the 10<sup>th</sup> International Scientific Wadden Sea Symposium (Groningen, The Netherlands 31 Oct. – 3 Nov. 2000). Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries and Dep of Marine Biology University of Groningen
- Vogt H, Schramm W (1991) Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? Mar. Ecol. Prog. Ser. 69: 189-194
- Wallentinus I (1991) The Baltic Sea gradient. [In:] Mathieson AC & Nienhuis PH (ed.) Intertidal and littoral ecosystems. Ecosystems of the world. Elsevier, Amsterdam. 24: 83-108
- Wilkinson SB, Zheng W, Allen JR, Fielding NJ, Wanstall VC, Russell G, Hawkins SJ (1996) Water quality improvements in Liverpool Docks: The role of filter feeders in algal and nutrient dynamics, P.S.Z.N.I: Marine Ecology 17: 197-211
- Wolff WJ (2005) Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. Zool. Med. Leiden 79: 1-116

#### Autoren:

Dr. Dirk Schories,  
 Dr. Uwe Selig  
 Christof Schygula  
 Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften  
 Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock

Email: dirk.schories@gmx.de  
 uwe.selig@biologie.uni-rostock.de

Thomas MEYER und Stefan NEHRING

## **Anpflanzung von Seegraswiesen (*Zostera marina* L.) als interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee**

**Plantation of seagrass beds (*Zostera marina* L.) as internal measure for restoration of the Baltic Sea**

### **Abstract**

According to article 11 of the European water framework directive program measures are to be set up in order to achieve a "good water status" by 2015. In contrast to limnic waters, for coastal waters only few approaches and experiences in useful restoration strategies are available at the moment. On account of the limited time scale it is essential to carry out purposeful analysis and to put first proposals up to discussion now. Extended seagrass beds of *Zostera marina* with a good penetration to deep waters are characteristic for a good ecological status. However, since the beginning of the 20th century *Zostera*-beds have declined substantially in many coastal areas and especially on the German Baltic Sea coast due to increasing human pressure in the form of nutrient loading, siltation and mechanical disturbance. The growth rate of *Zostera marina* is low and a re-establishment of extended beds to deep waters will happen only in decades. For a restoration of coastal waters a useful internal measure is the plantation of seagrass beds. This way a fulfillment of the water framework directive will become possible.

**Keywords:** Baltic Sea, eutrophication, Water Framework Directive, management strategies, nature restoration

## **1 Einleitung**

Seit Beginn des 20. Jahrhunderts hat sich die Ostsee von einem oligotrophen Meer mit klarem Wasser zu einem hochgradig eutrophierten und mit Schadstoffen belasteten Gewässer mit entsprechende negativen Auswirkungen auf die Biozönosen entwickelt (SRU 2004). In den Flachwasserbereichen zeigen die für die Ostsee vegetations-physiognomisch typischen Seegraswiesen sowie die Braun- und Rotalgen-Gemeinschaften die auffälligsten Veränderungen. Knapp 60 % der subaquatischen Makrophyten-Arten stehen auf der Roten Liste, 27 Arten gelten als ausgestorben oder verschollen (BfN 1996). Die Biomasse von früher be-

standsbildenden Arten hat sich teilweise drastisch um bis zu 95 % verringert. Auch zeigen die Makrophyten eine deutliche Veränderung in ihrer Tiefenverteilung. Die untere Verbreitungsgrenze, die früher je nach Art bei bis zu 20 m Wassertiefe lag, liegt heute allgemein entlang einer Wassertiefe von nur 6 bis 10 m. Dieses Phänomen wird vor allem durch die gestiegene Wassertrübung infolge der Überdüngung und die sich daraus ergebenden eingeschränkten Lichtverhältnisse erklärt, die zu einer Verengung des Lebensraums der submersen Vegetation geführt haben (Schramm 1996; Borum *et al.* 2004).

Im Dezember 2000 trat die Europäische-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Neuausrichtung der europäischen Wasser- und Gewässerschutzpolitik in Kraft (EG 2000). Mit der WRRL geraten die Gewässerbiologie und damit der Schutz oder die Wiederherstellung der ökologischen Funktion der Gewässer in das zentrale Blickfeld. Trotz aller bisherigen Erfolge durch Gewässerschutzmaßnahmen besteht heute weiterhin Bedarf, die Gewässerqualität nachhaltig zu verbessern (SRU 2004). Ein wichtiger Schwerpunkt wird hier auf gezielten internen Restaurierungsstrategien liegen müssen, um den in der WRRL geforderten „guten ökologischen Zustand“ bis zum Jahr 2015 zu erreichen. Im limnischen Bereich ist auf dem Gebiet der Gewässersanierung seit langem geforscht worden, und es existiert eine ganze Reihe von Erfahrungen (Schubert 2005). Anders stellt sich die Situation im Bereich der Küstengewässer dar, wo die Suche nach geeigneten Strategien gerade erst begonnen hat. Vor dem Hintergrund des durch die WRRL vorgegebenen engen zeitlichen Rahmens ist es daher unabdingbar, schon heute für den Meeresbereich Ideen, Meinungen, Erfahrungen und Erkenntnisse zu sammeln, zielgerichtete Analysen durchzuführen und erste Vorschläge zur Diskussion zu stellen. Nur auf dieser Basis können vielversprechende Maßnahmen vorab einer hinreichenden Überprüfung hinsichtlich Nutzen und Realisierbarkeit zugeführt werden, um anschließend bei positiver wissenschaftlicher Evaluierung eine Akzeptanz bei den Entscheidungsträgern zu erreichen (Meyer *et al.* im Druck). Diese Vorgehensweise wird wesentlich zu einem gezielten Einsatz der vorhandenen Ressourcen führen. Für die äußeren Küstengewässer der Ostsee könnte eine sinnvolle und in anderen Meeresgebieten schon erfolgreich getestete interne Maßnahme die direkte Anpflanzung von Seegras in ehemaligen Besiedlungsgebieten darstellen. Hierdurch könnte innerhalb weniger Jahre eine weiträumige Re-Etablierung von ökologisch besonders wertvollen Seegraswiesen an der Ostseeküste möglich werden, wie im Nachfolgenden erstmals als Konzeptidee vorgestellt wird.

## **2 Veranlassung**

Die WRRL schafft einen neuen europaweiten Ordnungsrahmen für den Schutz der Oberflächengewässer einschließlich der Übergangs- und Küstengewässer sowie des Grundwassers. Für die Einzelschritte zur Umsetzung ist ein ehrgeiziges, verbindliches Fristenkonzept festgelegt. Wichtigstes Ergebnis der vor kurzem abgeschlossenen Bestandsaufnahmen zu den Belastungen und Auswirkungen auf den Zustand der Gewässer (Art. 5 WRRL) ist eine Einschätzung, welche Gewässer die Ziele der Richtlinie möglicherweise ohne zusätzliche Maßnahmen bis 2015 nicht

erreichen werden (Art. 4 WRRL). Eindeutiges Ergebnis ist, dass für fast alle Wasserkörper der Küstengewässer der drei Flusseinzugsgebiete der deutschen Ostsee (Schlei/Trave, Warnow/Peene, Oder) die festgeschriebene Zielerreichung des „guten ökologischen Zustands“ gefährdet ist (SH & MV 2004; MV 2005; MV & BB 2005). Die ebenfalls geforderte Abschätzung des chemischen Zustandes konnte bisher nicht vollständig erfüllt werden, da derzeit die vorhandene Datengrundlage hierfür nicht ausreicht.

Zur Verifizierung und zum Schließen von Datenlücken sind bis Ende 2006 geeignete Überwachungsprogramme zur Anwendungsreife zu bringen (Art. 8 WRRL). Für die weitere wasserwirtschaftliche Planung sind bis 2009 Bewirtschaftungspläne auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten zu erarbeiten, die umfassend mit allen Wassernutzern abgestimmt werden sollen (Art. 13 WRRL). Die zugehörigen Maßnahmenprogramme sind der aktive Kern der Bewirtschaftungspläne, die anschließend bis 2012 in die Praxis umgesetzt sein müssen (Art. 11 WRRL).

Schon jetzt ist auf Grundlage der aktuellen Bestandserhebungen erkennbar, dass gezielte Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes entwickelt werden müssen, um den geforderten guten Gewässerzustand bis 2015 zu erreichen. Für eine effektive Umsetzung wird es von Bedeutung sein, den Umfang von Maßnahmen auf das notwendige Maß zur Zielerreichung zu beschränken. Eine vielversprechende interne Maßnahme zur Restaurierung der Ostsee könnte die hier durch uns vorgeschlagene Anpflanzung von Seegras in den äußeren Küstengewässern der Flussgebietseinheiten Schlei/Trave und Warnow/Peene darstellen.

### **3 Die Seegraswiese an der deutschen Ostseeküste**

#### **3.1 Das System Seegraswiese**

Seegräser sind marine angiosperme Blütenpflanzen, die derzeit in 12 Gattungen mit über 50 Arten unterteilt werden (Borum *et al.* 2004). Von den zwei in deutschen Küstengewässern vorkommenden Seegrasarten prägt vor allem das Gemeine oder Gewöhnliche Seegras *Zostera marina* Linnaeus die Seegrasgemeinschaften in der Ostsee. Die zweite Art, das Kleine oder Zwergseegras *Zostera noltii* Hornemann, mit einer maximalen Wuchshöhe von 30 cm wächst im Eulitoral bis zu Wassertiefen von etwa 1 m. Diese Seegrasart ist unempfindlich gegen Trockenfallen, verträgt aber keine Eisbedeckung. Hohe Wachstumsraten erreicht *Zostera noltii* aber erst ab einer Salinität von 10 PSU, so dass die Ostsee größtenteils einen suboptimalen Lebensraum darstellt (Borum *et al.* 2004). Erfolgreiche längerfristige Anpflanzungen von *Zostera noltii* sind daher hier nur sehr eingeschränkt möglich. Aus diesem Grund beziehen sich alle weiteren Ausführungen rein auf Erkenntnisse und Möglichkeiten mit dem Gemeinen Seegras *Zostera marina*.

Das Gemeine Seegras wächst bei optimalen Lebensbedingungen in dichten Beständen kurz unterhalb der Niedrigwasserlinie bis zu einer Wassertiefe von 10 m, vereinzelt bis 17 m (Abb. 1). Es kann in der Kieler Bucht Blattlängen von bis zu 2 m

erreichen, an der mecklenburgischen Küste mit ihren geringeren Salzgehalten findet man das Seegras meistens mit weniger als 1 m langen Blättern (Kobarg 1993; Schories *et al.* 2005). *Zostera marina* besitzt nur in den ersten 5-25 mm über dem Boden eine signifikante Steifigkeit, so dass seine bandartigen ledrigen Blätter sich äußerst flexibel auch bei stärkeren Wasserströmungen bewegen können. Durch gasgefüllte Kanäle im Blattgewebe werden die langen Blätter relativ gut aufrecht in der Schwebelage gehalten. Das Sonnenlicht im Wasser kann so für die Photosynthese optimiert genutzt werden. Hohe Wachstumsraten erreicht *Zostera marina* schon ab einer Salinität von 4 PSU, so dass große Teile der Ostsee und vor allem die deutschen Küstengewässer grundsätzlich einen optimalen Lebensraum darstellen.



**Abb. 1** Das Gemeine Seegras *Zostera marina* in der Ostsee. A) Seegraswiese. B) Lebensgemeinschaft Seegraswiese. C) Untersuchungsobjekt Seegraswiese (© MariLim).

*Zostera marina* wächst am besten auf kiesig-sandigen bis schlickigen, relativ stabil gelagerten Böden. Es besitzt einen ausgesprochen weiten Salinitätstoleranzbereich, der von 3 bis über 30 PSU reicht (den Hartog 1970; Baden & Boström 2001). Die Temperaturtoleranz der Seegräser ist inter- und intraspezifisch unterschiedlich. *Zostera marina* aus der Ostsee toleriert Eisbedeckung relativ gut und besitzt mit über 30° C auch eine recht hohe Toleranz gegenüber erhöhten Temperaturen (Kobarg 1993; Borum *et al.* 2004). Die Blütezeit dieser zu den Laichkrautgewächsen zählenden Pflanze erstreckt sich von Juni bis Oktober. Etwa 20 unscheinbare Blüten sind in einer abgeflachten Blütenähre vereinigt. Das obere Laubblatt umschließt die Ähre. Die Befruchtung findet unter Wasser statt. Allerdings vermehrt sich das Gemeine Seegras in der Ostsee überwiegend vegetativ durch Wachstum und Teilung der Pflanzensprosse (Baden & Boström 2001). Das Wachstum von *Zostera marina* ist grundsätzlich abhängig von der Wassertemperatur und der Photoperiode. Die Beschattungsintensität sekundärer Faktoren wie Wassertrübung und Aufwuchs auf den Blättern ist ein wichtiger Begleitparameter, der das Wachstum signifikant reduzieren kann. Wenn die Wassertemperatur auf 6-10° C steigt und die Photoperiode zunimmt, steigt die Wachstumsrate an und das Seegras bildet neue Sprosse und Blätter aus (Bobsien & Munkes 2004; Borum *et al.* 2004).

Als grober Wert für den Mindestlichtbedarf von *Zostera marina* werden ungefähr 20 % des Lichtes an der Oberfläche angegeben (Kobarg 1993; Borum *et al.* 2004). In unseren Breiten ist *Zostera marina* eine immergrüne Pflanze, bei welcher der Laubwechsel sukzessive erfolgt, durch Sturmwindlagen etc. aber stark ansteigen kann (Feldner 1976). In der Ostsee konnte Reusch *et al.* (1999) beim Seegras *Zostera marina* einen Klon mit einer Größe von 160 x 40 Metern mit einem geschätzten Alter von über 1000 Jahren identifizieren.

Seegräser erhalten ihre große Bedeutung für die Umwelt, weil sie für die Aufrechterhaltung physikalischer, chemischer und biologischer Zusammenhänge vieler Küstenökosysteme eine entscheidende Rolle spielen. Sie bestimmen zudem als räumlich strukturgebendes Element die Komplexität des Habitats (Bobsien & Munkes 2004). *Zostera marina* beeinflusst die Prozesse gleichzeitig in verschiedensten räumlichen (cm-km) und zeitlichen (min-Jahre) Skalen (Boström *et al.* 2002). Das Gemeine Seegras besitzt direkten Einfluss auf die physikalischen Faktoren der Flachwasserbereiche der Ostsee, da es die Strömungsgeschwindigkeiten reduziert und so die Sedimentationsrate erhöht. Hinzu kommt, dass das Rhizom- und Wurzelsystem die oberen Substratschichten binden und verankern kann und dadurch die Resuspension des Sedimentes verbunden u.a. mit einer Remobilisierung von Schadstoffen erschwert wird (Seibold *et al.* 1961, Fonseca *et al.* 1982). Weiterhin dämpfen Seegräser die Tiden- und Wellenenergie, wodurch zusätzlich die Möglichkeit der Sedimentaufwirbelung reduziert wird. Seegraswiesen besitzen daher auf Grund ihrer sedimentakkumulierenden und -stabilisierenden Eigenschaften eine wesentliche Bedeutung für den Küstenschutz, speziell auch der Ostsee (Rasmussen 1977; Sterr 1988).

Die chemischen Faktoren, mit denen *Zostera* Wiesen ihre aquatische Umwelt beeinflussen, beruhen auf ihrer Funktion als Ort einer sehr hohen Primärproduktion. So findet hier eine intensive Fixierung von Kohlenstoff statt, verbunden mit allen Wirkungen eines potenten Biofilters. Seegraswiesen leisten einen entscheidenden Beitrag zur Puffer- und Filterfunktion dieses Grenzsystems zwischen Festland und See und damit zur Reinhaltung der Ostsee. Durch die hohe Biomasseproduktion besteht auf der anderen Seite in vielen küstennahen Gebieten natürlicherweise die abgestorbene organische Substanz zu über 50 % aus Seegrasresten. Ein Teil der Blattmasse wird in den Seegraswiesen abgebaut, große Mengen werden aber auch in tiefere Bereiche der offenen Ostsee verdriftet, wo sie eine energetische Grundlage für Abbaugemeinschaften bilden können (Jansson 1972). Die Biomasse kann dem System aber auch - zumindest zeitweilig - entnommen werden, indem die Blätter an Land gespült werden und dort neben Leaching und bakteriellem Abbau vor allem auch von semi-terrestrischen und terrestrischen Organismen zersetzt werden (Feike *et al.* 2002). Durch die Abgabe von Sauerstoff über das Wurzelsystem in umgebende anoxische Sedimente kann *Zostera* für sich selbst und andere Organismen das benthische Milieu positiv verändern (Baden & Boström 2001).

Die Produktivität von Seegräsern bezogen auf die Grundfläche kann bedeutend höher sein, als die des Phytoplanktons der freien Gewässer (Sand-Jensen & Borum 1983). Durch die Bildung ausgedehnter Wiesen besitzt *Zostera marina* eine wichtige Funktion als ökologisches Strukturelement. Sprossdichten von über 1000 Sprossen m<sup>-2</sup> werden in der Ostsee in gut ausgebildeten Wiesen teilweise erreicht, variieren aber saisonal und auch innerhalb der Populationen sehr stark (Feldner

1976; Reusch *et al.* 1994; Schories *et al.* 2005). Seegraswiesen bieten Schutz vor Räubern und Verdriftung und dienen einer Vielzahl von Organismen als Laich- und Aufwuchsgebiet. Auf den Blättern setzen sich Mikroalgen und andere kleine Organismenformen fest. Zwischen den Sprossen und am Boden teilen sich Makroinvertebraten und diverse Fischarten den Lebensraum, von denen viele auf der Roten Liste stehen. Durch die verstärkte hydrodynamisch bedingte Ablagerung von feinem Material kommt es zu einer signifikanten Erhöhung des Nährstoffangebots, wovon eine Vielzahl von Lebewesen profitiert. In Seegraswiesen sind die Makroinvertebratenfauna sowie die Fischfauna jeweils diverser und weisen höhere Dichten auf als die entsprechenden Gemeinschaften angrenzender Gebiete (Orth *et al.* 1984; Boström & Bonsdorf 1997; Bobsien & Munkes 2004). *Zostera*-Wiesen in der Ostsee sind oft auch mit größeren Vorkommen von Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) assoziiert. Durch die zwischen den einzelnen Sprossen am Gewässergrund liegenden Miesmuscheln kommt es u.a. durch die Abgabe von Pseudofaeces zu einer Anreicherung organischer Substanz, deren freigesetzte Nährstoffe positive Auswirkungen auf das Wachstum von *Zostera marina* besitzen (Reusch *et al.* 1994). Durch massiven Larvenfall der Miesmuschel auf die Blätter werden gelegentlich aber durch die Last schwächere Pflanzen zu Boden gedrückt und stellen das Wachstum ein (Kobarg 1993).

Im Rahmen der ökologischen Arbeiten zur Umsetzung der WRRL sind *Zostera marina* und seine Wiesen in den Küstengewässern der deutschen Ostseeküste als wichtiger Bewertungsparameter für den ökologischen Zustand anerkannt (Schories *et al.* 2005).

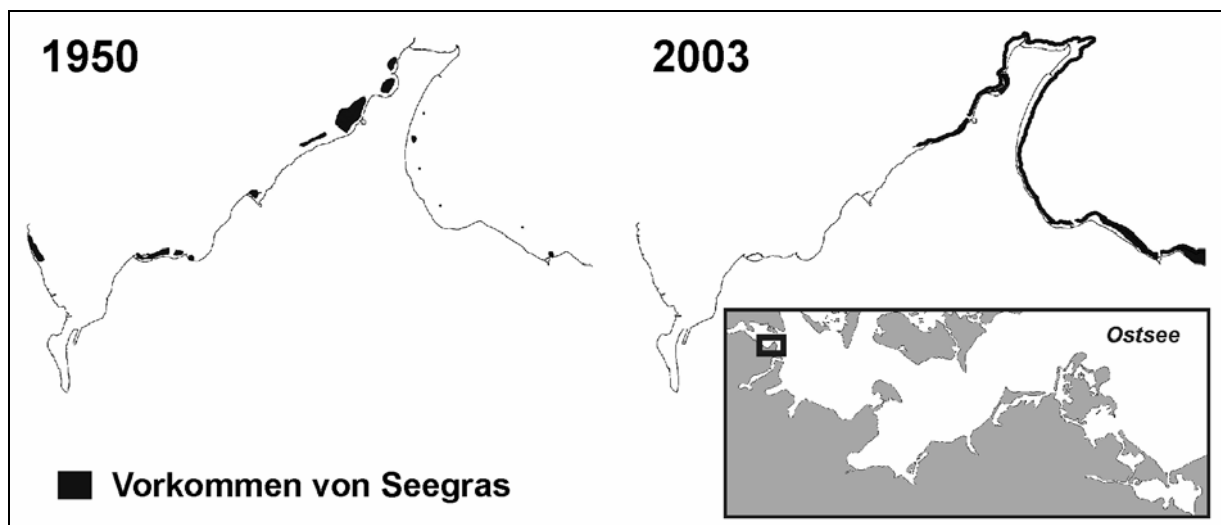
Die natürlichen Schwankungen des Bestandes werden eine Interpretation von Beobachtungen erschweren. Dennoch ist eine langfristige Zunahme des Gemeinen Seegrases als ein wesentlicher Faktor zu bewerten, der eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der einzelnen Wasserkörper der Ostsee anzeigen wird (vgl. Schories *et al.* 2005).

### 3.2 Seegraswiese - Gestern

Die Daten- und Erkenntnislage zum historischen Vorkommen von *Zostera marina* an der deutschen Ostseeküste ist sehr eingeschränkt. Der älteste Bericht, der den westlichen Teil umfasst, stammt von Reinke (1888): „In den tieferen Buchten wuchert meistens *Zostera marina* vom Rande bis zur Grenze des tieferen Wasserstandes [...] meistens in reichlicher Menge bis zu 8 und 10 Meter Tiefe, vereinzelt bis 17 Meter Tiefe [...], in der Küstenregion jedoch auf steinigem Boden in der Regel durch Algen verdrängt.“

Obwohl durch Reinke keine direkten geografischen Bezugspunkte benannt wurden, ist davon auszugehen, dass das Gemeine Seegras flächenhaft in dichten Beständen mindestens bis 10 m Wassertiefe in den 1880er Jahren im Untersuchungsgebiet vorgekommen ist. In der Vegetationsaufnahme von Hoffmann (1952) für die westliche Ostsee wurde *Zostera marina* nicht gezielt untersucht, jedoch mit einer Signatur ohne genaue Bewuchsgrenzen in die Karten eingetragen (Abb. 2). Die Angaben weisen darauf hin, dass Seegras in einigen Gebieten in Wassertiefen unterhalb von 6 m vorgekommen ist, einzelne Flachwassergebiete offensichtlich aber auch keinen Seegrasbewuchs zeigten. Diese Beobachtungen

konnten anhand von Luftbildern der R.A.F. aus den 1950er Jahren größtenteils bestätigt werden (MariLim 2005). Auch die Untersuchungen von Schwenke (1964) zwischen 1962 und 1964, ergänzt durch unveröffentlichte Luftbilder des Landesvermessungsamtes Schleswig-Holstein aus den 1960er Jahren, zeigen große Ähnlichkeiten in der Seegrasdichte und -verbreitung im Vergleich zur Situation in den 1950er Jahren. Bis zu einer Wassertiefe von 6 m war *Zostera marina* eine bestandsbildende Art. Die Grenze seiner Tiefenausbreitung lag wahrscheinlich bei etwa 10 m Wassertiefe (MariLim 2005). In den Untersuchungen von Breuer & Schramm (1988) zur Vegetationsverbreitung und -häufigkeit in der Kieler Bucht in den Jahren 1985/86 konnte gezeigt werden, dass das Gemeine Seegras unterhalb einer Wassertiefe von 6 m dort nicht mehr vorkommt. Im Unterschied zur Untersuchung von Schwenke (1964) wurde durch Breuer & Schramm (1988) *Zostera marina* zudem nicht mehr als dominante Art für den Tiefenbereich 6 m klassifiziert.



**Abb. 2** Vorkommen des Gemeinen Seegrases *Zostera marina* 1950 und 2003 im Bereich der Flensburger Förde (nach Hoffmann 1952 und MariLim 2003).

Die Datenlage zum historischen Vorkommen von *Zostera marina* im östlichen Teil der deutschen Ostseeküste ist äußerst eingeschränkt (vgl. Schories *et al.* 2005). Für die Küste Mecklenburg-Vorpommerns gibt es schon seit 1790 dokumentierte Nachweise des Gemeinen Seegrases, die aber größtenteils im Nachhinein keine Bestandsabschätzungen ermöglichen. Im Greifswalder Bodden bedeckten ausgedehnte *Potamogeton*- und *Zostera*-Wiesen in den Randzonen sowie Rotalgen-Gemeinschaften bis zu 8 m Wassertiefe in den 1930er Jahren noch etwa 50 % der Gesamtfläche. 1988 bedeckten u.a. *Zostera marina* in 0-4 m Wassertiefe zusammen mit den Resten der Rotalgen in 3-4 m Tiefe nur noch 3 % des Bodens (Schramm 1996). Als historisches Leitbild der Makrophytengemeinschaften speziell der Wismar Bucht und des Salzhaffs wurde eine Characeen-*Zostera marina*-Gemeinschaft für eine Wassertiefe von 3 bis 6 m vorgeschlagen (Blümel & Schubert 2002). Ob das Gemeine Seegras historisch in den östlichen äußeren Küstengewässern auch in größeren Wassertiefen vorkam, wie nachgewiesenermaßen in den weiter westlich gelegenen Bereichen, ist unbekannt, aber sehr wahrscheinlich.

Diese an der deutschen Ostseeküste vorhandenen Veränderungen konnten auch für andere Gebiete der Ostsee beobachtet werden. Untersuchungen in Dänemark zeigten z.B., dass um 1900 *Zostera marina* ungefähr 6.700 km<sup>2</sup> dänischer Gewässer besiedelte. Heute umfasst das Besiedlungsgebiet ca. 25 % der Fläche von 1900 (Boström *et al.* 2003). In Polen konnte für die Puck Lagune eine Verringerung der Bestände des Gemeinen Seegrases zwischen 1957 und 1988 um mehr als 90 % nachgewiesen werden (Boström *et al.* 2003). In einem historischen Vergleich bezüglich der *Zostera*-Dichten bei Tvaerminne, SW Finnland, wurde keine negative Entwicklung festgestellt (Boström *et al.* 2002), jedoch fehlen Angaben zur räumlichen Verbreitung.

Für die festgestellten Bestandsrückgänge in Nord-Europa werden als Ursache vor allem Eutrophierungseffekte diskutiert. Neben direkten Wirkungen von erhöhten Nährstoff- und Schadstoffkonzentrationen (wie z.B. phytotoxische Pflanzenschutzmittel) sind hier insbesondere Beschattungseffekte als indirekte Wirkungen durch Algenblüten und verstärkt wachsende Kleinalgen auf den Seegrasblättern zu nennen (Borum *et al.* 2004). Inwieweit das Seegrassterben, das 1932 an der Nordseeküste einsetzte und dort die sublitoralen Bestände von *Zostera marina* im Wattenmeer vernichtete (Wohlenberg 1935), auch Auswirkungen in der deutschen Ostsee hatte, ist ungeklärt.

### 3.3 Seegraswiese - Heute

In den letzten Jahren gab es mehrere Untersuchungen, in denen die aktuelle Verbreitung und die Dichte der Bestände von *Zostera marina* an der deutschen Ostseeküste erfasst wurden. Bisher sind hierzu nicht alle Daten veröffentlicht worden. Auf Grundlage der vorliegenden Erkenntnisse lassen sich die großräumigen Besiedlungscharakteristika zumindest bezogen auf die Tiefenverteilung jedoch gut darstellen. Zwischen den 1880er und 1960er Jahren ist die Tiefengrenze von etwa 17 auf 10 m gesunken. Bis heute hat sich die Tiefengrenze dann bis auf 6 m weiter reduziert (MariLim 2005; Schories *et al.* 2005). Auf Grund der großen Unterschiede im Erfassungsgebiet und in der Methodik der Kartierung sind Aussagen hinsichtlich Veränderungen in der Bestandsdichte der Flachwasserbereiche bis zu 6 m Wassertiefe nur sehr eingeschränkt möglich. Wiesen des Gemeinen Seegrases kommen auch noch heute entlang der gesamten Ostseeküste zumindest fleckenhaft vor, häufig in dichten Beständen und bei Bokniseck sogar bis 7 m Wassertiefe (MariLim 2005; Schories *et al.* 2005).

Die Art und die Stärke des Einflusses der Eutrophierung auf *Zostera marina* in den Flachwasserbereichen sind bisher nicht hinreichend untersucht worden. Es ist bekannt, dass die Zugabe von Nährstoffen in das Sediment das Wachstum von Jungpflanzen des Gemeinen Seegrases fördern kann (Anstieg der Sprosse/Pflanze sowie der Blattlänge) (Roberts *et al.* 1984). Ein ähnliches Experiment, von Worm & Reusch (2000) in der Kieler Bucht durchgeführt, zeigte allerdings keine Auswirkungen der Nährstoffanreicherung auf das Wachstum von *Zostera marina*.

Es bleibt festzustellen, dass in Nord-Europa und speziell an der deutschen Ostseeküste seit über 70 Jahren ein Rückgang der strukturbildenden Seegraswiesen von *Zostera marina* zu beobachten ist, verbunden mit weitreichenden Folgen für die Produktivität der aquatischen Ökosysteme und für den küstennahen Sedimenthaushalt.

## 4 Maßnahmenstrategie

### 4.1 Seegraswiese - Morgen

Schon heute ist für fast alle Wasserkörper der Küstengewässer der drei Flusseinzugsgebiete der deutschen Ostsee (Schlei/Trave, Warnow/Peene, Oder) festgestellt worden, dass das in der WRRL definierte Umweltziel - Erreichen eines guten Gewässerzustandes bis 2015 - wahrscheinlich nicht erreicht wird (SH & MV 2004; MV 2005; MV & BB 2005).

Trotz erster Erfolge bei der Reduzierung von Nährstoff- und Schadstofffrachten gelten die heute beobachteten Stoffkonzentrationen in der Ostsee nach wie vor als erhöht (SRU 2004). Vor allem Einträge aus diffusen Quellen sorgen bei vielen Stoffen für weiterhin hohe Frachten über den Wasserpfad und die Atmosphäre. Umso wichtiger ist es, dass besonders in Bezug auf die Stoffeinträge aus der Landwirtschaft und dem Verkehr zügig weitere effiziente Reduzierungsmaßnahmen umgesetzt werden. Diese werden in näherer Zukunft dann sicherlich für eine wesentliche Verbesserung der Wasserqualität sorgen, so dass das Erreichen der Bestandsdichten und der Verbreitung von Seegras und seiner Wiesen grundsätzlich wieder einen historischen Zustand erreichen kann.

Zurzeit werden erste Bewertungsansätze nach der WRRL für die äußeren Küstengewässer und deren verschiedene Gewässertypen diskutiert. Es ist allgemein Konsens, dass die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* in den Gebieten, in denen seewärtig ungestörte Bestände der Art vorkommen, als geeignetes Mittel für die Beurteilung der WRRL anzusehen ist. Die natürlichen Schwankungen des Bestandes werden die Interpretation der Beobachtungen sicherlich erschweren. Dennoch ist eine langfristige Zunahme des Gemeinen Seegrases als ein wesentlicher Faktor zu bewerten, der eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der einzelnen Wasserkörper der Ostsee anzeigen wird. Der aktuelle Vorschlag von Schories *et al.* (2005) für den Gewässertyp 3b (Seegraswiesen, Weichböden und geschützte Buchten) definiert dichtes Wachstum von *Zostera marina* in größeren Wassertiefen als 6 m als einen sehr guten ökologischen Zustand. Dichtes Wachstum bis in Tiefen von 4 m, lockere Bestände bis in 6 m Wassertiefe entsprächen einem guten Zustand. Begründet wird diese Festlegung dahingehend, dass eine Verbreitungsdichte, wie sie um die Wende zum 20ten Jahrhundert vorgeherrschte haben mag, nach dem Einbruch der Population durch die Seegraskrankheit in den 1930er Jahren wahrscheinlich nachfolgend nicht mehr erreicht worden sei. Dieser Ansatz ist kritisch zu hinterfragen, da die Auswirkungen der Seegraskrankheit in den deutschen Küstengewässern unbekannt ist und eine Modellierung der Lichtverhältnisse in der Wassersäule über die verschiedenen Jahrzehnte bisher nicht vorliegt. Nur auf Basis von Korrelationsbetrachtungen der Lichtverhältnisse bzw. des Attenuationskoeffizienten, des Mindestlichtbedarfs und der Tiefenausbreitung von *Zostera marina* wäre eine hinreichende Abschätzung über die möglichen Auswirkungen der eutrophierungsbedingten Wassertrübung möglich. Auf Basis dieser Erkenntnisse könnte dann unter Berücksichtigung einer möglichen Schädigung durch die Seegraskrankheit das Besiedlungspotenzial abgeleitet werden. Grundsätzliches Ziel der WRRL muss es sein, das historische Leitbild möglichst nah an einer anthropogen ungestörten Umwelt bzw. an dem Potenzial der einzelnen Raumeinheiten zu orientieren. Aus unserer Sicht wäre zumindest für den westlichen Bereich der

deutschen Ostseeküste auf Basis der bekannten Besiedlungsstrukturen ein guter ökologischer Zustand durch dichtes Wachstum bis in Wassertiefen von 6 m, verbunden mit lockeren Beständen bis in 10 m Tiefe, zu diskutieren.

Bei beiden Ansätzen wird das Erreichen des guten Zustandes von *Zostera marina* trotz optimaler Umweltbedingungen mehrere Jahrzehnte in Anspruch nehmen, da sich die Restbestände des Gemeinen Seegrases in der Ostsee überwiegend vegetativ verbreiten und die horizontale Wachstumsgeschwindigkeit der Sprosse mit ca. 20 cm pro Jahr relativ gering ist (Worm & Reusch 2000). Eine großflächigere Ausbreitung von Seegraswiesen vor allem auch in größere Wassertiefen wird wahrscheinlich nur sehr langsam erfolgen. Eine sinnvolle und in verschiedenen Seegebieten schon erfolgreich getestete interne Maßnahme stellt die direkte Anpflanzung von Seegras in ehemaligen Besiedlungsgebieten dar (Borum *et al.* 2004). Hierdurch könnte innerhalb weniger Jahre eine weiträumige Re-Etablierung von *Zostera marina* Wiesen an der Ostseeküste möglich werden. Im Rahmen eines ersten Pilotvorhabens in der Kieler Bucht konnte u.a. gezeigt werden, dass die Mortalitätsrate des Gemeinen Seegrases nach der Verpflanzung in den ersten Monaten weniger als 1 % betrug (Worm & Reusch 2000). Aufbauend auf diesen ersten Erfolgen sollten jetzt im Rahmen eines anwendungsorientierten größeren Pilotprojektes alle bisherigen Erkenntnisse zusammengetragen und die Grundlagen für Seegrasanpflanzungen in ausgewählten Gebieten in der Ostsee erarbeitet und getestet werden. Hierdurch würden die technischen Voraussetzungen für großflächige Anpflanzungen geschaffen und hinreichende Abschätzungen über die Auswirkungen von Seegraswiesen auf Morphodynamik, Sedimenthaushalt und Biodiversität der Küstenzone ermöglicht werden.

Im Nachfolgenden werden im Rahmen einer Einführung wichtige schon vorliegende Erkenntnisse zu ausgewählten Faktoren, Methodiken und Möglichkeiten von Seegrasanpflanzungen kurz vorgestellt.

## 4.2 Pflanzobjekt *Zostera marina*

Im Rahmen der europäischen Strategie zum Umgang mit gebietsfremden Arten (EG 2004) besteht allgemeiner umweltpolitischer und wissenschaftlicher Konsens auch in Deutschland, dass Maßnahmen gegen die Einschleppung und weitere Verbreitung gebietsfremder Arten schon gezielt Anwendung finden und weitere dringend erforderlich sind. Es wird zudem als wesentlich erachtet, die genauen Herkünfte auch einheimischer Tier- und Pflanzenarten, die z.B. durch Besatzmaßnahmen angesiedelt werden sollen, zu beachten. So lassen sich z.B. in Baden-Württemberg bei der Forelle (*Salmo trutta*), dem Gründling (*Gobio gobio*), der Groppe (*Cottus gobio*) und vermutlich auch bei der Trüsche (*Lota lota*) Rhein- und Donaupopulationen genetisch klar voneinander trennen (nach Dehus 2004).

Auf Grundlage dieser Vorgaben und Anforderungen sollte das für Anpflanzungen von *Zostera marina* an der deutschen Ostseeküste zu verwendende Pflanzenmaterial aus dem gleichen Seegebiet stammen. Natürlicherweise kommen verschiedene Genotypen beim Gemeinen Seegras nebeneinander vor. Durch aktuelle Untersuchungen in der Kieler Bucht konnte jetzt gezeigt werden, dass sich genetisch vielfältigere Wiesenabschnitte von *Zostera marina* nach starken Bestandseinbußen deutlich schneller als genetisch gleichförmigere erholten und am

Ende des Sommers deutlich mehr Biomasse und Pflanzendichte aufwiesen (Reusch *et al.* 2005). Das kann bedeuten, dass bei einer Anpflanzung gemischtes Pflanzmaterial von verschiedenen Vorkommen in einem Seegebiet den Anpflanzungserfolg erhöht. Hier sollten in einem Pilotvorhaben entsprechende Versuchsansätze gezielt getestet werden.

Pflanzmaterial aus anderen Einzugsgebieten sollte nicht verwendet werden. Ansätze, wie z.B. der Vorschlag von Fenske (2005) bzgl. einer gezielten Renaturierung von Küstengewässern mit Hilfe der vermeintlich heimischen Zebamuschel (*Dreissena polymorpha*), sind abzulehnen. Bei den jetzt in Mitteleuropa lebenden invasiven Zebamuscheln handelt es sich um Individuen gebietsfremder Sippen aus der Pontokaspis, die sich nur durch das heutige Vorhandensein von Schifffahrtskanälen ausbreiten konnten. *Dreissena polymorpha* ist daher als echte gebietsfremde Art für Mitteleuropa zu werten (vgl. EG 2004), deren Vorkommen neben vielen nachgewiesenen ökonomischen und ökologischen Problemen zudem theoretisch zu einer Verringerung der regional differenzierten genetischen Vielfalt führt (vgl. Kowarik 2003).

### 4.3 Anpflanzungen und ihre Umsetzung

Grundsätzlich wäre die Anpflanzung von *Zostera marina* über die Ausbringung von Samen oder von Pflanzen mit ihren Rhizomen möglich.

Erfahrungen aus anderen Meeresgebieten mit Seegrasanpflanzungen zeigten, dass der Erfolg von Anpflanzungen mittels Samen nur sehr gering ist. Die Samen keimten entweder größtenteils nicht aus (< 10 %) oder wurden in größere Wassertiefen verdriftet, wo kein Wachstum möglich war (Borum *et al.* 2004).

Im Gegensatz zu der Samenteknik ist die Anpflanzung von *Zostera marina* mit ihren Rhizomen relativ problemlos möglich und in nord-amerikanischen Küstengewässern mehrfach erfolgreich umgesetzt worden (Borum *et al.* 2004). Aus vorhandenen Seegraswiesen werden Pflanzen mit ihren Rhizomen entnommen und in die Versuchsfelder verpflanzt. Die Zahl der entnommenen Pflanzen je Flächeneinheit muss dabei den örtlichen Gegebenheiten angepasst werden. So wird die bestehende Gemeinschaft nur so gering wie möglich belastet. Ein Pflanzabstand von 20 cm hat einen positiven Einfluss auf die Ausbreitungsgeschwindigkeit und hält die anfängliche Mortalitätsrate gering (Worm & Reusch 2000).

Bisher liegen keine hinreichenden Erfahrungen zu Seegrasanpflanzungen in der Ostsee vor. Nach den vorliegenden Erkenntnissen ist davon auszugehen, dass sich die deutsche Ostseeküste grundsätzlich für Anpflanzungen mit *Zostera marina* eignet. Zuerst sollten jedoch im Rahmen einer Machbarkeitsstudie die technischen und ökologischen Voraussetzungen für erfolgreiche Anpflanzungen erarbeitet und entsprechende geeignete Gebiete an der gesamten deutschen Ostseeküste ausgewählt werden. Hierdurch würden Misserfolge bei einem nachfolgenden Pilotprojekt mit Versuchsanpflanzungen von Seegras deutlich minimiert.

Für ein verbessertes Anpflanzungsmanagement sollten beim Pilotprojekt begleitende Laboruntersuchungen zu Wachstum und Züchtung durchgeführt werden, um die besonderen abiotischen Bedingungen in der Ostsee für die Anpflanzungen besser berücksichtigen zu können.

Möglicherweise ist es sinnvoll, die Versuchsfelder mit anderen Maßnahmen zu kombinieren, wie z.B. den Vorschlag hinsichtlich Einbringung von sekundären Hartsubstraten (Karez & Schories 2005). Hier könnte es zu synergistischen Effekten kommen, zusätzlich zu einer optimierten Nutzung der vorhandenen finanziellen Ressourcen. Im Rahmen der vorgeschlagenen Machbarkeitsstudie sollte hierzu eine Prüfung erfolgen.

## 5 Fazit und Handlungsempfehlungen

Mit der WRRL wird der Gewässerzustand nicht mehr nur durch chemische, sondern auch und in erster Linie durch biologische Kriterien bestimmt. Maßgebend sind hier Zusammensetzung und Abundanz von Flora und Fauna, die wiederum grundsätzlich durch die Struktur der Habitate bestimmt werden. Gemäß Artikel 11 der WRRL sind bis 2009 Maßnahmenprogramme zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes festzulegen.

Ein besonders charakteristischer Biotoyp im historischen Leitbild der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste sind die Seegraswiesen von *Zostera marina*. Vor allem durch eutrophierungsbedingte Effekte sind die Bestände heute erheblich reduziert. Durch gezieltes Anpflanzen könnte dort als eine der wenigen möglichen internen Maßnahmen zur Restaurierung der Ostsee innerhalb weniger Jahre eine weiträumige Re-Etablierung von Seegraswiesen möglich werden, die für eine Erfüllung des in der WRRL geforderten „guten ökologischen Zustands“ bis zum Jahr 2015 förderlich wäre. Auf Grund der bisher in Deutschland nur sehr geringen eigenen Erfahrungen bzgl. der technischen Umsetzung von *Zostera*-Anpflanzungen sollte in einem ersten Schritt ein dreigliedriges Pilotvorhaben umgesetzt werden, auf dem dann aufbauend erfolgreiche Anpflanzungen in einem größeren Maßstab möglich würden. Daher werden für eine erfolgreiche Umsetzung der WRRL folgende Handlungsempfehlungen für ein Pilotvorhaben ausgesprochen:

**Empfehlung 1:** Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie hinsichtlich der technischen, ökologischen und gebietsbezogenen Voraussetzungen für erfolgreiche Anpflanzungen durch eine umfassende Archivrecherche und Auswertung weiterer Unterlagen.

**Empfehlung 2:** Aufbauend auf den Ergebnissen aus der Machbarkeitsstudie Planung und Einrichtung von ersten Versuchsfeldern in verschiedenen Pilotgebieten entlang der gesamten Küste.

**Empfehlung 3:** Im Rahmen der Versuchs-anpflanzungen Durchführung begleitender Laboruntersuchungen zu Wachstum und Züchtung für ein verbessertes Anpflanzungsmanagement.

## Literatur

- Baden SP, Boström C (2001) The leaf canopy of seagrass beds: Faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. In: Reise K (ed) Ecological Comparisons of Sedimentary Shores. Ecological Studies 151: 213-236
- BfN (Hrsg.) (1996) Rote Liste und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee. Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 48: 1-108
- Blümel C, Schubert M (2002) Entwicklung eines historischen Leitbildes für die submersen Makrophyten der Boddengewässer. Bodden 12: 71-92
- Bobsien I, Munkes B (2004) Saisonale Variation der Fischgemeinschaft und Habitatstruktur einer Seegraswiese (*Zostera marina* L.) der südlichen Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 12: 39-59
- Borum J, Duarte CM, Krause-Jensen D, Greve TM (2004) European seagrasses: an introduction to monitoring and management. The M&MS project, 88 p
- Boström C, Bonsdorff E (1997) Community structure and spatial variation of benthic invertebrates associated with *Zostera marina* L. beds in the northern Baltic Sea. Journal of Sea Research 37: 153-166
- Boström C, Bonsdorff E, Kangas P, Norkko A (2002) Long-term changes of a brackish-water eelgrass (*Zostera marina* L.) community indicate effects of coastal eutrophication. Estuarine, Coastal and Shelf Science 55: 795-804
- Boström C, Baden SP, Krause-Jensen D (2003) The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: Green EP and Short FT (eds) World atlas of seagrasses. California University Press, pp 27-37
- Breuer G, Schramm W (1988) Changes in macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. Kieler Meeresforschung, Sonderheft 6: 241-255
- Dehus P (2004) Gebietsfremde Fischarten und ihre Bedeutung für unsere Gewässer. Fachbeitrag zum Fachsymposium „Lebensraum Bach“, 20.11.2004, Blieskastel, 10 p, [www.umwelt.saarland.de/1844\\_12166.htm](http://www.umwelt.saarland.de/1844_12166.htm)
- den Hartog C (1970) The seagrasses of the world. North Holland Publishing Company, Amsterdam, 275 p
- EG (2000) Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Brüssel.
- EG (2004) European strategy on invasive alien species. Europäische Kommission, Nature and Environment 137: 1-67
- Feike M, Fechter A, Mädler M (2002) Einfluss von *Platorchestia platensis* (Kröyer) auf die Abbaugeschwindigkeit von *Zostera marina* L. und den Kohlenstofffluss in das Sediment. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 11: 57-64
- Feldner J (1976) Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Seegras *Zostera marina* in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). Dissertation, Universität Kiel, 175 p
- Fenske C (2005) Renaturierung von Gewässern mit Hilfe der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771). Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 55-68
- Fonseca MS, Fisher JS, Zieman JC, Thayer GW (1982) Influence of the seagrass, *Zostera marina* L., on current flow. Estuarine, Coastal and Shelf Science 15: 351-364
- Hoffmann C (1952) Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Kieler Meeresforschung 9: 5-14
- Jansson BO (1972) Ecosystem approach to the Baltic problem. Bulletin of the Ecology Research Commission of the Swedish National Science Research Council NFR 16: 1-82
- Karez R, Schories D (2005) Die Steinfischerei und ihre Bedeutung für die Wiederansiedlung von *Fucus vesiculosus* in der Tiefe. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 14: 95-107
- Kobarg N (1993) Untersuchungen über Faktoren, die die Verbreitung von Seegras (*Zostera marina* L.) kontrollieren. Diplomarbeit, Universität Kiel, 78 p
- Kowarik I (2003) Biologische Invasionen - Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Ulmer, Stuttgart, 380 p
- MariLim (2003) Kartierung mariner Pflanzenbestände im Flachwasser der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Führhaupter K, Wilken H, Meyer T (Bearbeiter), Technical Report im Auftrag für

- LANU Schleswig-Holstein, Kiel, 249 p
- MariLim (2005) Historische Kartierungen mehrjähriger mariner Pflanzen der schleswig-holsteinischen Ostseeküste GIS-basierte Erfassung und Digitalisierung. Meyer T, Reincke T, Wilken H, Fürhapter K, Krause S, Linke A (Bearbeiter), Endbericht im Auftrag für LANU Schleswig-Holstein, Kiel, 81 p
- Meyer T, Nehring S, Krause S (im Druck) Maßnahmenstrategien für die Küstengewässer der Ostsee nach Art. 11 EG-Wasserrahmenrichtlinie. Wasserwirtschaft.
- MV (2005) Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 der Richtlinie 2000/60/EG in der Flussgebietseinheit Warnow/Peene. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Stand 25.02.2005
- MV & BB (2005) Bericht über die Umsetzung der Artikel 5 und 6 sowie der Anhänge II, III und IV der Richtlinie 2000/60/EG im deutschen Teil des Bearbeitungsgebietes Stettiner Haff. Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und Ministerium für ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Stand 29.03.2005
- Orth RJ, Heck Jr KL, van Montfrans J (1984) Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7: 339-350
- Rasmussen E (1977) The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. In: McRoy, C.P. and Helfferich, C. (eds) *Seagrass ecosystems*. Marcel Dekker, New York, pp 1-51
- Reinke J (1888) Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematischpflanzengeographische Studie. Bericht der Kommission zur Wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel 6: III-XI, 1-101
- Reusch TBH, Chapman ARO, Gröger JP (1994) Blue mussels (*Mytilus edulis*) do not interfere with eelgrass (*Zostera marina*) but fertilize shoot growth through biodeposition. *Marine Ecology Progress Series* 108: 265-282
- Reusch TBH, Bostrom C, Stam WT, Olsen JL (1999) An ancient eelgrass clone in the Baltic. *Marine Ecology Progress Series* 183: 301-304
- Reusch TBH, Ehlers A, Hämmerli A, Worm B (2005) Ecosystem recovery after climatic extremes enhanced by genotypic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102: 2826-2831
- Roberts H M, Orth RT, Moore KA (1984) Growth of *Zostera marina* L. seedlings under laboratory conditions of nutrient enrichment. *Aquatic Botany* 20: 321-328
- Sand-Jensen K, Borum J (1983) Regulation and growth in eelgrass (*Zostera marina* L.) in Danish coastal waters. *Marine Technology Society Journal* 17: 15-21
- Schories D, Selig U, Jegzentis K, Schubert H (2005) Klassifizierung der äußeren Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste nach der Europäischen-Wasserrahmenrichtlinie anhand von Makrophyten - Eine Zwischenbilanz. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 135-150
- Schramm W (1996) Veränderungen von Makroalgen- und Seegrassbeständen. In: Lozán JL, Lampe R, Matthäus W, Rachor E, Rumohr H and Westernhagen Hv (Hrsg.) *Warnsignale aus der Ostsee, wissenschaftliche Fakten*. Parey, Berlin, pp 150-157
- Schubert H (Hrsg.) (2005): Sanierungsstrategien in Küstengewässern. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 14: 150 p
- Schwenke H (1964) Vegetation und Vegetationsbedingungen in der westlichen Ostsee (Kieler Bucht). *Kieler Meeresforschungen* 20: 157-168
- Seibold E, Dill RF, Walger E (1961) Tauchbeobachtungen und petrographische Untersuchungen zur Sedimentumlagerung in der Kieler Außenförde. *Meyniana* 11: 82-96
- SH & MV (2004) Flussgebietseinheit Schlei/Trave Bericht über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft Schleswig-Holstein und Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Stand 22.12.2004
- SRU (2004) Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden, 265 p
- Sterr H (1988) Das Ostseelitoral von Flensburg bis Fehmarnsund: Forschungs- und Entwicklungsdynamik einer Küstenlandschaft. *Habilitationsschrift*, Universität Kiel, 109 p
- Wohlenberg E (1935) Beobachtungen über das Seegrass, *Zostera marina* L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. *Nordelbingen* 11: 1-19

Worm B, Reusch TBH (2000) Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? Marine Ecology Progress Series 200: 158-166

**Autoren:**

Thomas Meyer  
MariLim Gewässeruntersuchung  
Wischhofstraße 1-3, Geb. 11  
24148 Kiel

Email: [tmeyer@marilim.de](mailto:tmeyer@marilim.de)

[www.marilim.de](http://www.marilim.de)

Dr. Stefan Nehring  
AeT umweltplanung  
Bismarckstraße 19  
56068 Koblenz

Email: [nehring@aet-umweltplanung.de](mailto:nehring@aet-umweltplanung.de)

[www.aet-umweltplanung.de](http://www.aet-umweltplanung.de)



Alexandra HOESCH

## **Renaturierung von Flachseen durch gezielte Makrophytenbesiedlung**

### **Renaturation of shallow lakes by planting of macrophytes**

#### **Abstract**

The water quality of shallow lakes and rivers can be improved by restoration with macrophytes. The habitat limitations responsible for the missing or the weedy vegetation can be influenced to a certain extent, so that under water vegetation can be planted, which provides for better water quality. Too strong eutrophication can be opposed only by restoration of the catchment area or a compensatory method that eliminates the nutrient load.

Several renaturation strategies with macrophytes in freshwater have been successfully carried out and are discussed in the following paper. The most important example is an establishment of native aquatic plants for the fish habitat with carp stocking in Lake Weißenstädter See.

**Keywords:** Native aquatic plants, characeae, freshwater, restoration, habitat limitations, Lake Weißenstädter See

## **1 Einleitung**

Makrophyten unterstützen Selbstreinigungsprozesse im Gewässer durch Anreicherung des Wassers mit Sauerstoff. Außerdem filtern sie Schweb- und Nährstoffe aus dem Wasser und tragen dadurch zur Gewässerklärung bei (Schwoerbel & Tillmanns 1968). Sie stabilisieren durch Abdeckung und Beschattung des Gewässergrundes das Substrat (James & Barko 1990) und verringern den Nährstoffaustrag. Durch Wiederansiedlung von Makrophyten können Cyanobakterien und Grünalgen als auch Neophyten (Smart 1995) zurückgedrängt werden.

Heimische Unterwasserpflanzen nehmen in Gewässern eine bedeutende Rolle als Strukturbildner ein. Sie bilden Lebensraum und Nahrungsquelle für Makroinvertebraten, Laichplätze für Fische (Savino & Stein 1982) und sichern das Überleben, denn Fischsterben sind in klaren Gewässern seltener als in trüben.

## **2 Habitatlimitationen und Restaurierungsstrategien**

### **2.1 Habitatlimitationen**

#### **2.1.1 Eutrophierung**

Die Eutrophierung ist einer der Hauptgründe für hohe organischen Sedimentationen, geringe Sichttiefen, Blau- und Grünalgenblüten und Gewässer-Verödungen. Eutrophierungen sind bei vielen Gewässern anthropogen bedingt. Einleitungen von häuslichen Abwässern sind in Deutschland nicht mehr das Hauptproblem, sondern die diffusen Einleitungen aus der Landwirtschaft. Leider ist bei den Landwirten bzgl. ihrer Düngepraxis, außer durch direkte Entschädigungszahlungen, wenig zu machen. Deswegen ist es erfahrungsgemäß selten, dass bei einer Flachseenrenaturierung damit zu rechnen ist, die anfallenden diffusen landwirtschaftlichen Einträge im Einzugsgebiet langfristig reduzieren zu können. Sinnvoll ist es dem Beispiel der Münchner Wasserwerke zu folgen und die Biobauern im Einzugsgebiet zu subventionieren.

Wenn Zahlungen nicht möglich sind, bieten Röhrichtbeckenanlagen - auch Schilfpolder genannt - kostengünstige lokale Lösungen (Feibicke 2006). Das sind eingewallte Röhrichtgebiete, die landwirtschaftliche Ausschwemmungen auffangen und - ähnlich Retentionsbecken für Hochwasser - belastetes Wasser aufnehmen und speichern. Hier können sich Schwebstoffe absetzen und gelöste Nährstoffe werden von den Pflanzen aufgenommen. Das vorgeklärte Wasser kann durch einen Überlauf in den See abfließen. Natürlich muss eine solche Anlage durch Mähen und Abtragen der abgelagerten Frachten unterhalten werden.

#### **2.1.2 Substratbearbeitung**

Vor der Einbringung von submerser Vegetation kann es nötig sein, das Substrat zu bearbeiten, damit die Pflanzen gute Aufwuchsbedingungen vorfinden.

Hat das Sediment einen hohen organischen Anteil, so kommt es oft zu Sauerstoffzehrungsprozessen und Rücklösungen von bereits sedimentiertem Phosphaten und damit zu einer ungünstigen internen Düngung.

Bei kleineren ablassbaren Gewässern kann man durch Ausbaggerung der organischen Schichten mineralischen Untergrund freilegen und das Sediment oligotrophieren. Auch das Sommern von ablassbaren Gewässern hat einen oligotrophierenden Einfluss auf das Sediment, da während der wasserfreien Vegetationsperiode Abbauprozesse schneller ablaufen. Ist das Gewässer nicht absenkbar, so müssen Sanierungen im Einzugsgebiet vorgenommen werden.

#### **2.1.3 Unerwünschte Substratbesiedlung**

Eine Abdeckung des Sedimentes mit lichtdichten Planen ist im Falle einer bestehenden, aber unerwünschten Substratbesiedlung zu empfehlen. Eine solche unerwünschte Besiedlung kann z.B. aus der hochwüchsigen Wasserpest, Hornblattmassenbeständen sowie Cyanobakterien und fädigen Grünalgen bestehen.

Ein Beispiel hierfür ist der Steinhöringer Badensee im Kreis Ebersberg. Nach der Planeneinbringung waren die fädigen Grünalgen im Badensee so gut wie ver-

schwunden. Die Planen wurden entfernt und der unbewachsene kiesig, sandige Boden kam zum Vorschein.

Da das Einbringen und die Bergung der Planen sehr arbeitsaufwendig ist, wurden heb- und senkbare, druckstabile Planen entwickelt. Eine Planeneinheit besteht aus einer lichtdichten Folie, die am Rand mit einem aufblasbaren Schlauch verbunden ist. Wird der Schlauch mit Luft befüllt, so breitet sich die Plane aus und schwimmt auf dem Wasser. Man bringt sie auf dem Gewässer dorthin, wo das Substrat abgedeckt werden soll und befüllt den Schlauch dann mit Wasser. Das Schlauch-Planensystem sinkt langsam ab. Die vorhandene Vegetation wird durch den totalen Lichtentzug gleichsam erstickt. Nach frühesten einer Vegetationsperiode wird die Plane gehoben, indem sie mit Luft befüllt wird. Anschließend sollte der brache Gewässerboden mit der Zielvegetation bepflanzt werden, das ist die Unterwasservegetation, die erwünscht ist. Zielarten zeichnen sich durch beschränktes Höhenwachstum, Mehrjährigkeit, schnelle Ausbreitung und unterwasserrasenartige Wuchsform aus. Viele Characeenarten zeigen diese Merkmale und eignen sich deshalb gut für Neubesiedlungen.

#### **2.1.4 Sichttiefe**

Oft sind Verödungsprozesse in Gewässern durch den Fischbesatz bedingt. Zu hohe Bestände von zooplanktonfressenden oder wühlenden Fischarten trüben das Wasser und verhindern, dass das Licht auf den Gewässerboden dringt.

Ist das Gewässer nicht ablassbar, ist eine Totalabfischung mit Zugnetzen vorzunehmen und die vorhandenen Weißfische und Karpfen sollten entfernt werden. Wichtig ist ein Besatz mit Raubfischen, um die verblieben Weißfischpopulation zu kontrollieren.

#### **2.1.5 pH-Wert Schwankungen**

In schwach gepufferten, kalkarmen Gewässern können starke pH-Schwankungen von 5,0 über 9,5 auftreten. Da die Mehrzahl der submersen Arten kalkliebend sind, kann es in solchen Gewässern zu Verödungen kommen.

Durch Einbringung von kalkhaltigen Kies kann der pH-Wert lokal zu einem gewissen Grad abgepuffert werden.

#### **2.1.6 Wasserstandsschwankungen / Wellenschlag**

Viele Speicherseen sind Wasserstandsschwankungen ausgesetzt. Bei natürlichen Gewässern spielen Wellenschlag eine für Unterwasserpflanzen einschränkende Rolle.

Bei Wasserstandsschwankungen ist es notwendig Zielarten zu finden, die semi-terrestrisch wachsen. Im Falle eines starken Wellenschlags sind kleinwüchsige Arten, die die Wellenschlagbelastung aushalten, als Zielarten auszuwählen.

### **2.2 Zur Renaturierung geeignete Pflanzenarten**

Viele Flachseen sind mit mehrfachen Nutzungen belegt, wie zum Beispiel Bade- und Bootsbetrieb, Angelsport Hochwasserrückhaltung etc.

Makrophyten werden in solchen Gewässer von den Nutzern oft als Plage angesehen. Selten behindern sie tatsächlich den Bade- und Segelbetrieb und wickeln sich um Angelhaken.

Teilweise kommt es durch Makrophyten auch zu ökologischen Problemen, wie z.B. das Zuwachsen von Flachseen sowie Fließgewässern oder Zehrungsprozesse im Herbst und Winter durch die absterbenden Sprosse, die Fischsterben verursachen können.

Die so genannte „doing nothing“- Methode (Nichols 2005), die besagt, nach einer Nahrungskettensteuerung keine Pflanzungen vorzunehmen und zu warten, dass sich im Gewässer von selbst die standortgerechte Vegetation ansiedelt, ist nur in seltenen Fällen anzuwenden. Sind Gewässer mit Nutzungen belegt, so sollte immer dafür gesorgt werden, dass sich die Zielarten ansiedeln.

Nach einer Nahrungsnetzsteuerung durch das Landesamt für Wasserwirtschaft mit Hechten im Bachtelweiher bei Kempten kam es zu einer Massenvermehrung von Makrophyten, die die Nutzer des Gewässers stark beeinträchtigte. Die Makrophyten wuchsen bis zur Wasseroberfläche und behinderten Badegäste und Angler.

Wie bereits unter 2.1.3 beschrieben, zeichnen sich Zielarten durch ein beschränktes Höhenwachstum aufweisen, dass für den extremen Flachwasserbereich 60 cm nicht überschreiten sollte. Sie sollten mehrjährig sein und möglichst den Winter überdauern, um ihr Habitat besetzt zu halten. Arten mit substratabdeckenden, rasenartigen Wuchsformen eignen sich besonders als Zielarten. Gute Erfahrungen wurden mit Armelechteralgen, der Nadelbinse und niedrig wüchsigen Laichkräutern gemacht.

### **2.3 Beschaffung des Pflanzmaterials**

Makrophyten sind sehr beschränkt aus Züchtungen zu erwerben. Aus verschiedenen Gründen ist es auch sinnvoller Pflanzenmaterial aus zum Renaturierungsobjekt benachbarten Gewässern zu gewinnen. Erstens ist davon auszugehen, dass sich in benachbarten Gewässern der Wasserchemismus und die Bodenbedingungen ähneln. Zweitens kommt es nicht zu einer Florenverfälschung. Drittens sind Anfahrtswege und Kosten entsprechend geringer. Besteht die Möglichkeit einer Sprossvermehrung in benachbarten Teichanlagen oder Aquarien, so ist diese Technik ratsam, um den Entnahmegewässern möglichst wenig Schaden zuzufügen.

### **2.4 Methoden der Pflanzeneinbringung**

Handelt es sich um ein ablassbares Gewässer, so ist das Arbeiten mit Pflanznetzen die einfachste und billigste Variante.

Ist das Gewässer nicht ablassbar und das Substrat für die Besiedlung geeignet, kann mit Armelechteralgen gearbeitet werden, da diese schwerer sind als Wasser und auf den Gewässergrund absinken. Jedoch sind Armelechteralgen gegenüber Eutrophierung sensibler als viele Blütenpflanzenarten. Wenn es die Gewässerqualität oder das Substrat es nicht zulässt, Armelechteralgen einfach in das Gewässer hineinzuworfen, dann kann mit absinkenden Pflanzmatten (Mählmann 2006)

gearbeitet werden, die vor der Einbringung mit den entsprechenden Arten, Armleuchteralgen oder Blütenpflanzen besetzt oder vorkultiviert wurden.

## 2.5 Pflanzensetzdichte und Größe der zu besiedelnden Fläche

Bei einer Sprosspflanzung sollten 1 – 10 l Sprossmaterial m<sup>-2</sup> gesetzt werden. Bei einer Bepflanzung mit Setzlingen sollten mindestens 5 bis 10 Setzlinge m<sup>-2</sup> gepflanzt werden.

Die Fortpflanzungseinheiten der Unterwasservegetation lassen sich bedingt für Besiedlungszwecke einsetzen. Characeen-Oosporen haben eine geringe Keimungsrate von 1 bis 15 %. *Chara aspera* (Detharding ex Willdenow) keimte nur in Sedimenten mit einer Oosporendichte von mehr als 10.000 pro Quadratmeter (van den Berg 2001).

Bei Blütenpflanzen ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich ein Makrophytenbestand aufgrund von Samen etabliert, gering. Dieser Tatbestand reflektiert sich in der Tatsache, dass vegetative Vermehrung die Hauptverbreitungsstrategie der Unterwasserpflanzen ist. Von der in Massen auftretenden neophytischen *Elodea canadensis* (Richard – Michaux) sind bisher nur weiblich blühende Pflanzen entdeckt worden.

Um ein verödetes Gewässer zu renaturieren, sollte mit einer Initialbesiedlung gearbeitet werden. Die zu besiedelnden Gebiete sind so auszuwählen, dass sich Vermehrungseinheiten der Initialbesiedlung von dort aus gut in das restliche Gewässer verbreiten können (Smart *et al.* 1998). Nach eigenen Erfahrungen sollte die Initialfläche in einem Flachsee zwischen 1 und 10 % der Gewässerfläche umfassen.

## 2.6 Überprüfung der Pflanzungen

Makrophytenbestände können durch verschiedene Methoden erfasst werden, dazu zählen die Tauchkartierung des gesamten pflanzenbestandenen Uferbereichs, die Transsektkartierung, bei der entweder Taucher zum Einsatz kommen oder mit einem Rechen vom Boot aus die Pflanzenbestände untersucht werden. Eine weitere Möglichkeit bietet die Echolotuntersuchung. Durch Abfahren der zu untersuchenden Regionen durch einem mit Echolot ausgestatteten Boot, kann man Pflanzenbestände in Höhe und Dichte gut erkennen. Um die Arten zu identifizieren, muss man Taucher einsetzen oder mit einem Rechen arbeiten. Sehr niedrig wüchsige Arten wie z. B. die Nadelbinse, lassen sich allerdings durch das Echolot nicht erkennen.

## 2.7 Schutz der Makrophyten

Die verschiedenen Nutzungen eines renaturierten Gewässers können ein gutes Anwachsen und Ausbreiten der Vegetation verhindern. Je nach Situation muss geprüft werden, ob Schutzzonen, z.B. für Bootsverkehr, Bade- und Angelbetrieb, eingerichtet werden können. Aber auch Herbivorie kann die Unterwasservegetation stark dezimieren (Doyle *et al.* 1997). Besonders im juvenilen Stadium sind die Makrophyten gegenüber Fraß aber sehr empfindlich. Viele Cypriniden, wie Karpfen, Rotaugen, Rotfedern u.a. fressen auch Pflanzen. Wie die Ergebnisse im Weißenstädter See zeigen, ist nicht generell davon auszugehen, dass Karpfen das Makrophytenwachstum verhindern, sondern es ist eine Frage der Bestandsdichte: Je

mehr Karpfen und Weißfische in einem Gewässer pro Flächeneinheit auftreten, umso geringer das Ausbreitungspotential der Makrophyten.

Im Weißenstädter See erwies sich das Auslegen von Netzen als gute Fraßabwehr gegen die Karpfen. Wie Beobachtungen zeigten, hielten sich die Karpfen nicht über den Netzen auf, da sie bedingt durch die Netzstruktur am Gründeln gehindert wurden. So kommt das Auslegen von Pflanzennetzen einer Vergrämung wühlender Arten gleich.

Aber auch Wasservögel haben einen trübenden Einfluss. Der Fraßdruck, den das Blässhuhn im Winter auf die Makrophyten ausübt, ist gravierender, weil es sich dann von den im Substrat befindlichen Rhizomen, Sprossabschnitten und Knospen ernährt (Perrow *et al.* 1997). Käfigartige oder andersgestaltete Exclosures oder Schutzmaßnahmen können Abhilfe schaffen.

## **2.7 Pflegemaßnahmen**

Ist ein Flachsee aus dem Plankton dominierten in den Makrophyten dominierten Zustand überführt worden, so besteht aber weiterhin die Möglichkeit eines Rückfalls in den unerwünschten trüben Zustand. Deswegen muss das renaturierte Gewässer bezüglich sich verschlechternden Habitatlimitationen beobachtet werden. Z.B. kann eine Sichttiefenverringering, die über mehr als einen Monat anhält, die Bepflanzungsanstrengungen zunichte machen. Deswegen ist eine regelmäßige monatliche Kontrolle der Sichttiefe und eine jährliche Kontrolle der Unterwasservegetation für eine renaturiertes Gewässer notwendig. Schnelles Handeln im Falle einer negativen Veränderung ist notwendig und muss zügig durchgeführt werden. So kann im Falle einer Sichttiefen Verringerung der Wasserspiegel abgesenkt werden, um die Pflanzen in den tieferen Bereichen wieder in die durchlichtete Zone zu bringen oder eine Teil - bzw. Totalabfischung der Weißfische durchgeführt werden.

## **3 Sanierung des Weißenstädter Sees**

Der Weißenstädter See war noch 2003 makrophytenfrei, was eine Totalkartierung der Technischen Universität München dokumentierte. Es traten verschiedene Habitatlimitationen, wie geringe Sichttiefe, starke pH-Wert – Veränderungen, Wasserstandschwankungen und Wellenschlag auf, die das Makrophytenwachstum verhinderten.

Damit die Unterwasserpflanzen im Weißenstädter See bis zu einer erwünschten Tiefe von ca. 1,5 m wachsen können, musste die Wassertransparenz, die 2003 bei 0,67 m lag, auf einem Meter erhöht werden. Wie in Tab.1 aufgeführt, wurde 2005 eine durchschnittliche Sichttiefe von 0,93 m festgestellt.

**Tab. 1** Jahresdurchschnitt ausgewählter Daten des Weißenstädter Sees im Messzeitraum von 2002 bis 2005. Quelle: Landesamt für Wasserwirtschaft, Wielenbach.

<b>Morphometrie</b>	<b>max.Tiefe (m)</b>	<b>Größe in (ha)</b>	<b>Umfang (km)</b>
	4,0	50	4,5
physikal. Daten	pH	Sauerstoff (%)	Sichttiefe (m)
2003	8,6	114,6	0,67
2005	7,6	127,8	0,93
biologische u. chemische Daten	Chlorophyll (µg/l)	Ges-P (µg/l)	Nitrat N (mg/l)
2002	32,9	59,3	1,74
2003	30,6	67,0	1,09
2005	42,8		

Die Fischfauna wurde durch Ablassen des Sees völlig entfernt. Die verbesserte Sicht wurde durch den erhöhten Besatz von Zandern, gleichbleibenden Besatz von Karpfen mit 26 kg ha<sup>-1</sup> und Elimination der Weißfisch- und Kaulbarschbestände erreichen. Die verbreitete Annahme, Karpfenbesatz und Makrophytenbesiedlung seien unvereinbar, ist nicht richtig. Vielmehr verhält sich die Ausbreitungstendenz von Makrophyten umgekehrt proportional zur Dichte des Karpfenaufkommens, d.h. je dichter der Karpfenbesatz, desto unwahrscheinlicher ist der Erfolg einer Makrophytenbesiedlung.

Neben den Adulten wurden 3 Monate alte Zander in den See gesetzt. Damit die Zander zum Ablachen kommen, wurden Zanderablaichhilfen in Form von 1 m hohen Kiefernbüscheln auf dem Gewässergrund befestigt.

Ein erschwerender Umstand bei der Besiedlung des Weißenstädter Sees war, dass aufgrund des geringen Kalkgehaltes des Wassers, starke pH - Schwankungen von 6,5 bis 9,5 auftraten. Die Mehrzahl der submersen Arten besonders der Characeen sind jedoch kalkliebend. Dennoch konnten im Weißenstädter See aus umliegenden Teichen und Seen 14 Arten entnommen werden, die unter den vorherrschenden pH-Schwankungen wachsen können, darunter eine Characeenart, *Nitella flexilis* (Linnaeus).

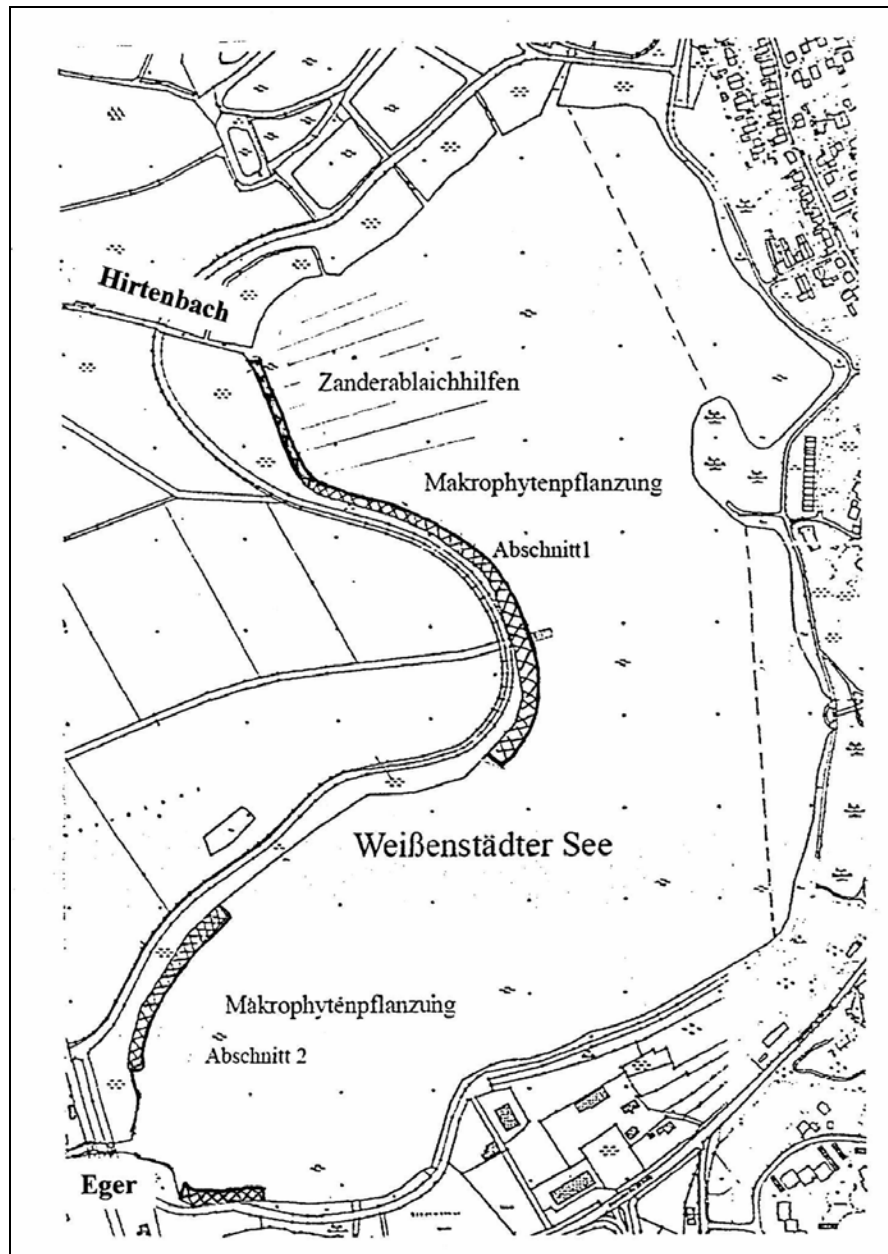
Die Netze, die während des Anstaus entlang der steigenden Wasserlinie ausgelegt wurden, um die Abschwemmung der darunter gesetzten Blütenpflanzenprose zu verhindern, wurden mit Kalksteinen am Boden befestigt, um die pH-Wert-Schwankungen in der Umgebung der Unterwasservegetation abzupuffern.

Der Wasserspiegel des Sees wird im Winter um 40 cm abgesenkt, um etwaige Frühjahrhochwasser abfangen zu können. Zudem tritt im Flachwasserbereich durch die im Fichtelgebirge auftretenden relativ hohen Windgeschwindigkeiten ein kontinuierlich hoher Wellenschlag auf. Deswegen wurde im Flachwasserbereich hauptsächlich *Eleocharis acicularis* (Linnaeus) und *Ranunculus flammula* (Linnaeus) angepflanzt, die sowohl Austrocknung als auch Wellenschlag vertragen.

Im 50 ha großen Weißenstädter See wurden knapp 5000 m<sup>2</sup> mit Makrophyten bepflanzt, was dem unteren Bepflanzungslimit von einem 1 % entspricht. Insgesamt

wurden 700 m Uferlinie von 1,4 m Wassertiefe bis zur Wasseroberflächen besetzt. Die Bepflanzungstiefe sollte die zu erwartende Sichttiefe nur um den Faktor 1,3 überschreiten (Hoesch & Buhle 1996).

Wie in der Abb. 1 dargestellt ist, wurden die Bepflanzungsgebiete um den Egereinlauf im Südwesten und südlich des Zulaufs des Hirtenbach, der im Nordwesten in den See mündet, lokalisiert. Die gepflanzten Arten und Mengen sind in Tab. 2 wiedergegeben.



**Abb. 1** Lage der bepflanzten Uferstreifen und Zanderbleichhilfen im Weissenstädter See

**Tab. 2** Die Arten in Mengenangaben von 100-Liter-Wannen, die im Weißenstädter See gepflanzt wurden. \* Von *Nuphar lutea* wurde nur ein einziges Rhizom gepflanzt.  
 \*\*Die Art *Callitriche spec.* ist nicht als Zielarten für den Weißenstädter See bepflanzt worden, sondern war unter die Bestände von *Nitella flexilis* gemischt.

Abschnitt	1		2	
	0,0 - 0,4 m	0,4 - 1,4 m	0,0 - 0,4 m	0,4 - 1,4 m
Tiefe				
Pflanze mit Wurzel und Sproß	100 l Wannen	100 l Wannen	100 l Wannen	100 l Wannen
<i>Eleocharis acicularis</i> (Linnaeus)	50	5	50	5
<i>Ranunculus flammula</i> (Linnaeus)	10	5	10	5
<i>Polygonum amphibium</i> (Linnaeus)	5		10	
<i>Nuphar lutea</i> (Linnaeus)		0,1*		
<b>Sprossmaterial</b>				
<i>Nitella flexilis</i> (Linnaeus) mit <i>Callitriche spec.</i> **		50		50
<i>Ranunculus trichophyllus</i> (Chaix in Villars)		2		2
<i>Scorpidium scorpioides</i> (HEDWIG)	2	1	2	1
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon)			1	8
<i>Potamogeton berchtoldii</i> (Fieber in Berchtold et Opiz)		3		3
<i>Fontinalis antipyretica</i> (Hedwig)			1	1
<b>Setzlinge</b>				
<i>Potamogeton alpinus</i> (Balbis)		3		3
<i>Potamogeton natans</i> (Linnaeus)		3		3
<i>Potamogeton obtusifolius</i> (Mertens et Koch)		3		3

### 3.1 Ergebnisse der Kartierungsarbeiten 2004 am Weißenstädter Sees

Im Juni 2004, drei Monate nach der Bepflanzungsmaßnahme, wurden durch eine Tauchkartierung der bepflanzten Bereichen Deckungsgrade von über 40 % festgestellt. Wie in Tab. 3 wiedergegeben, konnten außer *Fontinalis antipyretica* (Hedwig), alle gepflanzten Arten in unterschiedlichen Deckungsarten wiedergefunden werden. Teilweise hatten sie sich in den unbepflanzten Bereich unter 1,4 m ausgebreitet.

**Tab. 3** Ergebnisse der Tauchkartierung der bepflanzten Bereiche im Weißenstädter See im Juni 2004 in Deckungsangaben (Londo 1975)

Abschnitt	1			2		
	0,0 - 0,4	0,4 - 1,4	1,4 - 1,9	0,0 - 0,4	0,4 - 1,4	1,4 - 1,9
Tiefe	m	m	m	m	m	m
	%	%	%	%	%	%
1. <i>Eleocharis acicularis</i> (Linnaeus)	< 5	10	0	5	10	0
2. <i>Nitella flexilis</i> (Linnaeus)	0	10	< 5	0	15	< 5
3. <i>Potamogeton alpinus</i> (Balbis)	< 5	< 5	0	0	< 5	0
4. <i>Potamogeton natans</i> (Linnaeus)	0	< 5	0	0	< 5	0
5. <i>Potamogeton obtusifolius</i> (Mertens et Koch)	< 5	< 5	0	0	< 5	0
6. <i>Potamogeton berchtoldii</i> (Fieber in Berchtold et Opiz)	0	< 5	0	< 5	< 5	0
7. <i>Ranunculus flammula</i> (Linnaeus)	< 5	10	0	< 5	10	0
8. <i>Ranunculus trichophyllus</i> (Chaix in Villars)	< 5	< 5	0	0	0	0
9. <i>Elodea nuttallii</i> (Planchon)	< 5	5	0	< 5	5	0
10. <i>Polygonum amphibium</i> (Linnaeus)	5	< 5	0	10	0	0
11. <i>Nuphar lutea</i> (Linnaeus)	0	< 5	0	0	0	0
12. <i>Scirpus lacustris f. fluitans</i> (Linnaeus)	0	< 5	< 5	0	< 5	< 5
13. <i>Callitriche spec.</i>	0	< 5	< 5	0	< 5	< 5
14. <i>Scorpidium scorpioides</i> (Hedwig)	0	< 5	< 5	0	< 5	0
15. <i>Fontinalis antipyretica</i> (Hedwig)	0	0	0	0	0	0

### 3.2 Ergebnisse der Kartierungsarbeiten 2005 am Weißenstädter Sees

Ende September 2005 wurde der gesamte Weißenstädter Sees einer Tauchkartierung unterzogen, die von der Limnologischen Station der Technischen Universität München durchgeführt wurde.

Nach den Ergebnissen kommt *Eleocharis acicularis* häufig vor und bildet im Flachwasser teilweise sehr dichte Rasen. Die Hauptverbreitung der Art liegt bis in etwa 60 cm Wassertiefe, sie kommt jedoch auch bis zu etwa 1,5 m Tiefe vor. *Eleocharis acicularis* hat sich über die unmittelbar angepflanzten Bereiche hinaus in die sich anschließenden Uferregionen ausbreiten können.

Weiterhin häufig treten *Callitriche spec.* und *Elatine spec.* auf. *Callitriche* konnte sich bevorzugt in den Pflanzbereichen und darüber hinaus in weiten Bereichen des flachen Südwestteils des Sees ausbreiten, wo die Art bis zu einem Meter hoch wird.

*Nitella flexilis* kommt nur in den bepflanzten Abschnitten in geringeren Häufigkeiten vor, südlich des Egereinlaufes konnte sich die Art jedoch in Tiefen über 2 m ausbreiten. Die vorhandenen Pflanzen sind meist vital.

*Potamogeton alpinus* konnte sich auch über die bepflanzten Bereiche hinaus ausbreiten und kommt – wenn auch in geringen Mengen – sogar am östlichen Ufer des Sees vor. *Potamogeton obtusifolius* wurde ebenfalls nur in vergleichsweise geringen Häufigkeiten gefunden, die Art konnte sich aber auch am Ostufer etablieren. Neben *P. obtusifolius* kommt noch eine zweite schmalblättrige Potamogetonart vor, *Potamogeton berchtoldii*.

*Potamogeton natans* und *Polygonum amphibium* wurden nicht gefunden. Das Wassermoos *Fontinalis antipyretica* konnte nur in geringen Mengen im See gefunden werden, ein anderes Wassermoos - wahrscheinlich *Scorpidium scorpidioides* – konnte nur in einem einzigen Exemplar erfasst werden. Zusätzlich zu der gepflanzten Art *Elodea nuttallii* trat *Elodea canadensis* in nahezu jedem Abschnitt auf.

*Ranunculus* spec. wurde in der flachen Bucht im Bereich des Egereinlaufes im Südwesten des Sees gefunden. Da nur vegetative Sprossabschnitte gefunden wurden, ist es fraglich, ob es sich hierbei tatsächlich um die gepflanzte Art *Ranunculus trichophyllus* handelt oder um eine andere *Ranunculus*-Art, z.B. *R. peltatus* oder *R. aquatilis*, die gelegentlich Formen ohne Schwimmblätter ausbilden und im vegetativen Zustand nicht voneinander zu unterscheiden sind.

*Nuphar lutea*, eine Art die nur in Form eines einzigen Rhizoms gepflanzt wurde, kam in einem einzigen Exemplar, das ausschließlich Unterwasserblätter aufwies, vor.

Ungewöhnlich aussehende Blattrosetten traten in den bepflanzten Gebieten auf, die als *Sagittaria* spec. bezeichnet wurden, deren Bestimmung als etwas unsicher bezeichnet werden muss.

Nicht gefunden wurde *Ranunculus flammula*, eine Art, die im Flachwasserbereich bei der Kartierung 2004 noch mit Häufigkeiten um 10 % auftraten.

„Das trotz der geringen Sichttiefen im Weißenstädter See gute Anwachsen der gepflanzten Makrophyten kann als durchschlagender Erfolg der Maßnahme bezeichnet werden. Nach diesem Erfolg wäre ein weiteres regelmäßiges Monitoring der Makrophytenentwicklung dringend anzuraten. Von Interesse wäre es festzustellen, welche Makrophyten sich dauerhaft im Gewässer ansiedeln können und ob sich im Schutz der gepflanzten Arten weitere Taxa selbstständig ansiedeln. Von den Ergebnissen im Weißenstädter See könnten sich dann grundsätzliche Handlungsempfehlungen für Makrophyten-Anpflanzungen in Flachseen ableiten lassen.“ (Melzer *et al.* 2005)

## Danksagung

Ich danke dem Landesamt für Wasserwirtschaft, dem Fischereiverband Oberfranken und der Gemeinde Steinhöring für die Auftragserteilungen.

## Literatur

- Nichols S (2005) Restoration and Management of Lakes and Reservoirs, Third Edition: Chapter 12.
- Doyle RD, Smart RM, Guest C Bickell K (1997) Establishment of native aquatic plants for fish habitat: Test plantings in two north Texas reservoir, Lake and Reserv. Manage. 13: 259-269
- Feibicke M (2006) Was können künstliche Feuchtgebiete zum Rückhalt von Nährstofffrachten aus diffusen Einträge leisten? Rostocker Meeresbiologische Beiträge. 15: 61-73
- Hoesch A, Buhle M (1996) Ergebnisse der Makrophytenkartierung Brandenburgischer Gewässer und Vergleich zum Trophiestufensystem der TGL. Beiträge zur angewandten Gewässerökologie Norddeutschlands, 2, 84-101..
- Londo G (1975) Dezimalskala für die vegetationskundliche Aufnahme von Dauerquadraten. In Schmidt W: Sukzessionsforschung. Vaduz: 613-617
- James WF & Barko JW (1995) Effects of submerged macrophytes on sediment resuspension in Marsh Lake, Minnesota. In Proceedings, 29<sup>th</sup> annual meeting, Aquatic Plant Control Research Program. Miscellaneous Paper A-95-3, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.:168-175
- Mählmann J (2006) Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems. Rostocker Meeresbiologische Beiträge. 15:135-147
- Melzer A, Schneider S, Löschenbrand F, Leidholdt J, Rennebarth T, Tscherne V, Berchtenbreiter S, Hirn S (2005) Makrophytenkartierung im Rahmen des Forschungsvorhabens „Biomaniplulation“, Schlussbericht an das Bayer. Landesamt für Umwelt, unveröff. Ausg. : 8-10
- Perrow MR, Schutten JH, Howes JR, Holzer T, Madgwick FJ, Jowitt AJD (1997) Interaction between coot (*Fulica atra*) and submerged macrophytes : the role of birds in the restoration process. Hydrobiologia 342/343: 241-255
- Savino JF, Stein RA (1982) Predator- prey interactions between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submerged vegetation. Trans. Amer. Fish. Soc. 111: 225-266
- Schwoerbel J, Tillmanns GC (1968) Untersuchungen über die Nährstoffaufnahme submerser Phanerogamen in Fließgewässern. Limnol. Ber. D. X. Jubiläumstagung Donauforschung, Sofia: ohne Seitenangabe.
- Smart RM, Dick GO, Doyle ZD (1998) Techniques for establishing native aquatic plants. J. Aquat. Plant Manage. 36: 44-49
- Smart RM (1995) Preemption: An important determination of competitive success. In Proceedings, 29<sup>th</sup> annual meeting, Aquatic Plant Control: ohne Seitenangabe.
- Van den Berg M, Coops H, Simonis J (2001) Propagule bank buildup of *Chara aspera* and its significance for colonisation of a shallow lake. Hydrobiologia 462: 9-17

## Autorin:

Alexandra Hoesch  
83253 Rimsting  
Essbaum 2

Email: xhoesch@aol.com

Jens MÄHLMANN, Rolf ARNOLD, Lutz HERRMANN, Harald MORSCHEID & Frank MATTUKAT

## **Künstliche Wiederbesiedlung von submersen Makrophyten in Standgewässern mit Hilfe eines textilen Vegetationstragsystems**

**Artificial recolonization of submerged macrophytes in lotic systems by means of a textile vegetation carrier system**

### **Abstract**

Despite of measures for lake restoration ponds or shallow lakes often remain in a turbid, phytoplankton-dominated state free of submerged macrophytes. In such waters the potential usage is widely limited. Due to internal stabilizing mechanisms in a short range of the trophic state both turbid water (caused by algae and suspended matter) and clear water state with dominating submerged macrophytes is possible. One of the important stabilizing mechanisms is the high turbidity of algae blooms, which prevents a development of submerged macrophytes by causing bad light conditions at the bottom of the lakes. Often there are no (more) viable propagation units of submersed macrophytes available. In such a situation the planting of initial areas may accelerate the growth of macrophytes or allow the growth of them by increased transparency of the water (due to shading, increased sedimentation rates) in the neighborhood of well developed crop. Cultivated plants grown in optimal environmental conditions should be more competitive than young sprouts grown in turbid water. Finally the stock control of submerged macrophytes in conflicts of use due to high growing macrophytes is in the focus. The aim of the project presented here was to develop a degradable artificial textile carrier which allows the transfer and planting of initial areas with precultivated submerged macrophytes and the stabilization of suspending sediments. The usability of such a technical vegetation system was tested as well as investigations of the biodegradation in aquatic systems of selected materials were performed.

**keywords:** shallow lakes, restoration, characea, textile plant bedding system, , biodegradable materials, reestablishment of submerged macrophytes

## **1 Einleitung**

In den letzten Jahren wurden eine Vielzahl an externen und internen Maßnahmen zur Sanierung und Restaurierung auch von flachen Seen und Teichen durchgeführt. Trotzdem bleiben diese nach einer Phase der Eutrophierung trotz inzwischen oft wieder moderater Nährstoffbelastung häufig trüb und/oder weisen eine starke Produktion planktischer Algenbiomasse auf. Der Grund für das Verharren in einem algentrüben Zustand sind seeinterne Stabilisierungsmechanismen, die dazu

führen, dass innerhalb eines bestimmten Trophiebereiches sowohl ein algenüber als auch ein makrophytendominierter klarer Zustand auftreten kann (Scheffer 1998).

Ursachen für den hohen Trübstoffanteil (anorganische und organische suspendierte Partikel) sind häufig neben einer starken Algenproduktion durch hohe Nährstoffkonzentration fehlende Bestände submerser Makrophyten. Diese stabilisieren das Gewässersediment mechanisch, führen zu einer erhöhten Sedimentation der suspendierten Partikel, legen Nährstoffe in ihrer Biomasse fest, erhöhen die innere Oberfläche eines Gewässers, erhöhen die Habitatsdiversität des Gewässers, bieten Laichmöglichkeiten und Rückzugsgebiete für Jungfische und sind Refugium für große Planktonorganismen (v.a. Wasserflöhe), die durch ihre Filtration das Wasser zusätzlich reinigen (Jeppesen *et al.* 1998).

Auf Grund der geringen mittleren Tiefe der algenüberen Gewässer (häufig < 2 m) und ihrer oftmals windexponierten Lage wird der mechanisch instabile schlammige Grund aufgewühlt und das Wasser dadurch getrübt. Im Sediment festgelegte Nährstoffe werden dabei freigesetzt und so die Produktion von Algen verstärkt. Damit sinkt die Eindringtiefe des Lichtes, so dass sich die vom Lichteinfall bis zum Grund abhängigen submersen Makrophyten nicht entwickeln können. Es entsteht ein Kreislauf: Die durch fehlende Makrophytenbestände bedingte Trübung des Wasserkörpers führt zu einer geringen Eindringtiefe des Lichtes, wodurch eine Etablierung von Makrophytenbeständen verhindert wird.

Externen Maßnahmen, die im Wesentlichen auf eine Reduktion der Nährstoffzufuhr (Phosphat) ins Gewässer abzielen, zeigen auf Grund der hohen Phosphor-Speicherkapazität von Sedimenten bei Flachseen häufig keine oder nur über einen sehr langen Zeitraum (> 9 Jahre) sichtbare Effekte (Chorus 1996; Petterson 1998)

Unter den internen Maßnahmen wird die Erhöhung der Klarheit des Wassers durch eine erhöhte Bestandsdichte der Unterwasserpflanzen explizit bei van Donk & Otte (1996) sowie Uhlmann & Horn (2001) genannt. Eine Besiedelung mit submersen Makrophyten wird weiterhin als Grundvoraussetzung für einen langfristigen Erfolg von Sanierungsmaßnahmen angesehen (Hilt *et al.* in prep.). In langjährig algen-dominierten Gewässern sind oft keine Vermehrungseinheiten von Makrophyten mehr vorhanden. Die Setzung einer Initialpflanzung kann in vielen Fällen das Wachstum weiterer Makrophyten ermöglichen, da bereits entwickelte Bestände die Sichttiefe im Umfeld erhöhen (Beschattung, Sedimentationserhöhung) und konkurrenzfähiger gegen Algen sind als völlig neu anwachsende Pflanzen. Andererseits treten bei Wiederbesiedelungen oft Massenentwicklungen von hochwüchsigen Makrophyten auf, die zu erheblichen Konflikten mit den Nutzern der Gewässer führen (Hilt *et al.* in prep.).

Auf der Grundlage eines verrottbaren (ca. 5 Jahre) textilen Vegetationstragsystems soll eine Möglichkeit geschaffen werden, diesen Kreislauf durch den gezielten Einsatz von Initialbeständen mit (z.T. vorkultivierten) fixierten submersen Makrophyten zu durchbrechen. In einem weiteren Schritt wurde versucht, mit Hilfe vorkultivierter Matten eine gezielte Veränderung eines vorhandenen hochwüchsigen Makrophytenbestandes in einem Gewässer herbeizuführen. Der textile Vegetationsträger übernimmt dabei die Funktion des Kultur- und Transportträgers. Es wird eine Verrottbarkeit innerhalb von 5 Jahren angestrebt.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Textiler Vegetationsträger

Als verrottbarer Vegetationsträger wurde ein grobes Kettengewirke mit Holzwolle-Seil (Fichte, Durchmesser ca. 20 mm) als Schussmaterial eingesetzt. Für das Grundfadensystem wurde Papierfaden (2 mm,  $3.111 \text{ tex} = \text{g km}^{-1}$ ), verstärkt durch Hanfgarn ( $\text{Nm } 0,45 = \text{m g}^{-1}$ ) verwendet. Der Vegetationsträger wurde in 2 Varianten hergestellt: als gitterartige Variante mit Rechteckmaschen von etwa  $20 \times 50 \text{ mm}$  (aussetzender Umkehrschuss; Raport 1/0/0), die eine Belüftung des Bodens zulässt mit 38 Schuss/m und einer Flächenmasse von  $3.300 \text{ g m}^{-2}$  und als lichtdichte Matte (zur Bestandssteuerung) mit 55 Schuss/m (Vollschuss) und einer Flächenmasse von  $4.500 \text{ g m}^{-2}$  (Abb. 1). Die Aufmachung war  $5 \times 1 \text{ m} \times 1 \text{ m}$  (gitterartig) bzw.  $2 \times 1 \text{ m} \times 3 \text{ m}$  (lichtdicht). Die Wirkversuche fanden auf einer Rechts-Rechts Kettenwirkmaschine (GWM1200, Fa. Müller, Frick/CH) mit extrem groben Nadeln statt.



**Abb. 1** Probemuster der textilen Vegetationsträger aus Holzwolle (maschenbildendes Grundfadensystem Papier- und Hanffaden). Links die gitterartige, rechts die lichtdichte Variante.

### 2.2 Untersuchungsgebiete

Als Experimentalgewässer wurden der Untere Inselsee und der Bachtelweiher bei Kempten und ein Vorstreckteich auf dem Gelände des Bayerischen Landesamts für Umwelt (LUF) in Wielenbach ausgewählt. Für eine pelagische Exposition von Proben für Beständigkeitsuntersuchungen wurde eine eutrophe Kiesgrube bei Dresden ausgewählt.

Der „Untere Inselfee“ ist ein kalkreicher eutropher Voralpensee (mittlerer Gesamt-Phosphat-Gehalt:  $60 \mu\text{g l}^{-1}$ ) mit zum Teil ausgedehnten Beständen submerser Makrophyten (vorwiegend *Potamogeton*-Arten). Der See ist auf Grund einer sommerlichen Schichtung kein Flachsee (Fläche: 16 ha; maximale Tiefe: 8 m), weist jedoch z.T. ausgedehnte Flachzonen auf. An einigen Stellen fehlt jedoch trotz Sichttiefen von bis zu 4 m jegliche Vegetation. Homogenisierte Sedimentproben aus dem Gewässer wurden in Substratkästen ( $50 \times 50 \text{ cm}^2$ ) mit und ohne textilen Vegetationsträger gefüllt. Die Füllhöhe betrug 4 cm. Die Substratkästen wurden anschließend mit aus dem z.T. angrenzenden Gewässersystem entnommenen *Potamogeton perfoliatus* L. (46 Pflanzen  $\text{m}^{-2}$ ), *P. lucens* L. (36 Pflanzen  $\text{m}^{-2}$ ), und einer Mischung aus *Chara contraria* A. BR. und *C. fragilis* Desv. in Lois. (108 Pflanzen  $\text{m}^{-2}$ ) bepflanzt. Die beschwerten Substratkästen wurden durch Taucher in 1,5 bis 2 m Tiefe an einem makrophytenfreien Standort im See im Juli 2004 exponiert.

In einem zweiten Versuchsansatz wurde ein weiteres makrophytenfreies Areal (Westufer) in 2 bis 2,5 m Tiefe unter Wasser mit Pflanzen direkt bepflanzt. Die Pflanzdichte und Pflanzenauswahl entsprach dem Versuchsansatz in den Substratkästen.

Beim „Bachtelweiher“ handelt es sich um ein Gewässer im Stadtgebiet Kempten mit einer mittleren Tiefe von 2,5 m, das nach einer erfolgreichen Bio-manipulation mit langanhaltender Klarwasserphase (bei weiterhin eutrophen Bedingungen) mit einer starken Makrophytenentwicklung dominiert von hochwachsenden Laichkräutern reagierte. Der Deckungsgrad mit submersen Makrophyten im gesamten Weiher betrug zu Versuchsbeginn ca. 20%, wobei etwa 10-15% der Pflanzen bis an Wasseroberfläche reichten. Die Sichttiefe war im Untersuchungs-jahr etwas geringer als im vorangegangenen Jahr. In Flachwasserbereichen wurden Grünalgen, ab 1,5-2 m benthische Cyanobakterien beobachtet. Durch seine Nutzung als Bade- und Angelgewässer bestand hier die Forderung nach einer Steuerung des Makrophytenbestands. Hier standen die Fragestellungen zur logistischen Machbarkeit und der Handhabung größerer Flächen (zwei Vegetationsträger-Module je  $30 \text{ m}^2$ ) sowie die Steuerungsmöglichkeit des Pflanzenbestands von höherwüchsigen *Potamogeton*-Arten zu niederwüchsigen *Chara*-Beständen im Vordergrund der Untersuchungen. Die Entnahme der Pflanzen (*Chara contraria* und *C. fragilis*) erfolgte im Mai 2004 aus Teichen auf dem Gelände des LFU in Wielenbach mittels Rechen. Die Bepflanzung der Mattenfelder ( $5 \times 1 \text{ m}^2$  bzw.  $2 \times 3 \text{ m}^2$ ) erfolgte immer "sortenrein", auf den Mattenbahnen wechseln sich prinzipiell *C. contraria* und *C. fragilis* ab. Die Pflanzdichte betrug zwischen 4 bis  $40 \text{ l m}^{-2}$ . Die bepflanzten Matten wurden im Vorstreckteich des LFU bis zur Überführung in den Bachtelweiher am Folgetag zwischengehältet oder als Parallelansatz beobachtet. Zur Überführung ins Zielgewässer wurden die Matten zusammengerollt und abgedeckt auf Pritschewagen über ca. 2 h transportiert. Die Matten wurden im knietiefen Wasser entrollt und mit Netznadel und Sisal-Garn zu zwei etwa  $30 \text{ m}^2$  großen Modulen zusammengeheftet.

Im Vorstreckteich des LFU in Wielenbach, wurde die Pflanzenentwicklung auf 12 lichtdichten und 10 gitterartigen Vegetationsträgern parallel mit den für den Bachtelweiher ausgebrachten bepflanzten (*Chara contraria*) Einheiten beobachtet. In dem Vorstreckteich waren vor einer Winterung im vorangegangenen Jahr

Charabestände nachgewiesen worden, während zum Versuchsbeginn der ca. 80 cm tiefe, klare Teich von *Potamogeton pusillus* L., *P. lucens* und *P. pectinatus* L. sowie *Polygonum amphibium* L. dominiert wurde. Kontinuierlich wurde über Temperatur-Datenlogger (Tinytag, Fa. Geminiloggers/UK) die Wassertemperatur aufgezeichnet sowie in unregelmäßigen Abständen während des Versuchszeitraums die Gewässerparameter Ammonium-Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N), Nitrat-Stickstoff (NO<sub>3</sub>-N), gelöster reaktiver Phosphat-Phosphor (PO<sub>4</sub>-P), Gesamt Phosphor, nach DIN 38405 und DIN 38406 analysiert sowie pH-Wert und Leitfähigkeit mittels einer Kombisonde (Hydrolab H-20, Fa. eco-Tech Umweltmeßsysteme GmbH) erfasst.

### **2.3 Beständigkeitsuntersuchungen**

Die Beständigkeit ausgewählter Werkstoffe unter aquatischen Bedingungen wurden im unteren Insensee und im Vorstreckteich des LFU in Wielenbach durchgeführt. Für die Beständigkeitsuntersuchungen wurden Streifen (Breite 50 mm, Länge 360 mm) aus Baumwollgewebe (112 g m<sup>-2</sup>), einer biologisch abbaubaren Folie auf Maisstärkebasis mit synthetischen Stabilisatoren (Mater-Bi, 33 g m<sup>-2</sup>, Novamont GmbH/I), aliphatisch-aromatische Copolyester-Vliesstoff (PTAT-Vlies, Eastar Bio(R) GP; 120g m<sup>-2</sup>, Eastman Chemical B.V./USA), sowie Abschnitte von Papierfaden (Durchmesser 2 mm, 3.111 tex, extra Nassfest; Fa. Ecofil, Fernitz/A) und Sisal (2.263 tex) in Taschen aus Putzgittergewebe (Maschenweite 10 mm) bodennah exponiert. Als Kriterien zur Beurteilung der (biologischen) Beständigkeit wurden die visuelle Beurteilung sowie die Änderung der Reißkraft nach DIN EN 29073-3 und DIN EN ISO 2062 (unter Normklima 20°C, 65%relative Luftfeuchtigkeit, sowie als Nasszugversuch nach 24 h Lagerung in Leitungswasser) herangezogen.

## **3 Ergebnisse**

### **3.1 Insensee**

Die Konstruktion des Holzwolle-Trägersubstrats erwies sich für die Bepflanzung mit submersen Makrophyten als zweckmäßig und gut handhabbar. Das Ausbringen der Substratkästen sowie der trägergebundenen submersen Makrophyten war im Gegensatz zu einer Direktbepflanzung durch Taucher gut durchführbar. Eine in situ-Bepflanzung (ohne Träger direkt ins Sediment) erwies sich auf Grund der geringen Bewurzelung der eingesetzten Pflanzen und der Konsistenz der Substrate als schwierig. Vielfach lösten sich schon unmittelbar nach der in situ-Bepflanzung einige Pflanzen vom Untergrund. Als ebenfalls problematisch erwies sich das Ausbringen der Substratkästen ohne Vegetationsträger mit direkt eingesteckten Pflanzen. Die Pflanzen lösten sich aus dem lockeren Substrat. Nach 4 Monaten zeigte sich ein Überwuchern der frisch eingesetzten Pflanzen(-Matten) mit fädigen Algen. Die Pflanzen selbst erschienen jedoch noch vital. Nach einem Jahr ließen sich weder in den Substratkästen ohne Vegetationsträger noch in den mit Vegetationsträgern bedeckten Substratkästen Pflanzen nachweisen. Jedoch zeigte sich, dass die mit Vegetationsträgern bedeckten Substratkästen noch mit Sediment befüllt waren, während die Substratkästen ohne Vegetationsträger völlig leer waren.

### 3.2 Bachtelweiher

Die für den Großversuch im Bachtelweiher durchgeführte Bepflanzung von jeweils 30 m<sup>2</sup> gitterartiger lichtdichter Pflanzenträgermatte mit *Chara fragilis* und *C. contraria* lies sich mit 6 Personen innerhalb von 2 Tagen gut durchführen. Dabei muss mit einem Aufwand ca. 15 min pro Matte gerechnet werden. Zwischengehälterte gitterartige Matten waren nach kurzer Abtropfdauer "tragbar" (2 Personen); die lichtdichten waren selbst nach längerer Abtropfdauer nur mit Mühe mit 4 Personen tragbar (geschätzte Masse ca. 100 kg). Das Einschwimmen der im knietiefen Wasser zusammengefügtten Mattenmodule sowie die Lagefixierung an den Steckstangen und das Versenken mittels einiger faustgroßer Steine erwies sich als unproblematisch. Hierbei zeigte sich die lichtdichte Variante auf Grund ihrer höheren Querstabilität als einfacher handhabbar. Die eingesetzten Characeen wuchsen auf den Matten an, wurden jedoch wie auch die Matten und das umgebende Sediment von fädigen Algen überwuchert. Characeen wurden anschließend noch sehr vereinzelt entdeckt (Deckungsgrad ca. < 5 %). Bei einer Kontrolle Mitte September konnten jedoch keine Characeen in den Versuchsarealen nachgewiesen werden. Im Gegensatz zum vorangehenden Jahr entwickelten sich bis zum Herbst im Versuchsjahr im gesamten Seeabschnitt, in dem das Versuchsareal lag, nur vereinzelt submerse Makrophyten zugunsten des bereits geschilderten Bewuchses mit fädigen Algen.

Bei einem Umlagerungsversuch im Juli 2005 konnte beobachtet werden, dass die offenporige Struktur der Matten einen Gastransport aus dem Sediment in das Wasser durch die Matten zulässt. Jedoch war unter den lichtdichten Matten eine Faulschlamm- und H<sub>2</sub>S-Bildung beobachtbar. Für eine Bergung der Matten bereits nach drei Monaten Expositionsdauer reichte die Nassfestigkeit des eingesetzten maschenbildenden Grundfadensystems (Papier- und Hanffaden) nicht mehr aus. Bei den eingesetzten Holzwollefäden konnte keine Veränderung festgestellt werden.

### 3.3 Wielenbach

Bei den Matten, die parallel mit den für den Bachtelweiher vorgesehenen Matten bepflanzt wurden und im Vorstreckteich des LFU, Wielenbach beobachtet wurden, zeigte sich nach anfänglich deutlichem Rückgang, bereits nach 2 Monaten ein guter bis sehr guter Anwuchserfolg der Characeen auf den Matten. Die lichtdichten Matten ermöglichten den Characeen einen Konkurrenzvorteil gegenüber im Teich wachsenden Potamogeton-Arten. Insbesondere an den Mattenrändern zeigte sich eine scharfe Abgrenzung der niederwüchsigen gut entwickelten Characeen von höherwüchsigen Potamogeton-Arten. Weiterhin konnte ein Ausbreiten der Characeen auf den Matten beobachtet werden. Ein Überwuchern mit fädigen Algen wurde im gesamten Versuchszeitraum nicht beobachtet. Ende Juni entsprach die Gesamtdeckung der Makrophyten und deren Artenverteilung auf den gitterartigen Matten weitgehend der Vegetation außerhalb der Matten. Die Characeen wurden von den durch die Matten wachsenden Blütenpflanzen überwachsen. Auf den lichtdichten Matten waren die Characeen größtenteils abgestorben. Die Characeen, die angewachsen waren, blühten größtenteils und waren niederwüchsig; sie erreichten eine Höhe von nur 5 -10 cm. Die lichtdichten Matten unterdrückten die vorherrschende Vegetation zu fast 100 %.

1. Bonitur im Juni: Alle Matten wurden nach Aufnahme der ersten Bonitur im Juni von höherwüchsigen Blütenpflanzen befreit. Die Ergebnisse der Untersuchung für Juni und September 2004 sind in Tabelle 1 zusammenfassend dargestellt.

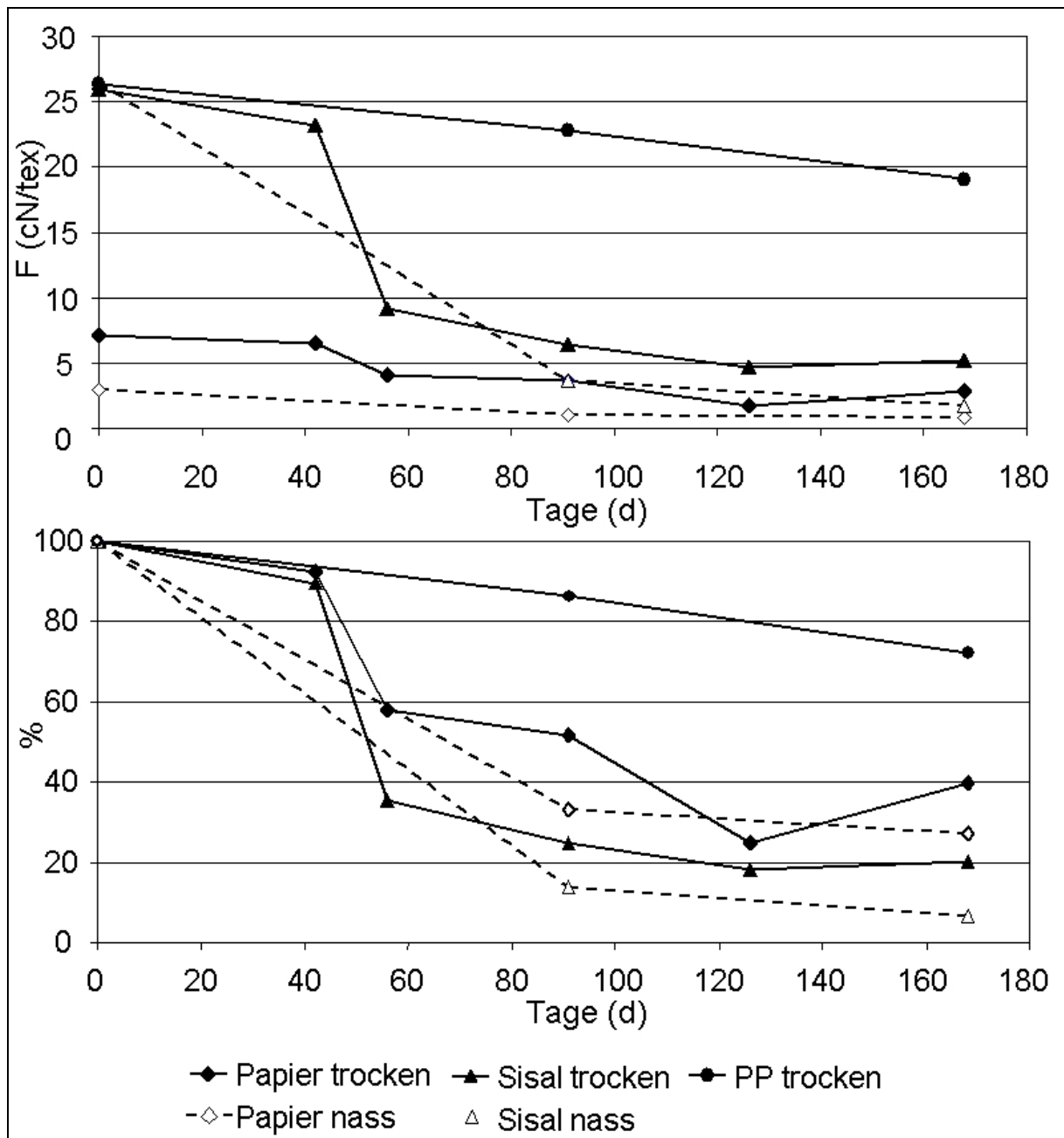
**Tab. 1** Boniturergebnisse zweier Varianten (gitterartige und lichtdichte) von textilen Vegetationstragsystemen auf Holzwollebasis im Vorstreckteich des Landesamts für Umwelt, Wielenbach (G = gitterartige, D = dichte, V = vereinzelt).

Deckungsgrad in %	Mai		Juni		September	
	G	D	G	D	G	D
<i>Chara fragilis</i> Desv. in Lois.	10-15	10-15	1	1-5	50	60-80
<i>Chara contraria</i> A. Br.	10-15	10-15	5	10-15	50	0
<i>Potamogeton pusillus</i> L.	0	0	10	0		
<i>Potamogeton lucens</i> L.	0	0	20	<1		0
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	0	0	50	<1		0
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	V	V	2	1	V	5-20

Mitte September konnte trotz einer Überschwemmung des Versuchsteiches ein gutes Wachstum der Pflanzen auf den Matten beobachtet werden. Auf den gitterartigen Matten betrug der Deckungsgrad mit Characeen etwa 50 % (große vitale blühende Büschel), der übrige Anteil wurde von *Potamogeton* spp. gestellt. Auf den lichtdichten Matten betrug der Deckungsgrad mit Characeen 60-80 % und 5-20 % *Elodea* (mit Characeen eingebracht). Hier wurden keine *Potamogeton*-Arten beobachtet. Auf den lichtdichten Matten war eindeutig erkennbar, dass die eingesetzten Characeen angewachsen waren. Die Ausbreitung erfolgte z.T. exakt bis zum Rand der Matten, während neben den Matten *Potamogeton*-Arten dominierten.

### 3.4 Beständigkeit ausgewählter Werkstoffe unter aquatischen Bedingungen

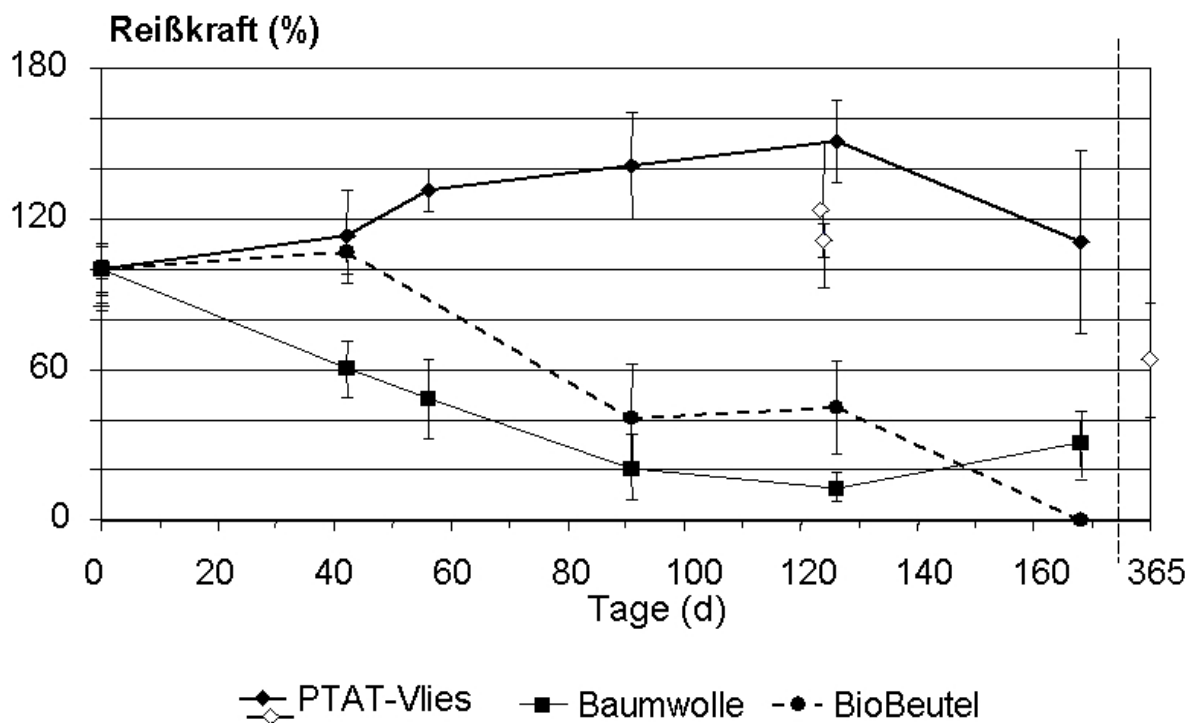
Nach einer anfänglich fünffachen feinheitsbezogenen Reißfestigkeit des Sisalfadens mit  $26 \text{ cN tex}^{-1}$  im Vergleich zum Papierfaden mit  $7 \text{ cN tex}^{-1}$  wurde bereits nach 56 Tagen Exposition ein hoher Reißkraftverlust auf unter 60 % der Ausgangsreißkraft beobachtet. Im weiteren Versuchsverlauf nahm die Reißfestigkeit beider Fäden schnell auf Festigkeiten von unter  $5 \text{ cN tex}^{-1}$  ab. Nach 168 Tagen Exposition war kaum mehr ein Unterschied feststellbar. Nach 391 Tagen konnten in der Kiesgrube bei Dresden pelagisch exponierten Papierfäden nach nicht mehr wiedergefunden werden. Der in Wielenbach parallel exponierte Polypropylenfaden wies nach 168 Tagen noch immer eine Reißfestigkeit von  $19 \text{ cN tex}^{-1}$  auf, was einer Abnahme der Reißfestigkeit auf 72 % der Ausgangsfestigkeit  $26 \text{ cN tex}^{-1}$  entsprach (Abb. 2).



**Abb. 2** Abnahme der Feinheitsbezogene Höchstzugkraft bei bodennaher Exposition von Papier-, Sisal und Polypropylen(PP)-Fäden in einem Oberflächengewässer

Nach 120 Tagen Expositionsdauer wurde bei dem eingesetzten PTAT-Vliesstoff eine Zunahme der Reißkraft bis auf 150 % festgestellt. Nach 168 Tagen wurde immer noch eine auf die Ausgangsreißkraft bezogene unveränderte Festigkeit ermittelt. Zum Vergleich in einer Kiesgrube bei Dresden pelagisch exponierte Vliesstoffstreifen bestätigten den geringen Festigkeitsverlust. Bodennah exponierte Proben aus dem Unteren Inselfsee wiesen nach 365 Tagen Expositionsdauer immer noch eine Restfestigkeit von über 60 % auf, während die in der Kiesgrube bei Dresden pelagisch exponierten Proben nach 391 Tagen nicht mehr wieder gefunden

wurden. Wie auch bei den fädigen Materialien zeigte sich bei den Steifen aus Baumwollgewebe nach etwa 46 Tagen ein erheblicher Festigkeitsverlust bis auf 50 % Restfestigkeit. Nach 91 Tagen wies die biologisch abbaubare Folie eine Restfestigkeit von 40 % gegenüber dem Baumwollgewebe mit 20 % auf. Nach 168 Tagen lagen von der biologisch abbaubaren Folie nur noch Fragmente vor, während bei dem Baumwollgewebe eine leichte Zunahme auf 30 % Restfestigkeit beobachtbar war (Abb. 3). Die Wassertemperatur im Vorstreckteich lag während der Versuchsdurchführung zwischen 8 und 26°C mit einem Mittelwert von 18,3°C (Standardabweichung: 3,96°C). Die Nährstoffsituation stellte sich im Versuchszeitraum wie folgt dar (Angaben als Minimum, Median, Maximum) NO<sub>3</sub>-N <0,05-(0,12)-0,14 mg l<sup>-1</sup>; NH<sub>4</sub>-N <25-(<25)-30 µg l<sup>-1</sup>; gelöster reaktiver Phosphor unter der Nachweisgrenze von 5 µg l<sup>-1</sup>; Gesamtphosphor (filtriert) <5-(<5)-7 µg l<sup>-1</sup>; (unfiltriert) <5-(5)-8 µg l<sup>-1</sup>; pH 8,9-(9,9)-10,2; Leitfähigkeit 188-(238,5)-265 µS cm<sup>-1</sup>; Sauerstoff 11,1-(11,85)-15 mg l<sup>-1</sup> bei einer Sättigung von 120-(127,5)-190 %.



**Abb. 3** Veränderung der Reißfestigkeit (bezogen auf die Ausgangsreißkraft) bei Streifen von PTAT-Vlies, Baumwollgewebe und einer biologisch abbaubaren Folie „BioBeutel“ im Vorstreckteich Wielenbach (Mittelwerte und Standardabweichung). Zum Vergleich sind für den PTAT-Vliesstoff zusätzlich (leere Symbole) Daten aus dem Unteren Inselfsee (365 Tage) und pelagisch exponierten Proben aus einer Kiesgrube bei Dresden (120 Tage) dargestellt.

## 4 Diskussion

Ein verstärktes Auftreten von fädigen Algen und Cyanobakterien wird häufig bei Sanierungsmaßnahmen beobachtet, bei deren Abschluss vor allem geringe Stickstoffkonzentrationen bei höheren Phosphatkonzentrationen vorlagen (Rott 2004). In wie weit der Einsatz von Holzwollematten zu einem ungünstigen N:P-Verhältnis führt ist noch nicht untersucht, jedoch spricht das Ausbleiben von fädigen Algen im Vorstreckteich Wielenbach gegen einen negativen Einfluss der Holzwollematten auf den Nährstoffhaushalt. Weiterhin wurde das Überwuchern von submersen Makrophyten im Unteren Inselfee ebenfalls an Stellen beobachtet, die nicht in unmittelbarer Nähe zu den Expositionsstandorten lagen. Daher ist eine Beeinflussung des Nährstoffhaushalts durch die vergleichsweise kleine Mattenflächen, insbesondere bei dem durchflossenen Inselfee, auszuschließen. Für den Bachtelweiher konnte im Versuchsjahr 2005 im Gegensatz zum Vorjahr keine Stickstofflimitation festgestellt werden.

Während der Bepflanzung erwies sich die dichte, steife Struktur der lichtdichten Holzwollematten als sehr hinderlich, um die filigranen Pflanzenabschnitte der Characeen einzusetzen. Hier mussten mittels Pflanzhölzern zuvor Löcher vorgebohrt werden oder es wurden die Pflanzen mittels der Pflanzhölzer in die Maschenstruktur der Matten eingesteckt. Bei den brüchigen und fragilen Characeen ist bei einer solch rauhen Behandlungsweise eine starke Schädigung der Pflanze zu befürchten. Die guten Wuchserfolge unter offenbar optimalen Bedingungen, mit einer geringen Pflanztiefe und hoher Transparenz des Wasserkörpers in Wielenbach, deuten jedoch darauf hin, dass genügend ungeschädigtes Material zur Verfügung stand, so dass sich die Pflanzen etablieren konnten. Somit wird die eingeschränkte Vitalität der Characeen im Bachtelweiher auf den Überzug mit Grünalgen und die insgesamt verringerte Sichttiefe zurückgeführt, da auch die wenig geschädigten Characeen auf den dort eingesetzten gitterartigen Matten nicht überlebt haben.

Dennoch gestaltete sich die Bepflanzung der gitterartigen Matten durch ihre lockere Grundstruktur wesentlich effektiver. Möglicherweise kann die lichtdichte Struktur in hinreichender Weise erhalten bleiben, wenn der vorhandenen Maschenstäbchenabstand bei diesen Matten vergrößert wird, um zumindest das Bepflanzen durch die sich dadurch ergebenden größeren Pflanzschlitze zu erleichtern.

Die Versuche in der Wielenbacher Anlage deuten darauf hin, dass zumindest frisch „eingepflanzte“ Characeen ähnlich den Landpflanzen einen „Pflanzschock“ erleiden und sich erst wieder an die neuen Bedingungen anpassen müssen. Dies führt in der Zeit von etwa einem Monat zu einem anfänglichen Verlust an Pflanzen. Hier scheinen optimale Bedingungen für das Anwachsen und weiteres Aufkommen entscheidend zu sein. In wie weit sich dieser Pflanzschock durch die Verwendung von bereits gut auf den Trägern angewachsenen Pflanzen verringern lässt, konnte noch nicht geklärt werden.

Der als maschenbildendes Grundfadensystem eingesetzte Papierfaden erwies sich als ungeeignet über längere Zeitdauer eine hinreichende Festigkeit für die textile Trägerstruktur bei einem Einsatz unter Wasser zu garantieren, zumal die Nassfestigkeit des unbehandelten Materials ebenfalls sehr gering ist. Sisalfaden stellt hier jedoch keine Alternative dar. Der Vergleich der synthetisch hergestellten biologisch

abbaubaren Werkstoffe (BAW) zum Baumwollgewebe zeigte, dass bei den BAW mit einer verlangsamter Abnahme der Festigkeit gerechnet werden kann. Da es mit der eingesetzten Wirktechnologie ebenfalls möglich ist, statt Fäden und Garne auch Foliebändchen oder streifenförmiges Material im maschenbildenden Grundfadensystem einzusetzen, eröffnet sich mit diesen Materialien eine Möglichkeit eine weitaus längere Stabilität zu garantieren, bei gleichzeitiger (verlangsamter) Abbaubarkeit des eingesetzten Materials. Nicht zu erklären ist die beobachtete leichte Zunahme der Reißfestigkeit des Baumwollgewebes nach 168 Tagen. Eine anfängliche Zunahme der Reißfestigkeit, insbesondere bei Vliesstoffen, wird auch bei Geotextilien beobachtet. Möglicherweise führen mineralische Ein- oder Ablagerungen, wie z.B. Diatomeenschalen, durch eine Klemmwirkung der Einzelfasern zu einer Zunahme der Festigkeit des Faserverbunds, bis schließlich die Schädigung der Fasern selber zu einem raschen Festigkeitsverlust der Gesamtstruktur führt. Der Festigkeitsverlust im aquatischen System vollzieht sich jedoch langsamer als im terrestrischen System. Für Baumwollgewebe wird im Erdeingabungstest nach DIN EN ISO 12225 eine Verrottungsdauer von 8 bis 13 Tagen angegeben (Mägel & Fuchs 1994). Für den PTAT-Vliesstoff geben Blechschmidt *et al.* (2004) 28 Tage (Kompost, 26°C) bis zur vollständigen Strukturauflösung durch Verrottung an. Biologisch abbaubare Folien auf Stärkebasis waren nach 40-80 Tagen zu über 90 % abgebaut (dp 2002). Im Respirometerstest nach DIN 54900-2 (1998) erfolgte bei Baumwollgewebe nach 27 Tagen eine 30 %ige, nach 42 Tagen eine 48 %ige und nach 83 Tagen eine 75 %ige Mineralisation; der PTAT-Vliesstoff (120 g m<sup>-2</sup>) war in den selben Zeiträumen zu 33 %, 44% bzw zu 60 % zu CO<sub>2</sub> mineralisiert (Blechschmidt *et al.* 2004; Blechschmidt & Schilde 2004). Rutkowska *et al.* (2003) finden vergleichbare Ergebnisse für den Masseverlust von BAW: Folien auf Basis natürlicher Polyhydroxy-Buttersäuren (PHB) sind nach 45 Tagen Exposition im Seewasser (18,6°C, pH 8,1) noch zu knapp 50 % vorhanden, während im Kompost (18,5°C, pH 5,5) die 50 %-Marke bereits nach 14 Tagen unterschritten wird. Bei Copolymeren aus 60 % PHB und 40 % synthetischen Anteilen hat im Seewasser die Masse nach 45 Tagen erst um 20 % abgenommen, während im Kompost die Abnahme im gleichen Zeitraum 45 % betrug. Die niedrigeren Abbau-geschwindigkeiten in Oberflächengewässern sind durch die im Vergleich zum Kompost geringere Bakteriendichten bei i.d.R. weitaus niedrigeren Temperaturen, soweit es sich hier um einen biologischen Prozess handelt, erklärbar. Bei pelagisch exponierten Proben überwiegen vermutlich oxidative Prozesse sowie photochemischer Abbau durch UV-Strahlung und überdecken einen langsameren biologischen Abbau.

Eine Trübungssteuerung über das Einbringen von submersen Makrophyten kann nur erfolgreich sein, wenn das Gewässer einen für die Entwicklung von submersen Wasserpflanzen geeigneten Trophiegrad aufweist, wühlende benthische Fische weitgehend reduziert sind und zumindest nach Einbringen der Pflanzen in deren Umfeld geeignete Aufwuchsbedingungen herrschen. Daher kann die Maßnahme oft erst nach einer vorhergehenden weitgehenden Senkung der externen und u. U. internen Belastungsquellen erfolgreich sein.

Ein erheblicher Forschungsbedarf besteht noch in der Beständigkeit der eingesetzten Materialien. Zum einen müssen die Vegetationsträger nach 1 bis 2 Jahren Vorkultur hinreichende Stabilität für Transport und Ausbringung aufweisen

und sollen bis zur Etablierung des Makrophytenbestandes noch weitere 2 Jahre eine (Sediment-)stabilisierende und strukturbildende Funktion übernehmen. Zum anderen sollen die Materialien nach etwa 5 Jahren vollständig verrotten.

Mit der direkten Kultivierung von submersen Makrophyten aus anderen Seen sollte die mögliche Übertragung von (Fisch-) Krankheitserregern in das Zielgewässer bedacht werden. Die Übertragung von Fischkrankheiten via Gerät oder eingebrachte Schlamm- und Bodenreste an Gummistiefeln wird bei Baur & Rapp (2002) diskutiert. In Verbindung mit der Biomanipulation (Nahrungsnetzsteuerung) hat die Ansiedlung von nutzungskonformen, makrophytenreichen Bereichen im Gewässer insbesondere aus fischereiwirtschaftlicher Sicht eine hohe Bedeutung, da die Pflanzengürtel wertvolle Habitate sind und eine wichtige Aufzuchtstätte für Fischbrut darstellen.

Darüber hinaus stellt sich (bei natürlichen Gewässern) die Frage, in wie weit für Sanierungszwecke das Einbringen von (standorttypischen aber kultivierten) Pflanzen zulässig ist. Hier könnte man auch an eine gezielte, fragwürdige Einflussnahme denken, um durch eine Auswahl von ggf. sogar nicht standorttypischen Pflanzen die aber einen „guten Index“ aufweisen den ökologischen Wert eines Gewässers zu steigern.

## **Danksagung**

Wir danken der Euronorm Gesellschaft für Qualitätssicherung und Innovationsmanagement mbH für die finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens (BMWA-Reg-Nr. 165/04), die aus Haushaltsmitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Arbeit (BMWA) innerhalb des Förderprogramms „Förderung von Forschung, Entwicklung und Innovation in kleinen und mittleren Unternehmen und externen Industrieforschungseinrichtungen in den neuen Bundesländern“ erfolgte.

Weiterhin danken wir dem Bayerischen Landesamt für Umwelt für die Einbindung in das Vorhaben „Seenrestaurierung durch Nahrungskettensteuerung (Biomanipulation).

Unser Dank für wertvolle Diskussionen und Anregungen gilt Alexandra Hoesch, Fa. Aquarius und dem Arbeitskreis Flachseen der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. (DGL).

## **Literatur**

- Baur WH, Rapp J (2002) Gesunde Fische - Praktische Anleitung zum Vorbeugen, Erkennen und Behandeln von Fischkrankheiten. Parey bei MVS, Stuttgart. 238S
- Blebschmidt D, Fuchs H, Geus HG, Kunze B (2004) Biologisch abbaubare Spinnvliesstoffe für technische Anwendungen. avr - Allgemeiner Vliesstoff-Report 5: 21-23
- Blebschmidt D, Schilde W (2004) Biologically degradable spunbonded nonwovens – process engineering and product parameters. Edana's 2004 International Nonwovens Symposium
- DIN 38405 Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen  
– D 19 Nitrat, D 11-1 Ortho Phosphat, D 11-4 Gesamt-Phosphat,  
– DIN-Norm
- DIN 38406 Deutsche Einheitsverfahren zu Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen  
– E 5-1 Ammonium – DIN-Norm

- DIN EN 12225 (2000) Geotextilien und geotextilverwandte Produkte; Prüfverfahren zur Bestimmung der mikrobiologischen Beständigkeit durch einen Erdeingravingsversuch, Deutsche und Europäische Normen
- DIN EN 29073-3 (1992) Textilien; Prüfverfahren für Vliesstoffe; Teil 3: Bestimmung der Höchstzugkraft und der Höchstzugkraftdehnung, Deutsche und Europäische Normen
- DIN EN ISO 2062 (1995) Textilien - Garne von Aufmachungseinheiten - Bestimmung der Höchstzugkraft und Höchstzugkraftdehnung von Garnabschnitten, Deutsche Normen
- DIN 54900-2 (1998) Prüfung der Kompostierbarkeit von Kunststoffen; Teil 2: Prüfung auf vollständigen biologische Abbaubarkeit von Kunststoffen in Laborversuchen; Verfahren 3: Prüfung auf vollständige biologische Abbaubarkeit und Disintegration in Kompost durch Bestimmung der Entwicklung von Kohlendioxid. Deutsche Normen
- dp (2002) Nach Gebrauch auf den Kompost; Biologisch abbaubare Werkstoffe ersetzen herkömmliche Kunststoffe. Verpackungs-Rundschau 2: 68-71
- Chorus I (1996) Seensanierung in Berlin - Beispiele. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsband 1995 (Berlin), Krefeld: 177-181
- Hilt S, Gross EM, Hupfer M, Morscheid H, Mählmann J, Melzer A, Sandrock S, Scharf E-M, Schneider S, van de Weyer K. (in prep.) Restoration of a submerged vegetation in eutrophied shallow lakes— a guideline and state of the art in Germany
- Jeppesen E, Sondergaard M, Christoffersen K (1998) The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Ecological Studies, Vol. 131, Springer, New York, 423 p
- Mägel M, Fuchs H (1994) Grundlegende Untersuchungen zum Einfluß der makroskopischen Struktur von technischen Textilien auf das Verrottungsverhalten. (BMW/Projekt-Nr. 188/93). Forschungsbericht STFI e.V., Chemnitz: 11
- Petterson K (1998) Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. Hydrobiologia 373/374: 21-25
- Rott T (2004) Gewässerbelastung durch Cyanobakterien. Makrophyten in der Gewässerrestaurierung, Poster, DGL/SIL-Jahrestagung in Potsdam 20. September – 24. September 2004
- Rutkowska M, Krasowska K, Heimowska A, Klwalczuk M (2003) Degradation of the blends of natural and synthetic copolyesters in different natural environments. Macromolecular. Symposium 197: 421-429
- Scheffer M (1998) Ecology of Shallow Lakes. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 357p
- Uhlmann D, Horn W (2001) Hydrobiologie der Binnengewässer, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart
- van Donk E, Otte A (1996) Effects of grazing by fish and waterfowl on the biomass and species composition of submerged macrophytes. Hydrobiologia 340: 285-290

### **Autoren:**

Jens Mählmann  
Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V.  
PF 1325  
09072 Chemnitz

Rolf Arnold  
Sächsisches Textilforschungsinstitut e.V.  
PF 1325  
09072 Chemnitz

Email: jens.maehlmann@stfi.de

Lutz Herrmann  
Ökon Vegetationstechnik GmbH  
Mützdorf 10d, 14827 Wiesenburg

Dr. Harald Morscheid  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Demollstr. 31  
82407 Wielenbach

Frank Mattukat  
Bayerisches Landesamt für Umwelt  
Demollstr. 31  
82407 Wielenbach



Dirk SCHORIES & Uwe SELIG

## Die Bedeutung eingeschleppter Arten (*alien species*) für die Europäische Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel der Ostsee

### How to deal with alien species within the EU Water Framework Directive?

#### Abstract

More than 110 aquatic non-indigenous species (*alien species*) are known from the Baltic Sea. For several species it is unknown how they were introduced into the Baltic Sea, although shipping is assumed to be the most dominating vector of species introduction followed by aquaculture activities. The newest alien species (AS) introduced into the German coastal waters is the red alga *Gracilaria vermiculophylla*, first found near the sailing harbour of Kiel/ Schilksee in August 2005. Alien species are often disregarded within the EU Water Framework Directive (WFD) approaches. This paper discusses the necessity to develop action plans how to deal with AS after their introduction. The authors recommend including AS into the EU WFD and present an approach for marine macrophytes.

**Keywords:** Alien species, *Gracilaria vermiculophylla*, *Dasya baillouviana*, restoration, invasion

## 1 Einleitung

Als eingeschleppte Art oder *alien species* (AS) bezeichnen wir alle Arten die in historischen Zeiten außerhalb ihrer natürlichen geographischen Verbreitungsgrenze aktiv oder passiv durch den Menschen die Ostsee als neuen Lebensraum besiedelt haben. Obwohl nicht alle AS als *invasive alien species* (IAS) betrachtet werden müssen, werden die durch IAS verursachten Veränderungen in der nächsten Zeit eine der großen Herausforderungen neben der Meeresverschmutzung, der Ausbeutung der natürlichen Ressourcen und dem abnehmenden Lebensraum sein (IMO 2000–2004). Dieses von Carlton & Geller (1993) als biologische Verschmutzung oder ökologisches Roulette bezeichnete Problem, wird sicherlich noch unerwartete und gefährliche Veränderungen sowohl auf biologischer, sozialer als auch ökonomischer Ebene nach sich ziehen. IAS sind die bedeutendsten Vektoren für Umweltveränderungen weltweit (Mooney & Hobbs 2000, SALA *et al.* 2000).

Während Carlton & Geller (1993) sowie Gollasch (1996) bis Mitte der 1990er Jahre noch davon ausgegangen sind, dass weltweit 3.000-4.000 Arten durch Schiffsverkehr verfrachtet werden, gehen neuere Schätzungen von über 10.000

Arten aus (Carlton 1999). Lenz *et al.* (2000) extrapolierten, dass in die deutschen Häfen (Nord- und Ostsee) ca. 2.2 Millionen t Ballastwasser aus Gegenden außerhalb Europas abgelassen werden. Unberücksichtigt bleibt dabei die Entleerung der Behälter außerhalb der Häfen und die offenen Küstengewässer. Nach ihren Untersuchungen hat dies zur Folge, dass an die 70 gebietsfremde Organismen einschließlich des Phytoplanktons pro Sekunde in die Küstengewässer eingeleitet werden. Die meisten dieser Organismen sind nicht reproduktions- oder überlebensfähig, dennoch verzeichnet die Ostsee nach aktuellen Schätzungen mindestens 110 AS, von denen ein großer Teil mittlerweile als etabliert angesehen werden muss (Tabelle 1). Bei Gollasch & Leppäkoski (1999) werden wesentlich mehr Arten angegeben. In der dortigen Tabelle sind jedoch auch Einzelfunde enthalten. Die Wissenschaft ist an dieser Zahl nicht ganz schuldlos. So lässt sich doch sehr gut belegen, dass die Etablierung der Rotalge *Mastocarpus stellatus* bei Helgoland als auch die Ausbreitung der pazifischen Auster *Crassostrea gigas* infolge wissenschaftlicher Studien und unter fischereilichen Forschungsaspekten geschehen ist. Im Fall von *Crassostrea gigas* weist Neudecker (1985) bereits zu einem sehr frühen Zeitpunkt darauf hin, dass die Art das Potential hat sich in Nord- und Ostsee zu etablieren. Dennoch wurde der Aquakultur-Betrieb in der Folgezeit weiter vorangetrieben. Wolff & Reise (2002) gehen davon aus, dass die Kultivierung von *Crassostrea gigas* zu einer Einschleppung von mehr als 20 Arten geführt hat, von denen 5-6 als etabliert angesehen werden müssen. In Zukunft wird man aus diesem Grund dem Schiffsverkehr mehr Aufmerksamkeit widmen müssen, Durch nationale und internationalen Maßnahmen mit dem Umgang von eingeführtem Kulturmateriale (ICES 1995) und der Lizenzierung der Aquakultur-Betriebe sowie ausgedehnte Quarantäne-Zeiten ist bereits ein Rückgang der durch die Aquakultur eingeschleppten Arten erreicht wurden.

**Tabelle 1:** Vorkommen gebietsfremder Arten in der Ostsee, zusammengestellt nach eigenen Daten, STREFATIRIS *et al.* (2005) und OLENIN *et al.* (2005). **BK** Begleitkomponente anderer eingeführter Arten; **SCH** über internationalen Schiffsverkehr eingeführt; **ST** als Besatz eingesetzt; **U** Ursache unbekannt; **Zi** als Zierfisch oder -pflanze eingeschleppt; **K** (Kattegat); **B** (Beltsee); **OH** (Oder Haff); **Z** (Zentrale Ostsee); **Bo** (Bottensee); **KH** (Kurisches Haff); **FH** (Frisches Haff); **FM** (Finnischer Meerbusen); **RM** (Rigaischer Meerbusen); **?** Jahr, Ursache, Verbreitung oder Etablierung unbekannt; **+** erfolgreich im Gebiet etabliert; **-** nicht im Gebiet etabliert. Bei fett hervorgehobenen Arten wird das Vorkommen der Art innerhalb des Deutschen Ostsee-Küstenbereichs als wahrscheinlich angesehen.

Nr	Art	Jahr	Ursache	Verbreitung in der Ostsee	Bestand
	PHYTOPLANKTON				
1	<i>Alexandrium tamarense</i>	?	SCH	K, B	+
2	<i>Coscinodiscus wailesii</i>	1983	BK, SCH	K, B	+
3	<b><i>Gymnodinium catenatum</i></b>	1993	SCH	K, B	+
4	<i>Gymnodinium mikimotoi</i>	1983	SCH	K, B	
5	<b><i>Odontella sinensis</i></b>	1903	SCH	K, B	+
6	<i>Pleurosigma simonsenii</i>	~1987	SCH	-	?
7	<i>Pleurosira leavis</i> cf. <i>Polymorpha</i>	~1900	BK	-	+
8	<b><i>Prorocentrum minimum</i></b>	1976	SCH	Z, KH	+

(Fortsetzung Tabelle 1)

Nr	Art	Jahr	Ursache	Verbreitung in der Ostsee	Bestand
9	<i>Thalassiosira punctigera</i>	1979	BK, SCH	K, B	+
	PHYTOBENTHOS				
10	<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	1902	BK, SCH	K, B	+
11	<b><i>Chara connivens</i></b>	1858	SCH	Z, Bo, K, B, OH	+
12	<b><i>Codium fragile</i></b>	~1932	BK	K, B	+
13	<i>Colpomenia peregrina</i>	1930	BK	K, B	+
14	<b><i>Dasya baillouviana</i></b>	~1940	SCH	K, B	+
15	<b><i>Elodea canadensis</i></b>	~1870	Zi	Bo	+
16	<b><i>Fucus evanescens</i></b>	1924	?	K, B, Z	+
17	<b><i>Gracilaria vermiculophylla</i></b>	2005	SCH	K, B	?
18	<i>Neosiphonia (=Polysiphonia) harveyi</i>	?	U	K, B	+
19	<i>Sargassum muticum</i>	~1985	BK	K, B	+
	PROTOZOA				
20	<b><i>Anguillicola crassus</i></b>	1980	BK	Z KH, K, B, OH FH	+
	PLATYHELMINTHES				
21	<i>Pseudodactylogyrus anguillae</i>	~1980	BK	FH	+
	<i>Pseudodactylogyrus bini</i>	~1980	BK	-	+
22	ZOOPLANKTON				
23	<b><i>Acartia tonsa</i></b>	1925	SCH	Bo, FM, RM, K, B, OH	+
24	<i>Ameira divagans</i>	~ 1974	U	K, B	+
25	<i>Cornigerius maeoticus maeoticus</i>	2003	SCH	FM	?
26	<i>Maeotias inexpectata</i>	1999	?	Z	?
	ZOOBENTHOS				
	CNIDARIA				
27	<b><i>Clavopsella navis</i></b>	1960	SCH	K, B	+
28	<b><i>Cordylophora caspia</i></b>	~1803	SCH	KH, Bo, FM, RM, K, B, OH	+
29	<i>Bougainvillia rugosa</i>	~1900	SCH	K, B	+
30	<b><i>Garveia franciscana</i></b>	1950	SCH	?	?
	NEMATODA				
20	<i>Anguillicola crassus</i>	1980	ST	Z KH, K, B, OH FH	+
	MOLLUSCA				
31	<b><i>Crassostrea gigas</i></b>	1985	ST	K, B	-
32	<b><i>Crassostrea virginica</i></b>	1880	ST	K, B	-
33	<i>Crepidula fornicata</i>	~1940	BK	K, B	-
34	<b><i>Dreissena polymorpha</i></b>	~1803	SCH	KH, FM, RM, OH, FH	+
35	<b><i>Ensis americanus</i></b>	1981	SCH	K, B	+
36	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	~1903	SCH	KH, FH	+
37	<i>Maeotias marginata</i>	1999	SCH		?
38	<b><i>Mya arenaria</i></b>	~1245	SCH	Z, KH, Bo, FM, RM, K, B, OH, FH	+

(Fortsetzung Tabelle 1)

Nr	Art	Jahr	Ursache	Verbreitung in der Ostsee	Bestand
39	<i>Mytilopsis leucophaeta</i>	~1930	SCH	-	+
40	<i>Paphia philippinarum</i>	~1983	BK	-	?
41	<b>Petricola pholadiformis</b>	1927	BK	K, B	+
42	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1887	SCH	KH, Bo, FM, RM, K, B, OH, FH	+
43	<b>Teredo navalis</b>	~1800	SCH	K, B	+
	OLIGOCHAETA				
48	<i>Branchiura sowerbyi</i>	1976	SCH	OH	+
	<i>Paranais frici</i>	~1970	SCH	FM	+
	<i>Potamothenix bedoti</i>	~1980	-	-	+
44	<i>Potamothenix heuscheri</i>	~1915	SCH	-	+
45	<i>Potamothenix moldaviensis</i>	~1980	-	-	+
46	<i>Potamothenix vejvodskyi</i>		SCH	FM	+
47	POLYCHAETA				
50	<i>Polydora redeki</i>	1960	SCH	Z, Bo	+
51	<b>Marenzelleria cf. Viridis</b>	1985	SCH	Z, KH, Bo, FM, RM, K, B, OH, FH	+
52	<b>Ficopomatus (= Mercierella) enigmaticus</b>	1953	SCH	K, B	+
	CRUSTACEA				
53	<i>Balanus eburneus</i>		SCH		
54	<b>Balanus improvisus</b>	1844	SCH	Z, KH, Bo, FM, RM, K, B, OH, FH	+
55	<i>Callinectes sapidus</i>	1951	SCH	K, B	-
56	<b>Cercopagis pengoi</b>	1992	SCH	Z, KH, Bo, FM, RM, K, B, FH	+
57	<b>Chaetogammarus ischnus</b>	1964	ST	KH, OH, FH	+
58	<i>Chaetogammarus warpachowskyi</i>	1964	ST	KH	+
59	<b>Chelicorophium curvispinum</b>	1920	SCH	KH, K, B, OH, FH	+
60	<b>Dikerogammarus haemobaphes</b>	1997	ST	FH	+
61	<b>Dikerogammarus villosus</b>	1999	ST	OH	+
62	<i>Eriocheir sinensis</i>	1926	SCH	Z, KH, Bo, FM, RM, K, B, OH, FH	+
63	<b>Gammarus tigrinus</b>	1975	SCH	FH, FM, OH, Z,	+
	<i>Gmelinoides fasciatus</i>	1972	ST	FM	+
64	<i>Hemimysis anomala</i>	1962	SCH	Z, KH, Bo, FM, OH, FH	+
	<i>Limnomysis benedeni</i>	1962	ST	KH	+
65	<i>Obesogammarus crassus</i>	1962	ST	KH, FH	+
66	<b>Orconectes limosus</b>	1890	ST	KH, OH	+
67	<i>Orconectes virilis</i>	1960	ST	K, B	+

(Fortsetzung Tabelle 1)

Nr	Art	Jahr	Ursache	Verbreitung in der Ostsee	Bestand
68	<b>Pacifastacus leniusculus</b>	~1960	ST	Bo	+
69	<i>Paramysis lacustris</i>	1962	ST	KH, FM	+
70	<i>Pomatocypis humilis</i>	1948	SCH	-	?
71	<b>Pontogammarus robustoides</b>	1962	ST	KH, FM, OH, FH	+
72	<b>Rhithropanopeus harrisi</b>	1948	SCH	Z, K, B, OH, FH	+
73	<i>Stenocuma graciloides</i>	2004	SCH	FM	?
74	BRYOZOA				
75	<b>Victorella pavida</b>	~1960	SCH	Bo	?
76	TUNICATA				
77	<i>Styela clava</i>	~1984	SCH	K, B	+
78	FISCHE				
79	<i>Acipenser baerii</i>	1962	ST	KH, FM, RM, FH	-
80	<i>Acipenser gueldenstaedti</i>	1962	ST	KH, FM, RM, FH	-
81	<i>Acipenser ruthenus</i>	1948	ST	KH, Bo, FM, RM, FH	-
82	<i>Acipenser stellatus</i>	1999	ST	Bo	?
83	<b>Aristichthys nobilis</b>	~1960	ST	RM	?
84	<i>Catostomus catostomus rostratus</i>	~1984	ST	FM	?
85	<i>Coregonus autumnalis migratorius</i>	1957	ST	FM	?
86	<i>Coregonus muksun</i>	1970	ST	FM	?
87	<i>Coregonus nasus</i>	1960	ST	FM	?
88	<i>Coregonus peled</i>	1965	ST	KH, Bo, FM, FH	?
89	<b>Ctenopharyngodon idellus</b>	1970	ST	K, B	-
90	<b>Cyprinus carpio</b>	~1400	ST	KH, FM, RM, FH	+
91	<b>Hypophthalmichthys molitrix</b>	1960	ST	RM, FH	?
92	<i>Huso huso</i>	1962	ST	RM	?
93	<i>Ictalurus melas</i>	~1984	ST	-	+
94	<b>Lepomis gibbosus</b>	1975	Zi	OH	+
95	<i>Micropterus dolomieu</i>	1890	U	K, B	?
96	<i>Mugil labrosus</i>	1998	U	-	+
97	<b>Neogobius melanostomus</b>	1990	SCH	Z, KH, FM, RM, K, B, FH	+
98	<i>Oncorhynchus clarki</i>	~1960	ST	K, B	-
99	<i>Oncorhynchus gorbuscha</i>	1973	ST	RM	-
100	<i>Oncorhynchus keta</i>	1971	ST	RM	-
101	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	1975	ST	-	+
102	<b>Oncorhynchus mykiss</b>	1890	ST	KH, Bo, FM, K, B, FH	+
103	<i>Oncorhynchus nerka</i>	1959	ST	K, B	-

(Fortsetzung Tabelle 1)

Nr	Art	Jahr	Ursache	Verbreitung in der Ostsee	Bestand
104	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	1933	ST	Bo	-
105	<i>Percottus glehni</i>	1916	Zi	FM, FH	+
106	<b><i>Salvelinus fontinalis</i></b>	1872	ST	K, B	-
107	<i>Salvelinus namaycush</i>	1959	ST	Bo	-
	VÖGEL				
108	<b><i>Branta canadaensis</i></b>	1930	ST	Bo	+
	SÄUGETIERE				
109	<i>Mustela vison</i>	1925	ST	Bo	+
110	<i>Ondatra zibethica</i>	1925	ST	Bo	+

Dabei ist die Etablierung gebietsfremder Arten in der Ostsee im Vergleich zum Mittelmeer noch bescheiden (Tab. 2). Lediglich 2 neue Arten wurden im Zeitraum 2003/2004 gemeldet, demgegenüber stehen 23 in das Mittelmeer eingeführte Arten (Steftaris *et al.* 2005). Der verringerte Salzgehalt mag der Grund dafür sein, dass weniger Arten in die Ostsee gelangen. Andererseits zeigten Steftaris *et al.* 2005 allerdings auch, dass der prozentuale Etablierungserfolg innerhalb Europäischer Küstengewässer in der Ostsee am höchsten ist, was daran liegen mag, dass vor allem euryöke Arten mit einem starken Verbreitungspotential dort vorkommen. Die Dunkelziffer gebietsfremder Arten dürfte allerdings noch wesentlich höher liegen, da viele Arten unter anderem deswegen über lange Zeit unentdeckt bleiben, weil die fortschreitende Tendenz klassische taxonomische Arbeitsgruppen durch „moderne“ Disziplinen abzulösen ungebrochen scheint. Dies steht nicht nur im Widerspruch zu zahlreichen nationalen und internationalen Biodiversitätsprogrammen (z.B. Biodiversität und Globaler Wandel [BIOLOG] und Konventionen (Anonymus 2005), sondern kann auch enorme wirtschaftliche Schäden verursachen, da potentielle IAS möglicherweise viel zu spät entdeckt werden.

**Tab. 2** Eingeschleppte Arten in die Ostsee (zusammengestellt nach Steftaris *et al.* 2005 sowie eigenen Daten)

Gruppe	<	1901	1921	1941	1961	1981	2001	Summe
	1900	-	-	-	-	-	-	
		1920	1940	1960	1980	2000	2005	
Phytoplankton	1	1	1	5				8
Phytobenthos	1	1	4	2				8
Protozoa	3							3
Zooplankton	1	1	1					3
Zoobenthos	8	2	4	10	9	8		41
Fische	3	1	4	5	3			16
Summe	17	6	14	22	12	8		79

Es wurde in der Vergangenheit häufig diskutiert, was eingeführte Arten womöglich so erfolgreich in ihrer neuen Umgebung macht (Grosholz & Ruiz 1996, Vermeij 1996, Ruiz *et al.* 1997, Golani 1998, Gollasch 2002, Gofas & Zenetos 2003). Die bisherigen Untersuchungen erlauben aber keine klaren Aussagen. Aus diesem Grund beschreibt der Begriff vom ökologischen Roulette die Situation noch am besten (Carlton & Geller 1993). Im Allgemeinen geht man davon aus, dass 10 % aller eingeschleppten Arten in der Lage sind sich zu etablieren, 1 % sich dagegen unter bestimmten Umständen massenhaft ausbreiten kann, ob dies allerdings auch auf aquatische Ökosysteme übertragbar ist, ist unklar (Williamson & Fitter 1996).

Das Abladen von Ballastwasser, die Anheftung an Bootsrümpfen sowie die Aquakultur sind die wichtigsten Vektoren für die Verbreitung gebietsfremder Arten in die deutschen Küstengewässer. Die von den Autoren im August 2005 erstmals in der Kieler Bucht (Schilksee) treibend gefundene Art *Gracilaria vermiculophylla* (Abb. 1). Die Richtlinien zur Klassifizierung der Küstengewässer anhand der WRRL schließt die Berücksichtigung gebietsfremder Arten in das Bewertungsschema ausdrücklich mit ein (COAST 2005). Wird dieser Ansatz konsequent verfolgt, ergeben sich daraus Notwendigkeiten, diese gebietsfremden Arten auch bei der Renaturierung zu berücksichtigen. Hierbei stellt sich nicht nur die Frage, wie erfolgreich so ein Unterfangen sein kann, sondern auch wie die zunehmende Veränderung der heimischen Flora und Fauna entgegengetreten werden kann.

## **2 Aktueller Rotalgen-Funde entlang der Deutschen Ostsee**

### ***Gracilaria vermiculophylla***

Rueness (2005) beschreibt die Ausbreitung und den Lebenslauf von *Gracilaria* entlang der europäischen Küste. Seit dem Jahr 2002 wurden vegetative Exemplare von *Gracilaria* entlang der deutschen Nordseeküste gefunden, die 2004 besonders im Ostfriesischen Raum Muschelbänke komplett überwucherten (Nehls, pers. comm.). Die Tendenz zur Massenvermehrung von *Gracilaria* im Gezeitenbereich wird auch durch andere Untersuchungen bestätigt (Thomsen *et al.* unpubliziert, zitiert in Tyler *et al.* 2005). Im Skagerrak bei Göteborg trat *Gracilaria* 2004 an fast allen untersuchten Standorten auf (ICES 2005). Aufgrund ihrer Brackwasser-Toleranz wurde schon seit längerem vermutet, dass die ursprünglich im asiatischen Raum heimische Art in die Ostsee vordringen könnte. Im August 2005 wurde diese Art vital, aber steril, in mehreren Exemplaren nahe des Yachthafens Kiel Schilksee gefunden und anhand von DNA-Analysen durch Jan Rueness sicher bestimmt (Abb. 1). Dieser erste Fund wurde in der Folgezeit durch weitere Funde im Kieler Raum bestätigt (Weinberger, pers. comm.). Aufgrund der bisherigen Ausbreitungsgeschwindigkeit von *Gracilaria* entlang der Europäischen Küste, ihrer Tendenz zur Massenentwicklung und ihren physiologischen Ansprüchen (Yokoya *et al.* 1999) vermuten wir, dass sich *Gracilaria* in der nächsten Zeit auch in der Kieler Bucht etablieren wird.



**Abb. 1** Erster driftender Fund von *Gracilaria vermiculophylla* in der Kieler Bucht, Schilksee 21. August 2005

### ***Dasya baillouviana***

Nielsen *et al.* (1995) geben für die Einschleppung der aus dem Pazifik-Raum stammenden Alge *Dasya baillouviana* (Abb. 2) in die Europäischen Küstengewässer die 1940er Jahre an. Über 50 Jahre später wurde die Alge von uns erstmals bei Kolding (DK) im Ostsee-Raum siedelnd gefunden. Bereits 1987 kam die Art jedoch als driftendes Material nahe der deutsch-dänischen Grenze bei Aprenrade vor (Nielsen & Mathiesen 2005). Innerhalb von Monitoring-Programmen des Landesamtes für Natur und Umwelt (Schleswig-Holstein) wird diese Art jedoch im Zeitraum 1995-2001 nicht erfasst, obwohl sie sich während dieser Phase auch im westlichen Bereich der Deutschen Ostseeküste etabliert haben muss. Erst ab dem Jahr 2002 sind Funde vermerkt worden. Anscheinend hat es an die fünfzig Jahre gedauert bevor die Alge von Holland aus bis in die Ostsee eingedrungen ist. Im gesamten Zeitraum wurde nie darüber nachgedacht, ob die Verbreitung dieser Alge eventuell zu stoppen sei. Diese Art wurde in den Jahren 2004 und 2005 häufig in der gesamten Kieler Bucht auf Restsedimenten, Steinen, Molen und Muschelschalen während eigener Untersuchungen angetroffen, wobei sie den Bereich bis 10 m Wassertiefe bisweilen dominierte. Zurzeit gehen wir davon aus, dass diese Art sich sowohl mengenmäßig als auch flächenmäßig noch weiter ausbreiten wird und damit bei ohnehin begrenzten Siedlungsmöglichkeiten auf Hartsubstraten entlang der deutschen Ostseeküste andere Arten zurückdrängen könnte.



**Abb. 2** *Dasya baillouviana* auf Muschelschalen bei Schliksee, Kieler Bucht, siedelnd, 06. Dezember 2005

### 3 Auswirkungen, Maßnahmen und Empfehlungen

Die Verhinderung der Ausbreitung von AS mag derzeit den politisch verantwortlichen Instanzen als unmöglich zu bewältigende Aufgabe vorkommen. In zahlreichen Europäischen Forschungsprogrammen (ALIENS, DAISY, HAB, MARTOB, STRATEGY) wird diese Problematik aber bereits aufgegriffen. Für isolierte Bereiche wie Inseln gibt es eine zunehmende Anzahl von Beispielen, wo die Ausbreitung von AS kontrolliert bzw. verhindert werden konnte (Anonymus 2003). Dies wäre durchaus auf lokal begrenzte Gebiete wie der Deutschen Hochseeinsel Helgoland übertragbar. Im übrigen aquatischen Bereich der Deutschen Küstenregion, insbesondere der Ostsee, ist dies ungleich schwieriger, es sei denn dass der Transportweg der eingeschleppten und ihre Radiation bekannt sind und rasch gehandelt werden kann. Dies mag in aquatischen Ökosystemen ungleich schwerer sein als in terrestrischen, da ein Monitoring nur punktuell durchgeführt werden kann und so Ausgangsgebiete von AS nicht oder zu einem sehr späten Stadium erfasst werden.

Derzeit scheint das Zurückdrängen etablierter gebietsfremder Arten sobald sie eine gewisse Raumgröße besetzt haben, kaum möglich, daher werden im internationalen Umfeld die Schwerpunkte auf mögliche Präventiv-Maßnahmen gelegt. Wir denken jedoch, dass es zukünftig notwendig sein wird, auch einen Aktionsplan nach dem Auftreten von AS und IAS zu entwickeln. Derzeitige Überlegungen, besonders sensible Gebiete zu definieren und entsprechend zu schützen, erscheinen langfristig wenig Erfolg versprechend, da die beiden zuvor aufgeführten Beispiele von *Gracilaria vermiculophylla* und *Dasya baillouviana*

verdeutlichen, dass es nur eine Frage der Zeit ist, bis eben auch sensible Gebiete besiedelt werden. Hingegen ist gerade für die Ostsee die Einführung einer so genannten „*black list*“ von besonders gefährlichen AS, die noch nicht im Raum vorhanden sind, durchaus sinnvoll (Gollasch & Leppäkoski 1999). Als gefährliche AS bezeichnen wir sämtliche IAS sowie zusätzlich diejenigen Arten durch die ökonomische Einbußen erfolgen könnten (z. B. Fisch pathogene Arten). Die *black list* ist sinnvoll, da sie die Aufmerksamkeit beim Monitoring oder anderen Probennahmen gerade auf diese Arten lenken kann.

AS als auch IAS sollten aus ökologischen Gründen und im Sinne der Umsetzung der WRRL grundsätzlich als negativ betrachtet werden, auch wenn die versehentliche Einschleppung von wirtschaftlich nutzbaren Arten für den Menschen wie beispielsweise der Schnecke *Strombus persicus* und der Krabbe *Callinectes sapidus* in das Mittelmeer durchaus kommerzielle Vorteile mit sich bringen kann (Mienis 1999, EEA 1999). Abgelehnt wird von den Autoren ebenfalls die Outdoor Aquakultur von AS, auch wenn sie ihren neuen Lebensraum scheinbar nicht verändern, da die Gefahr der Übertragung von Krankheiten, Parasiten oder die unkontrollierte Ausbreitung aus den Zuchtanlagen stets gegeben ist. Dennoch ist die reine Präsenz von AS in einem Gebiet kein Ausschlusskriterium für das Erreichen des guten ökologischen Zustandes nach der WRRL. In der Tab. 3 wird ein erster Vorschlag unterbreitet, wie die Neophyten in die Einschätzung des guten ökologischen Zustands mit einbezogen werden können. Uns ist durchaus bewusst, dass damit das Erreichen des guten ökologischen Zustandes, wie er innerhalb der WRRL bis zum Jahr 2015 gefordert wird, bei Berücksichtigung von AS erschwert wird. Dennoch halten wir es für gerechtfertigt und notwendig einem Lebensraum nur dann einen guten ökologischen Zustand zu geben, wenn er von der einheimischen Artenvielfalt geprägt wird und nicht von AS oder IAS dominiert wird. Zudem sieht COAST (2005) die Berücksichtigung der Neophyten bei der Umsetzung der WRRL vor. Dabei wird beispielhaft auf die Arbeit von Whitfield & Elliott (2002) verwiesen, welche gebietsfremde Arten in Fischbeständen über einen entsprechenden Indizes in die Bewertung einfließen lassen.

**Tab. 3** Mögliche Berücksichtigung von IAS (invasive alien species) innerhalb der Bewertung der WRRL am Beispiel von Neophyten

Gewässergüte	Beobachtung
1 Sehr guter ökologischer Zustand. Keine Veränderungen zum historischen Referenzzustand	Keine Neophyten im Gebiet vorhanden, keine Funktionsänderung im Ökosystem
2 Guter ökologischer Zustand, geringfügige Veränderungen	Einzelne Pflanzen einer Art vorhanden, jedoch nie dominierend. Gesamtbiomasse unter 5 %
3 Mäßiger ökologischer Zustand	Eine oder mehrere Neophyten-Arten im Gebiet vorhanden, Biomasse über 5 %, teilweise bestandsbildend
4 Schlechter ökologischer Zustand	Flächendeckendes Auftreten von Neophyten mit einem Biomasse-Anteil über 25 %, vereinzelt Ausfälle der einheimischen Vegetation.
5 Sehr schlechter ökologischer Zustand	Deutliche Dominanz der Neophyten über die einheimische Flora. Massiver Ausfall von einheimischen Arten.

Der gewöhnliche Karpfen (*Cyprinus carpa*) wurde schon im 15ten Jahrhundert in der Ostsee angesiedelt. Weltweit hat er, wo er erfolgreich angesiedelt wurde, seinen Lebensraum entsprechend verändert und heimische Arten zurückgedrängt (Fuller *et al.* 1999, Koehn *et al.* 2000, WELCOMME 1988). Dennoch sind wir der Auffassung, dass der Referenzzustand für die WRRL je nach Untersuchungsparameter im Zeitraum von 1880 bis 1950 angesiedelt werden sollte, da die Datengrundlage sonst zu lückenhaft wird. Die frühen AS wie *Cyprinus carpa*, *Mya arenaria*, *Teredo navalis* würden somit von einer weiteren Betrachtung ausgeschlossen werden.

## Literatur

- Anonymus (2003) Pilot assessments: the ecological and socio-economic impact of invasive alien species on island ecosystems. UNEP – Subsidiary body on scientific technical and technological advice, 9. Konferenz, Montreal 10-14 November 2003. Note by the Executive Secretary. 05. November 2005
- Anonymus (2005) European Community Biodiversity Clearing House Mechanism. Other biodiversity related conventions, Europe [http://biodiversity-chm.eea.eu.int/convention/other\\_conv](http://biodiversity-chm.eea.eu.int/convention/other_conv) Stand Nov. 2005
- Carlton JT (1999) The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans. In *Invasive Species and Biodiversity Management*, Sandlund, O.T., Schei, P.J., and Viken, A., (eds). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, pp. 195–212.
- Carlton JT, Geller JB (1993) Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms. *Science* 261: 78–82
- COAST (2005) Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer. 107 Seiten. <http://wasserblick.bafg.de/servlet/is/11521/>
- EEA (1999) State and pressures of the marine and coastal Mediterranean environment. Luxembourg: Environmental Assessment Series 5
- Fuller PL, Nico LG, Williams JD (1999) Nonindigenous fishes introduced into inland waters of the United States. Special Publication 27. American Fisheries Society, Bethesda, MD. 613 p
- Gofas S, Zenetos A (2003) Exotic molluscs in the Mediterranean basin: current status and perspectives. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 41: 237–277
- Gollasch S (1996) Untersuchungen des Arteintrages durch internationalen Schiffsverkehr unter Berücksichtigung nichtheimischer Arten. Ph.D. Thesis, Hamburg: Verlag Dr. Kovac Publishers 314 p
- Gollasch S (2002) Hazard analysis of aquatic species invasions. In: Leppäkoski, E, Gollasch S, Olenin S (eds) *Invasive Aquatic Species of Europe - Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, 447–455
- Gollasch S, Leppäkoski E (1999) Risk assessment of marine alien species in Nordic waters. In: Gollasch, S. & E. Leppäkoski (eds) *Initial risk assessment of marine alien species in Nordic waters*. Nord 1999: 8. Nordic Council of Ministers, Copenhagen: 13 –124
- Golani D (1998) Impact of Red Sea fish migrants through the Suez Canal on the aquatic environment of the Eastern Mediterranean. *Bulletin Series Yale School of Forestry and Environmental Studies* 103: 375–387
- Grosholz ED, Ruiz GM (1996) Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab. *Biological Conservation* 78: 59–66
- ICES (1995) ICES Code of Practice on the Introductions and Transfers of Marine Organisms - 1994.22 ICES Co-operative Research Report No. 204. Kopenhagen 17 p
- ICES (2005) Report of the Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms (WGITMO). ICES CM 2005/ACME:05. 173 p
- Koehn J, Brumley A, Gehrke PC (2000) Managing the impacts of carp. Bureau of Resource Sciences, Canberra. 247 p
- Lenz J, Andres HG, Gollasch S, Dammer M (2000) Einschleppung fremder Organismen in Nord- und Ostsee: Untersuchungen zum ökologischen Gefahrenpotenzial durch den Schiffsverkehr. Umweltbundesamt Berlin Texte 5/00: 273 S., 13 Anlagen

- Leppäkoski E, Gollasch S (2005) Risk assessment of ballast water mediated species introductions - A Baltic Sea approach. 1. Interim Report HELCOM Habitat 7: 55 p
- Mienis HK (1999) *Strombus persicus* on the fishmarket of Yafo, Israel. De Kreukel 35: 112 p
- Mooney HA, Hobbs RJ (eds.) (2000) Invasive species in a changing world. Island Press, 38 Washington, D.C., USA, 472 p
- Neudecker (1985) Untersuchungen zur Reifung, Geschlechtsumwandlung und künstlichen Vermehrung der Pazifischen Auster *Crassostrea gigas* Thunberg in deutschen Gewässern. Veröff. Inst. Küst.- u. Binnenfisch., Hamburg 88: 1-212
- Nielsen R, Kristiansen A, Mathiesen L, Mathiesen H (1995) Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. Acta Bot. Fennica 155: 1-51
- Nielsen R, Mathiesen L (2005) Dusktang, en ny og spændende rodalge i danske farvande URT 29/2 72-77
- Olenin S, Daunys D, Dauiniene E (2005) Baltic Sea Alien Species Data Base. <http://www.ku.lt/nemo/mainnemo.html> Stand: 18. Nov. 2005
- Rueness J (2005) Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. Phycologia 44: 120-128
- Ruiz GM, Carlton JT, Grosholz ED, Hines AH (1997) Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent and consequences. American Zoologist 37: 621-632
- Sala OE, Chapin FS III, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Hall DH (2000) Global Biodiversity. Scenarios for the Year 2100. Science 287: 1770- 1774
- Streftaris N, Zenetos A, Papatthanassiou E (2005) Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 43: 419-453
- Tyler AC, McGlathery KJ, Macko SA (2005) Uptake of urea and amino acids by the macroalgae *Ulva lactuca* (Chlorophyta) and *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta). Marine Ecology Progress Series 294: 161-172
- Vermeij GJ (1996) An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9
- Welcomme RL (1988) International Introductions of Inland Aquatic Species. FAO Fisheries Tech. Pap. Nr. 294. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rom, Italien p 318
- Whitfield AK, Elliott M (2002) Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the future. Journal of Fish Biology 61(Suppl. A): 229-250
- Williamson M, Fitter A (1996) The varying issues of invaders. Ecology 77: 1661-1666
- Wolff WJ, Reise K (2002) Oysters as a vector for the introduction of alien species into Northern and Western European coastal waters. In: *Invasive Aquatic Species in Europe. Distribution, Impacts and Management*, E. Leppakoski et al. (eds). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers p 193-205
- Yokoya NS, Kakita H, Obika H, Kitamura T (1999) Effects of environmental factors and plant growth regulators on growth of the red alga *Gracilaria vermiculophylla* from Shikoku Island, Japan. Proceedings of the International Seaweed Symposium 16: 339-347

#### Autoren:

Dirk Schories  
 Uwe Selig  
 Universität Rostock  
 Institut für Biowissenschaften  
 AG Ökologie  
 Albert-Einstein-Straße 3  
 18051 Rostock

Email: [dirk.schories@gmx.de](mailto:dirk.schories@gmx.de)  
[uwe.selig@biologie.uni-rostock.de](mailto:uwe.selig@biologie.uni-rostock.de)

