

Ivo BOBSIEN & Britta MUNKES

## **Saisonale Variation der Fischgemeinschaft und Habitatstruktur einer Seegraswiese (*Zostera marina* L.) der südlichen Ostsee**

**Seasonal variation of fish community and habitat structure in an eelgrass bed (*Zostera marina* L.) in the southern Baltic Sea**

### **Abstract**

A *Zostera marina* eelgrass bed in Greifswalder Bodden and its associated fish community were quantitatively investigated in monthly intervals from May to December 2002 to determine aspects of their community structure. Ten fish species were detected, five of which were dominant in the catches. Abundances and biomasses of fish and eelgrass shoot densities indicated strong variations and showed seasonal characteristics with maximum values in spring and summer. A weak correlation was observed between the biomass of the straight nosed pipefish and leaf area of sea grass. A significant correlation was detected between fish abundance, fish biomass and temperature, when the three-spined stickleback, which reached highest abundance only during the spawning season in May, was not taken into account. A correlation between eelgrass biomass and water temperature was also found. But there was no evidence of correlation between eelgrass biomass and fish biomass. Water temperature represents the main factor controlling eelgrass habitat and fish community.

**Keywords:** *Zostera marina*, eelgrass bed, fish community, habitat structure, seasonal variation, Baltic Sea, Vilm island

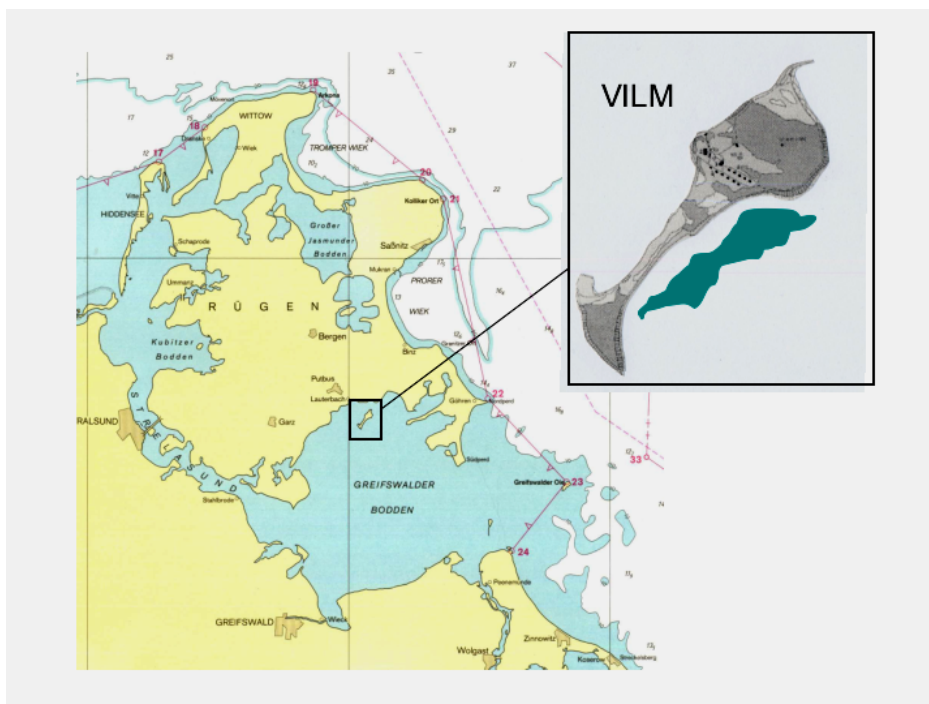
## **1 Einleitung**

Seegraswiesen besitzen eine große ökologische Bedeutung. Sie übernehmen vielfältige physikalische, chemische und biologische Funktionen und bestimmen als räumlich strukturgebendes Element die Komplexität des Habitats (BELL et al. 1991). Sie bieten Schutz vor Räubern und Verdriftung und dienen einer Vielzahl von Organismen als Laich- und Aufwuchsgebiet (STONER 1982, MURPHY et al. 2000). Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass die mit Seegraswiesen assoziierte Fischfauna diverser ist und höhere Dichten aufweist als die Fischfauna angrenzender Sandgebiete (HYNDES 2000). Die Pflanzenbiomasse und die Fischabundanzen sind häufig positiv korreliert (ORTH et al. 1984). Der Artenreichtum der Fauna kann zum

einen mit dem im Vergleich zu anderen Habitaten höheren Nahrungsangebot und zum anderen mit den erhöhten Überlebensraten von Beuteorganismen erklärt werden. ORTH & HECK (1980) fanden einen Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum bzw. der Gesamt-Abundanz von Fischen und der Seegrasbiomasse in Chesapeake Bay. Sie betrachteten diesen Effekt jedoch nicht in Abhängigkeit von der saisonalen Variation der Fischabundanz. STONER (1983) untersuchte verschiedene Seegrasstrukturparameter in Abhängigkeit von der Fischbesiedlung. An einem Standort fand er die stärkste Korrelation zwischen der Fischabundanz und der Seegrasbiomasse. An einem anderen Standort korrelierte die Fischabundanz mit der Blattdichte. In der vorliegenden Untersuchung wurde die Fischfauna einer Seegraswiese (*Zostera marina* LINNAEUS, 1758) in monatlichen Intervallen mit einem Einschlussfanggerät beprobt. Der Artenreichtum, die Abundanz und die Biomasse der gefangenen Fische wurde bestimmt. Parallel dazu wurden die Sprossdichten, die Blattoberfläche und die Biomassen der Seegraspflanzen ermittelt, sowie Wassertemperatur, Salinität und Secchi-Tiefe erfasst. Das saisonale Besiedlungsmuster der Fischgemeinschaft wurde mit abiotischen Faktoren und Strukturparametern der Seegraswiese korreliert.

## 2 Untersuchungsgebiet

Eine Seegraswiese auf der Ostseite der Insel Vilm (Greifswalder Bodden) wurde untersucht (Abb. 1).



**Abb. 1** Der Greifswalder Bodden und die Insel Vilm. Die grüne Fläche im Südosten der Insel zeigt die Lage und Ausdehnung der Seegraswiese

Der Greifswalder Bodden ist durch ein sehr hohes Nährstoffangebot und eine hohe pelagische Primärproduktion charakterisiert. Es besteht kein Tidenhub. Aperiodische Wasserstandsschwankungen zwischen 30-60 cm sind abhängig von der Windrichtung und der Windstärke. Die Salinität variiert zwischen 5-9 PSU (Practical Salinity Unit). Seegras kommt in einer Tiefe von 2.3-3.4 m vor und bildet einen monotypischen Bestand, der gelegentlich durch kleine Sandflächen unterbrochen wird. Das Untersuchungsgebiet ist häufig starkem Wind und Wellengang ausgesetzt. Das Sediment ist sandig-feinkiesig mit wenigen großen Steinen. Zum Ufer hin ist die Seegraswiese durch ausgedehnte Bestände des Kamm-Laichkrauts (*Potamogeton pectinatus* Linnaeus, 1753) und zur offenen Boddenseite durch Sandflächen begrenzt.

### **3 Material und Methoden**

#### **3.1 Abiotische Parameter**

Einmal wöchentlich wurden die Wassertemperatur und Salinität mit Hilfe einer Leitfähigkeitsmesssonde mit Temperaturfühler (WTW 196) aufgenommen und die Sichttiefe mit einer Secchi-Scheibe ermittelt.

#### **3.2 Seegras**

Die Seegrassprossdichten wurden in 10 Quadraten mit einer Fläche von jeweils 25 cm<sup>2</sup> von einem Taucher ausgezählt. Für die Bestimmung der Sprossparameter wurden 6 Seegrasunterproben zufällig genommen, die aus jeweils 10-12 nebeneinander stehenden Seegraspflanzen bestanden. Die Seegrasssprosse wurden voneinander getrennt und die Blattlänge, die Blattoberfläche sowie die Blattanzahl pro Spross (vegetative und reproduktiv) ermittelt. Die Bestimmung der Blattlänge erfolgte auf 0.1 cm genau. Für die Blattoberfläche wurde die Breite an zwei Stellen jedes Blattes gemessen und zusammen mit der Blattlänge die Blattoberfläche berechnet. Für die Bestimmung der Trockenmasse wurden die Proben für 24 h bei 60°C getrocknet (Short & Duarte 2001). Die Feuchtmasse (FM) über dem Sediment (above ground biomass = OG-Biomasse) wurde rückwirkend anhand der Trockenmasse (TM) berechnet. Im Rahmen eines Monitorings derselben Seegraswiese im Jahr 2001 wurde der Umrechnungsfaktor zwischen der Feucht- und Trockenmasse des Seegrases ermittelt ( $TM [g] = 0.032 + 0.107 FM [g]$ ;  $R^2 = 0,93$ ;  $n=203$ ).

#### **3.3 Fische**

Parallel zu den Strukturparametern des Seegrases wurde die Kleinfischfauna in monatlichen Intervallen mit Hilfe eines Einschlussfängergerätes beprobt. Dazu wurde ein Netzkäfig über der Seegraswiese abgesenkt, mittels eines Rollladens die Unterseite verschlossen und die so eingefangenen Fische mit dem Käfig in ein Boot gehievt. Pro Fangeinsatz (Hol) wurden 2 m<sup>2</sup> Seegraswiese beprobt. Die verwendete

Netzmaschenweite betrug 6 mm. Das Fanggerät erwies sich als geeignet, die bodenbewohnenden, an die Seegraspflanzen assoziierten und über der Seegraswiese schwimmenden Kleinfische zu fangen. Da die Fangeffizienz des Einschlussfanggerätes nicht bekannt ist, sind die Angaben zur Fischdichte mit Fehlern behaftet. Juvenile Tiere und große Fische mit ausgeprägter Fluchreaktion wurden nur unzureichend erfasst. Eine detaillierte Beschreibung und kritische Betrachtung des Fanggerätes ist in BOBSIEN & BRENDLBERGER (2003) dargestellt.

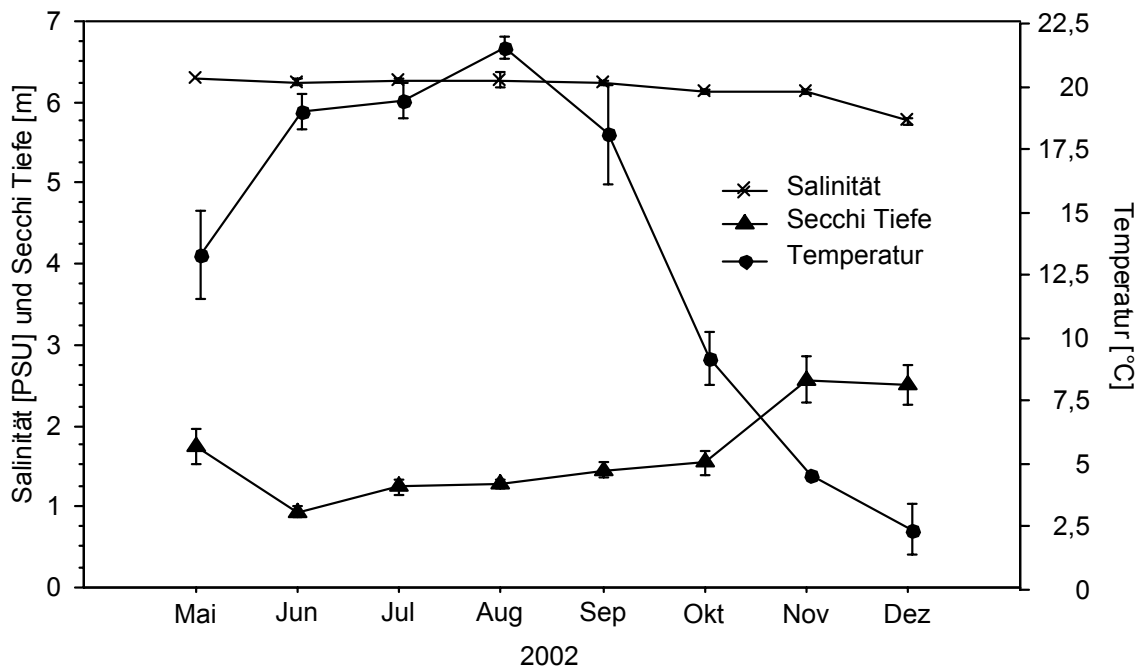
Als Kleinfische wurden Fische bezeichnet, die eine Länge von 10 cm nicht überschritten. Die Seenadeln, aufgrund ihrer maximalen Länge eigentlich keine Kleinfische, wurden als typische Seegrasbewohner in die Untersuchung einbezogen. Insgesamt wurden über 750 Hols in 2,5-3,5 m Tiefe durchgeführt. Die gefangenen Fische wurden in Ethyl-4-Aminobenzoat-Lösung anästhesiert und für nachfolgende Untersuchungen in Ethanol (96 %) fixiert. Im Labor wurden die Fische taxonomisch zugeordnet, gezählt, gemessen und gewogen. Die Bestimmung der Feucht-Biomasse erfolgte auf 0,01 g, die der Standardlänge (SL) auf den Millimeter genau. Die Angabe der Abundanzen und Biomassen der Fische erfolgte als Individuenanzahl [N] bzw. Feuchtmasse [g] auf 100 m<sup>2</sup> beprobter Seegrasfläche (50 Hols).

Zur Charakterisierung der Artendiversität der Fischgemeinschaft wurde der Shannon-Wiener Index (H'), der mit steigender Artenzahl und Gleichverteilung der Arten ansteigt, auf der Basis des natürlichen Logarithmus berechnet. In den Tabellen 2 und 3 wurden die verschiedenen Fischarten mit dem ersten Buchstaben des Gattungsnamen und den ersten drei Buchstaben des Epithetons abgekürzt. In der Korrelationsmatrix sind die p-Werte im rechten oberen Abschnitt, die r-Werte im linken unteren Abschnitt der Tabelle aufgeführt. Die Signifikanzgrenze wurde bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von  $\alpha = 0,05$  festgelegt. Die Trockenmassen in Tabelle 6 wurden zum Teil auf Feuchtmassen umgerechnet, unter der Annahme, dass sie 22 % der Feuchtmasse ausmachen.

## **4 Ergebnisse**

### **4.1 Abiotische Parameter**

Die höchste mittlere Wassertemperatur wurde im August mit 22,4°C, die niedrigste im Dezember mit 1,2°C gemessen. Im Mai stieg die Wassertemperatur bereits über 10°C an. Der Salinität des Wassers unterlag nur geringfügigen saisonalen Änderungen zwischen 5,8 und 6,4 PSU. Die Sichttiefen betragen maximal 3,0 m und minimal 0,8 m. Im Mai nahm die Sichttiefe stark ab, blieb bis in den Oktober bei etwa einem Meter und nahm erst im November wieder zu (Abb. 2).



**Abb. 2** Jahreszeitliche Variation der Salinität, der Secchi-Tiefe und der Wassertemperatur. Die Strecken geben die Standardabweichung an

## 4.2 Struktur der Seegraswiese

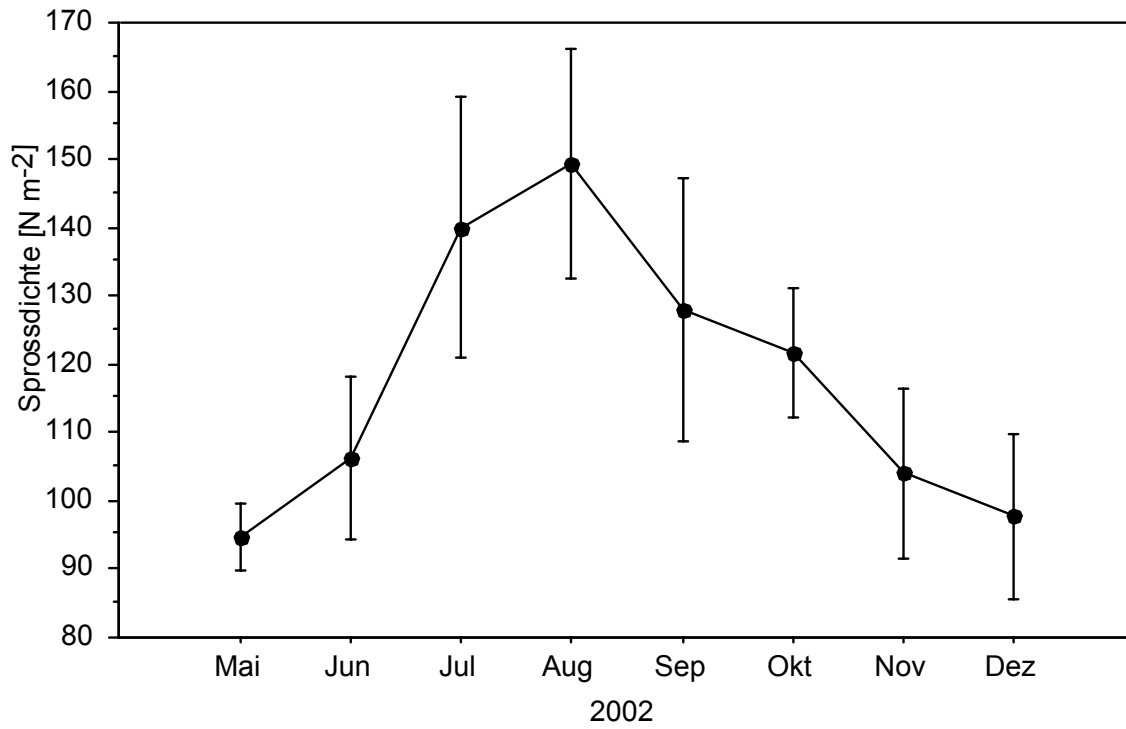
Die saisonale Variation der Sprossdichten, der OG-Biomassen und der Blattoberflächen von *Zostera marina* war sehr groß. Die untersuchten Strukturparameter zeigten einen typischen saisonalen Verlauf mit einer Zunahme der Werte im Frühjahr bis zum Frühsommer, maximalen Werten in den Sommermonaten und abnehmenden Werten im Spätsommer bzw. im Herbst.

### Sprossdichte

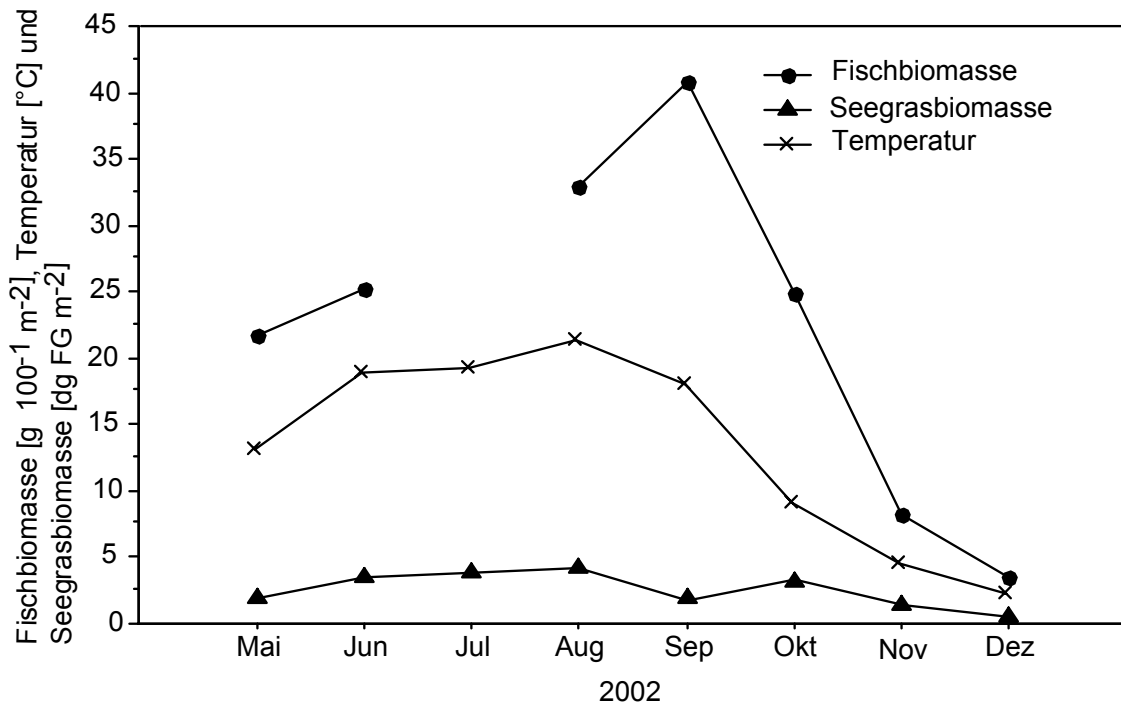
Die mittlere Sprossdichte im Mai betrug etwa 95 Sprosse  $m^{-2}$ . Sie erreichte im August ihr Maximum mit fast 150 Sprosse  $m^{-2}$ . Ab September war die Sprossdichte rückläufig und im Dezember wurde ein Minimum von etwa 100 Sprosse  $m^{-2}$  erreicht (Abb. 3).

### OG-Biomasse

Die OG-Biomasse beträgt im Mai über 0,23 kg FM  $m^{-2}$ , erreichte im August einen Maximalwert mit fast 0,44 kg FM  $m^{-2}$  und nahm ab September deutlich ab. Dieser Trend wurde im Oktober unterbrochen und es kam zu einem leichten Anstieg der OG-Biomasse, bis sich die Reduktion im November weiter fortsetzte (Abb. 4).



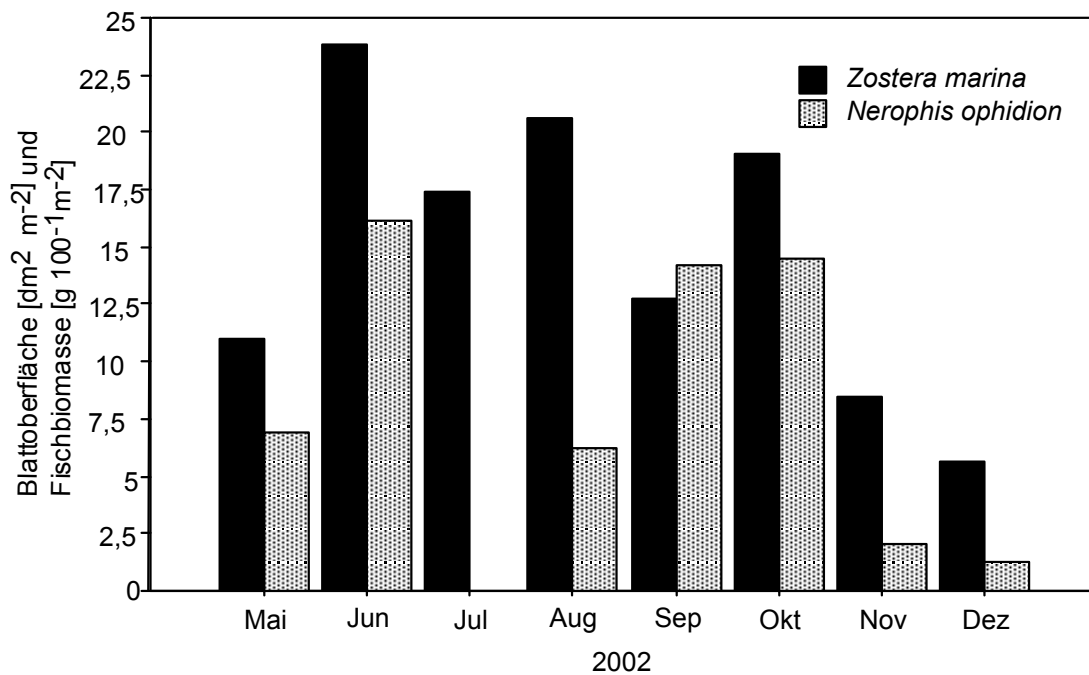
**Abb. 3** Saisonale Variation der Sprossdichten von *Zostera marina*. Die Strecken geben den Standardfehler an



**Abb. 4** Saisonale Variation der Fischbiomassen (Kleinfische ohne *Gasterosteus aculeatus*), der Seegrasbiomasse über dem Sediment und der Wassertemperatur

## Blattoberfläche

Die Blattoberflächen von *Zostera marina* zeigten ein von Biomassen und Sprossdichten abweichendes saisonales Muster. Im Mai wies die Seegraswiese eine mittlere Blattoberfläche von etwa  $11 \text{ dm}^2 \text{ m}^{-2}$  auf. Von Mai bis Juni erfolgte die stärkste Zunahme auf einen maximalen Wert von  $24 \text{ dm}^2 \text{ m}^{-2}$ . Ab Juni erfolgte tendenziell eine Abnahme der mittleren Blattoberfläche. Ab Oktober zeichnete sich dann eine stetige Abnahme bis hin zu einer Blattoberfläche von  $6 \text{ dm}^2 \text{ m}^{-2}$  im Dezember ab (Abb. 5).



**Abb. 5** Saisonale Variation der Blattoberfläche von *Zostera marina* und der Biomasse von *Nerophis ophidion*

## 4.3 Struktur der Fischgemeinschaft

Insgesamt wurden 307 Fische gefangen, darunter zehn verschiedene Arten aus sechs Familien (Tabelle 1). Fünf der Fischarten traten in größerer Anzahl bzw. regelmäßig in den Fängen auf. Dazu gehörten die Kleine Schlangennadel, die Grasnadel, die Sand- und Strandgrundel, sowie der Dreistachlige Stichling. Cypriniden wurden nicht gefangen. Die Kleine Schlangennadel und die Grasnadel waren über den gesamten Beprobungszeitraum bezüglich der Individuenanzahl aber auch der Biomassen dominierend. Zusammen mit der Strandgrundel, der Sandgrundel und dem Dreistachligen Stichling bildeten sie über 90 % der Gesamt-Abundanz und über 60 % der Gesamt-Biomasse der gefangenen Fische. Obwohl die Kleine Schlangennadel aufgrund ihrer Größe und Körpermorphologie keine hohen individuellen Biomassen erreichen kann, war ihr Anteil an der Gesamt-Biomasse mit durchschnittlich 20 % relativ hoch (Tabelle 2).

**Tabelle 1** Familiennamen, deutsche und wissenschaftliche Bezeichnungen aller gefangenen Fischarten.

Familie	Deutsche Bezeichnung	Wissenschaftliche Bezeichnung
Gasterosteidae	Dreistachliger Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i> LINNAEUS, 1758
	Neunstachliger Stichling	<i>Pungitius pungitius</i> LINNAEUS, 1758
Syngnathidae	Kleine Schlangennadel	<i>Nerophis ophidion</i> LINNAEUS, 1758
	Grasnadel	<i>Syngnathus typhle</i> LINNAEUS, 1758
Gobiidae	Sandgrundel	<i>Potamoschistus minutus</i> PALLAS, 1770
	Strandgrundel	<i>Potamoschistus microps</i> KRØYER, 1838
	Schwarzgrundel	<i>Gobius niger</i> LINNAEUS, 1758
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS, 1758
Pleuronectidae	Flunder	<i>Platichthys flesus</i> LINNAEUS, 1758
Zoarcidae	Aalmutter	<i>Zoarces viviparus</i> LINNAEUS, 1758

Die Anteile der Biomassen von größeren Fischen, wie die der Flundern und der Flussbarsche, von denen im Jahresverlauf nur wenige Exemplare gefangen wurden, waren mit fast 25 % bzw. 12 % erwartungsgemäß hoch. Die mittlere Abundanz im Jahr 2002 betrug  $44 \text{ N m}^{-2} 100^{-1}$  (SD = 21; n = 7), die mittlere Biomasse  $43 \text{ g m}^{-2} 100^{-1}$  (SD = 33; n = 7) (Tabelle 2). Die mittlere Fischmasse im Seegras lag bei etwa 1 g pro Individuum.

**Tabelle 2** Anzahl [N] und Feuchtmasse [g], Mittelwerte der Abundanz und der Feuchtbio­masse pro  $100 \text{ m}^2$  Seegrasfläche aller gefangenen Fische und deren Anteile [%] am Gesamtfang.

Arten	Abundanz			Biomasse		
	[N]	$[\text{N m}^{-2} 100^{-1}]$	[%]	[g]	$[\text{g m}^{-2} 100^{-1}]$	[%]
Noph	129	18,4	42,0	61,13	8,7	20,3
Styp	57	8,1	18,6	36,52	5,2	12,1
Pmic	38	5,4	12,4	6,73	1,0	2,2
Gacu	37	5,3	12,1	63,45	9,1	21,1
Pmin	34	4,9	11,1	12,80	1,8	4,2
Pflu	5	0,7	1,6	37,07	5,3	12,3
Gnig	2	0,3	0,7	2,42	0,3	0,8
Ppun	2	0,3	0,7	0,61	0,1	0,2
Pfle	2	0,3	0,7	75,12	10,7	24,9
Zviv	1	0,1	0,3	5,35	0,8	1,8
Gesamt	307	43,9	100,0	301,2	43,0	100,0



### Artenzahl und Diversität der Fischgemeinschaft

Im Jahresverlauf nahm die Artenanzahl im Untersuchungsgebiet von sieben Arten im Mai auf vier im Dezember ab. Obwohl die Artenzahl abnahm, stieg der Shannon-Wiener Index gleichzeitig an (Tabelle 3), was auf eine zunehmend gleichmäßige Verteilung der gefangenen Individuen auf die einzelnen Arten im Jahresverlauf hinweist. Der Shannon-Wiener Index und die Fischabundanz korrelierten signifikant (Tabelle 4).

**Tabelle 3** Zusammensetzung der monatlichen Fänge [%], Artenanzahl und Shannon-Wiener Index (H'). A: Prozent der Gesamtanzahl am Fang. B: Prozent der Gesamtbiomasse am Fang.

Arten	Mai		Juni		August		September		Oktober		November		Dezember	
	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Noph	27,5	6,2	58,5	35,5	36,0	18,9	58,7	34,7	49,1	58,2	20,8	4,9	28,6	34,7
Styp	18,8	9,6	7,5	13,0	30,0	19,9	26,1	16,8	23,6	26,2	-	-	-	-
Pmic	8,7	0,9	5,7	1,5	24,0	4,5	6,5	1,2	18,2	6,5	25,0	3,1	14,3	6,2
Pmin	4,3	2,0	9,4	5,6	6,0	1,4	4,3	0,6	7,3	2,9	45,8	11,8	42,9	49,3
Gnig	1,4	0,8	-	-	-	-	-	-	1,8	6,2	-	-	-	-
Gacu	37,7	41,8	17,0	32,6	-	-	-	-	-	-	4,2	4,4	-	-
Ppun	-	-	-	-	2,0	0,8	-	-	-	-	-	-	14,3	9,7
Pflu	-	-	-	-	6,0	54,5	4,3	46,8	-	-	-	-	-	-
Zviv	-	-	1,9	11,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pfle	1,4	38,8	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2	75,9	-	-
Anzahl	7		6		6		5		5		5		4	
H'	0,039		0,051		0,048		0,059		0,050		0,078		0,096	

### Saisonale Variation

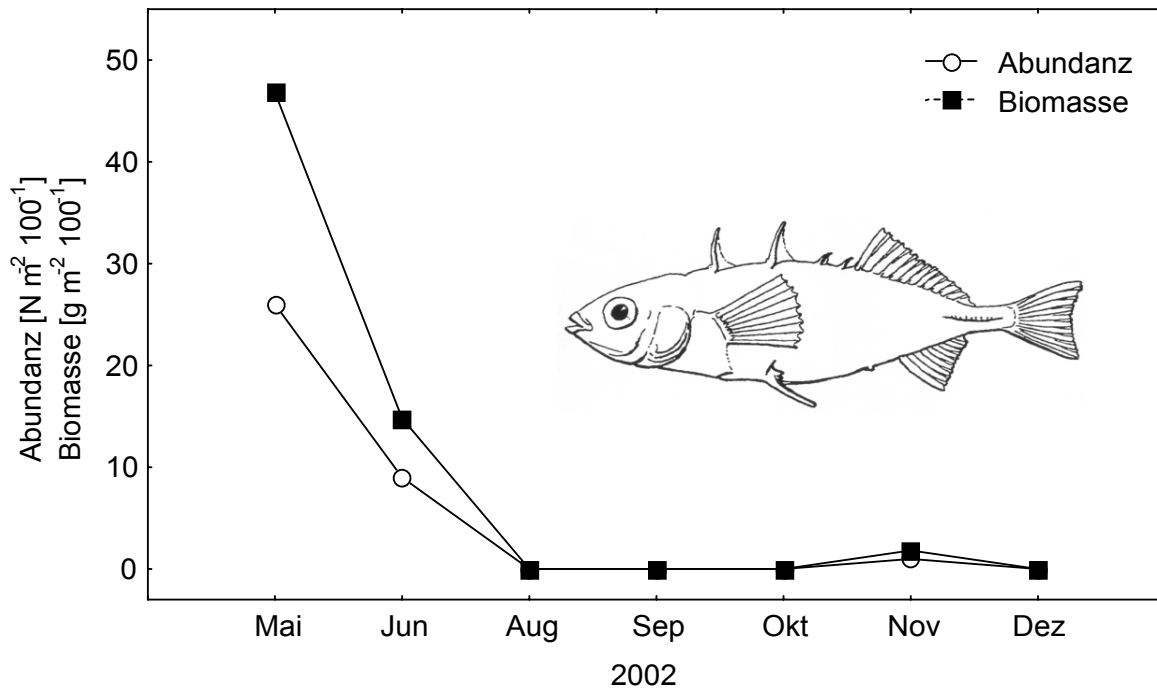
Im Mai dominierten die Dreistachligen Stichlinge und Seenadeln, im Sommer herrschten ausschließlich die Seenadeln und im Winter die Meergrundeln im Fang vor (Tabelle 3). Die Abundanzen und Biomassen variierten innerhalb des Untersuchungszeitraumes sehr stark. Sie erreichten maximale Werte im Mai, die danach kontinuierlich abnahmen, um im Dezember minimale Werte anzunehmen. Wenn die selten gefangenen großen Fischarten (Aalmutter, Flussbarsch, Flunder) und die nur im Mai zur Laichsaison massiv auftretenden Dreistachligen Stichlinge nicht in der Auswertung berücksichtigt wurden, erreichten die Abundanzen und Biomassen ein für gemäßigte Breiten typisches saisonales Verlaufsmuster mit maximalen Werten in den Sommermonaten und minimalen Werten im Frühjahr und Anfang Winter (Abb. 4).

**Tabelle 4** Korrelationsmatrix der abiotischen Faktoren, der Fisch- und Seegras Parameter. T<sub>w</sub> = Wassertemperatur, S = Salinität, ST = Secchi-Tiefe, A = Abundanz, B = Biomasse, H' = Shannon-Wiener Index, SD = Sprossdichte und BO = Blattoberfläche. Die Signifikanzzahlen (p-Werte) sind im rechten oberen Abschnitt, die Korrelationskoeffizienten (r-Werte) im linken unteren Abschnitt der Tabelle aufgeführt. Signifikante Korrelationen (p<0,05) sind grau unterlegt.

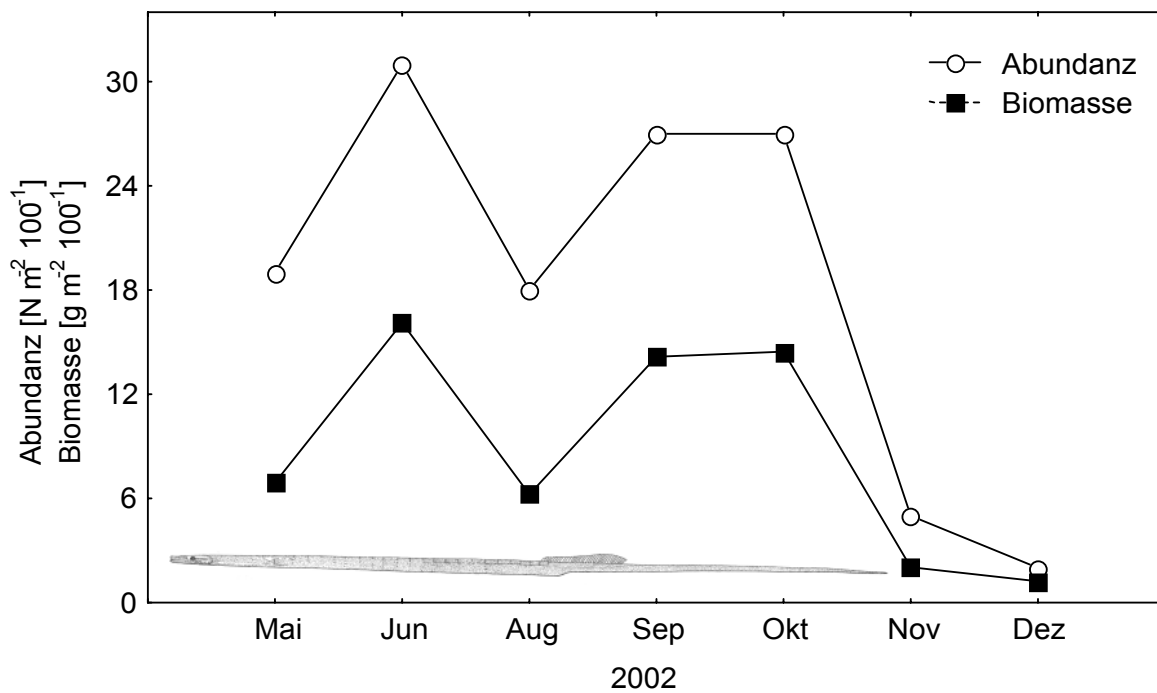
		Abiotische Parameter			Fische			Seegras		
		T <sub>w</sub>	S	ST	A	B	H'	SD	B	BO
Abiotische Parameter	T <sub>w</sub>		0,03	0,006	0,045	0,009	0,052	0,063	0,026	0,03
	S	0,75		0,057	0,021	0,062	0,017	0,275	0,158	0,098
	ST	-0,90	-0,74		0,007	0,011	0,015	0,253	0,136	0,130
Fische	A	0,76	0,83	-0,89		0,016	0,004	0,147	0,076	0,076
	B	0,88	0,73	-0,87	0,85		0,07	0,072	0,117	0,146
	H'	-0,75	-0,84	0,85	-0,92	-0,72		0,44	0,19	0,08
Seegras	SD	0,68	0,44	-0,49	0,61	0,71	-0,35		0,001	0,04
	B	0,77	0,55	-0,62	0,71	0,65	-0,56	0,92		0,01
	BO	0,75	0,62	-0,62	0,71	0,61	-0,69	0,77	0,83	

### Gasterosteidae

Der Dreistachlige Stichling besiedelte fast ausschließlich zur Laichzeit im Mai und Juni in großen Individuenzahlen das Seegras. Er ist in dieser Zeit die dominierende Fischart mit einer Abundanz von über 26 N 100<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> und einer Biomasse von über 45 g 100<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup>. Mit einer relativen Häufigkeit von 38 % stellte diese Art 42 % der Biomasse des Fanges im Mai dar. Im weiteren Jahresverlauf waren die Dreistachligen Stichlinge nur in sehr geringer Anzahl nachweisbar (Tabelle 3; Abb. 6). Juvenile Tiere traten erstmals im Juni im Fang auf. Das Größenspektrum der Fische reichte von 1,9-6,0 cm SL. Vom Neunstachligen Stichling wurden nur zwei Exemplare, vom Seestichling (*Spinachia spinachia* LINNAEUS, 1758) kein Exemplar nachgewiesen.



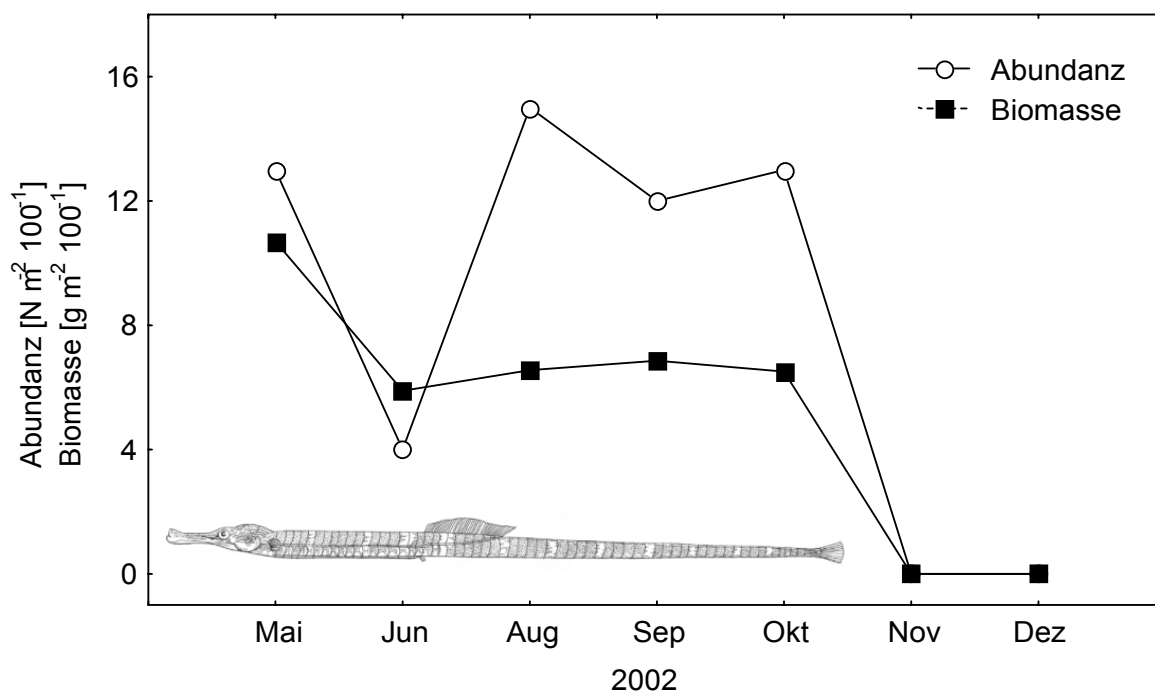
**Abb. 6** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Gasterosteus aculeatus*



**Abb. 7** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Nerophis ophidion*

## Syngnathidae

Die Kleine Schlangennadel war das ganze Jahr über in den Fängen vertreten. Sie dominierte von Juni bis Oktober bezüglich der Abundanzen und erreichte Anteile zwischen 19 und fast 60 % der gesamten Biomasse. Die Abundanzen und Biomassen waren im November und Dezember am geringsten (Tab. 3; Abb. 7). Tiere zwischen 8.9 und 30.4 cm SL wurden vom Fanggerät erfasst. Von August bis Dezember wurden juvenile Tiere unter 10 cm SL gefangen. Die Grasnadel zeigte eine ausgesprochene Saisonalität. Von August bis Oktober war sie eine häufige Art mit Anteilen an der Gesamt-Biomasse zwischen 13 und 26 %. Im Gegensatz zur Kleinen Schlangennadel wurde sie im November und Dezember nicht mehr im Seegras gefangen (Tab. 3; Abb. 8).



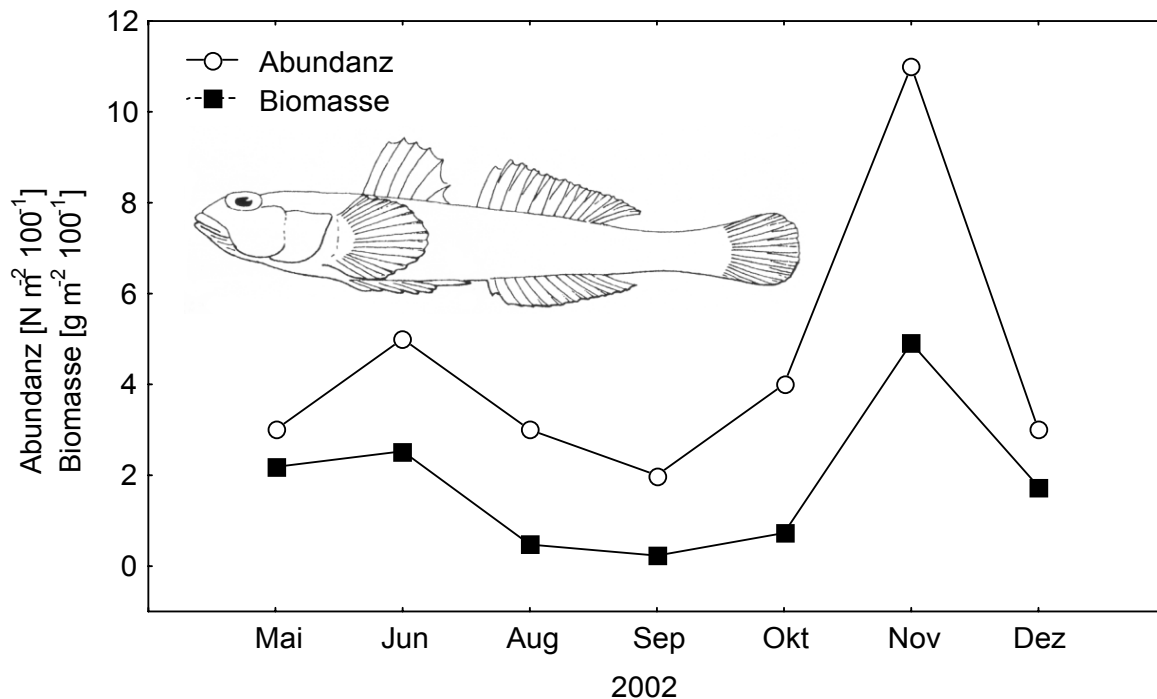
**Abb. 8** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Syngnathus typhle*

Das Größenspektrum reichte von 3,2-16,9 cm SL. Juvenile Tiere unter 9 cm SL wurden im Mai erbeutet, noch kleinere Tiere (<4 cm SL) im Juni. Auffällig war der entgegengesetzte Verlauf der Abundanzkurven der Kleinen Schlangennadel und der Grasnadel von Mai bis August (Abb. 7 und 8). Die Kleine Seenadel (*Syngnathus rostellatus* NILSSON, 1855) wurde nicht gefangen.

## Gobiidae

Die Sand- und Strandgrundeln konnten regelmäßig über den gesamten Beprobungszeitraum gefangen werden. Die Anteile der Abundanz und der Biomasse der Sandgrundel nahmen zum Winter hin deutlich zu. Im November war die

Sandgrundel der am häufigsten gefangene Fisch mit Anteilen von über 50 % an der Gesamt-Biomasse (Tabelle 3; Abb. 9). Tiere zwischen 1,8 und 4,8 cm SL wurden vom Fanggerät erfasst. Juvenile Sandgrundeln unter 2,3 cm SL wurden von August bis November gefangen.



**Abb. 9** Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Potamoschistus minutus*

Im Gegensatz dazu erreichten die Abundanzen und Biomassen der Strandgrundel im August und Oktober ein Maximum und nahmen im November und Dezember stark ab. (Tab. 3; Abb. 10). Das Größenspektrum der gefangenen Fische betrug 1,7-3,2 cm SL. Im Mai wurden Fische unter 2,0 cm SL gefangen. Das Vorkommen der Schwarzgrundel wurde nur durch zwei Exemplare belegt. Die Schwimmgrundel (*Gobiusculus flavescens* FABRICIUS, 1779) wurde nicht nachgewiesen.

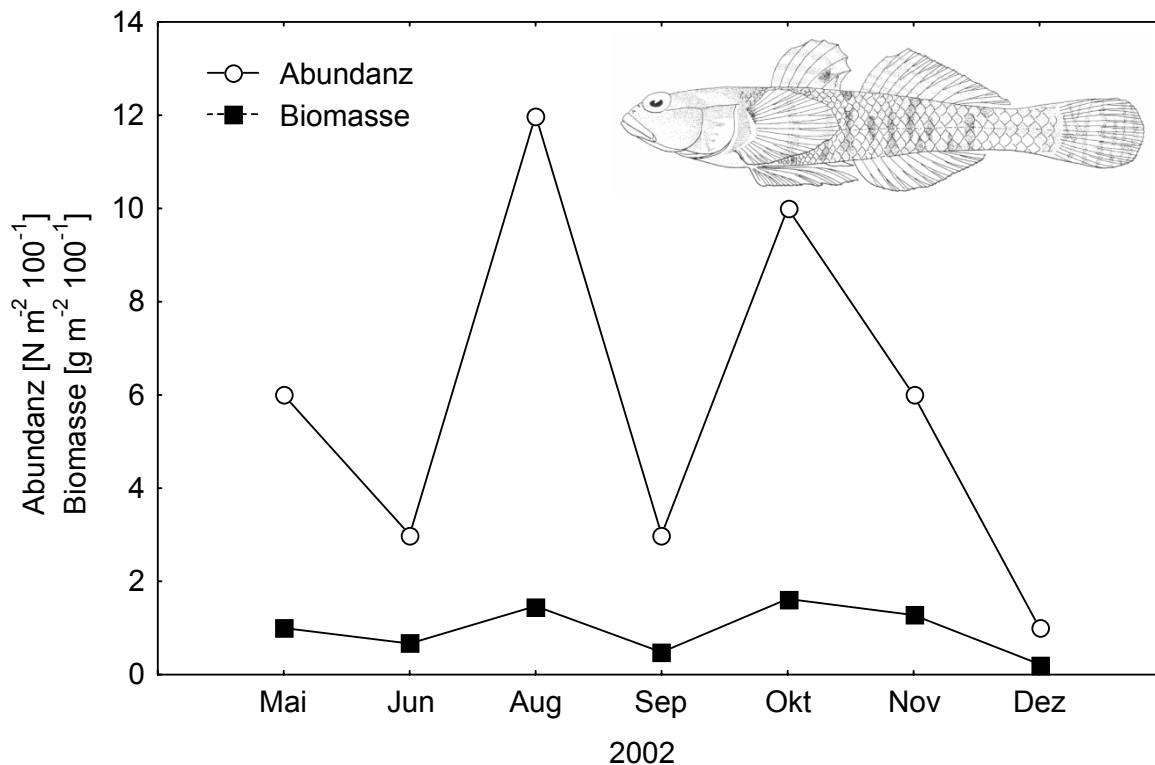


Abb. 10 Saisonale Variation der Abundanzen und der Biomassen von *Potamoschistus microps*

#### 4.4 Korrelationen zwischen abiotischen Faktoren, der Struktur der Seegraswiese und der Kleinfischgemeinschaft

Außer der Sprossdichte und dem Shannon-Wiener Index korrelierten alle untersuchten Parameter mit der Wassertemperatur. Die Abundanzen und auch die Biomassen der Kleinfische (ohne *Gasterosteus aculeatus*) korrelierten signifikant mit der Wassertemperatur ( $p = 0.045$  und  $p = 0.009$ ). Ebenso war eine signifikante Korrelation zwischen der OG-Biomassen von *Zostera marina* und der Wassertemperatur ( $p = 0,026$ ) festzustellen. Die Sprossdichten korrelierten dagegen nur schwach mit der Wassertemperatur ( $p = 0.063$ ). Korrelationen zwischen der Kleinfischbiomasse bzw. der Kleinfischabundanz und OG-Biomasse des Seegrases wurden nicht gefunden ( $p = 0.117$  und  $p = 0.076$ ). Die Sprossdichten und die Kleinfischbiomassen korrelierten ebenfalls nur schwach ( $p = 0.072$ ). Der Shannon-Wiener Index korrelierte mit keinem der untersuchten Seegrasparameter. Die meisten signifikanten Korrelationen ergaben sich zwischen den untersuchten Fischparametern und den abiotischen Faktoren (Tabelle 4).

#### Biomassen von *Nerophis ophidion*

Der saisonale Verlauf der Biomassen der Kleine Schlangennadel korrelierte schwach mit dem der Blattoberfläche des Seegrases ( $p = 0,061$ ). Die Übereinstimmungen im zeitlichen Verlauf werden im Frühjahr und Herbst besonders deutlich (Abb. 5). Außer für die Kleine Schlangennadel konnte kein Zusammenhang

zwischen abiotischen Parametern, Seegrasstrukturparametern und den individuellen Abundanzen bzw. Biomassen der Kleinfische festgestellt werden.

## 5 Diskussion

### 5.1 Fische

Neben den typischen Kleinfischarten der Flachwassergemeinschaft der südlichen Ostsee (WINKLER & THIEL 1993, BISCHOFF et al. 1997) wurden auch Aalmutter, Flussbarsch und Flunder in geringer Stückzahl gefangen. Größere Fische werden jedoch von Einschussfanggeräten oft unzureichend erfasst (ROZAS & MINELLO 1997). Deshalb sind die mit dem Einschussfanggerät ermittelten Biomassen stärker unterschätzt als die Abundanzen (JAKOBSEN & KUSHLAN 1987). Von den zehn gefangenen Arten können in Anlehnung an THIEL et al. (1995) sechs als marin, drei als euryhalin und eine als limnisch eingestuft werden. In der Seegraswiese vor der Ostseite der Insel Vilm wurden fast ausschließlich marine bzw. euryhaline Arten gefangen, obwohl die Anteile limnischer Fischarten, besonders Cypriniden, an der Gesamtartenzahl in den Bodden der südlichen Ostsee relativ hoch sind (THIEL 1990, JÖNSSON et al. 1998). Der Seestichling und die Schwimmgrundel kommen an den Außenküsten der südlichen Ostsee regelmäßig vor. Sie fehlen jedoch häufig in den inneren Bodden (WINKLER & THIEL 1993, UBL et al. 2000). Das gänzliche Fehlen der Cypriniden in den Fängen stimmt mit Beobachtungen von Herrn Roland FRICKE überein (mündl. Mitt.), der vor Lauterbach (Nordwestlich der Insel Vilm) im Vergleich mit der Ostseite Vilms mehr limnische Fischarten nachweisen konnte.

Der Dreistachlige Stichling unternimmt ausgedehnte Laichwanderungen im Frühjahr. Während dieser Zeit wandern die Tiere aus der Freiwasserzone in das Phytal der Uferzone ein. (FITZGERALD & WOOTTON 1986; PAEPKE 2001). Im Seegras vor Vilm wurden im Mai und Juni für den Dreistachligen Stichling die höchsten Abundanzen und Biomassen festgestellt. Danach wurde der Stichling nur noch sehr selten nachgewiesen, was darauf schließen lässt, dass die adulten Tiere nicht im Bereich der Seegraswiese ihre Hauptweidegründe besitzen, sondern ausschließlich in der Laichperiode dieses Biotop aufsuchen.

Die Kleine Schlangennadel und die Grasnadel zählen zu den typischen Vertretern der Seegrasgemeinschaft und sind im Seegras vor Vilm bezüglich der Abundanz und der Biomasse dominierende Fischarten. Sie sind phytomimetisch an das Leben in Seegraswiesen angepasst. Um nicht verdriftet zu werden, klammert sich die Kleine Schlangennadel mit Hilfe ihres Schwanzes an Seegrasblättern fest. Sie scheint strikt an das Seegrashabitat gebunden zu sein und war bis in den Dezember hinein im Seegras nachzuweisen. In einer Studie von UBL et al. (2000) wurde die Grasnadeln als häufige Fischart im Salzhaff bei Wismar, einem Gebiet mit ausgedehnten Seegrasbeständen, angegeben. Dies trifft auch für die Seegraswiese vor Vilm zu. Die Grasnadel wurde jedoch nicht im November und Dezember gefangen, was auf ein Wanderverhalten schließen lässt. Sie trat erst im Frühjahr wieder in den Fängen auf.

Die Literaturangaben über saisonale Wanderungen der Strand- und Sandgrundeln sind nicht einheitlich. HESTHAGEN (1977) beobachtete, dass Sandgrundeln im Winter aus flachen Küstenbereichen abwandern, während NELLBRING (1988) unter der Eisbedeckung in flachen Uferbereich der Ostsee Grundeln nachweisen konnte. Die Abundanzgipfel beider Grundelarten im Spätsommer bzw. Herbst stimmen gut mit Beobachtungen aus dem Flachwasser des Barther Boddens überein (THIEL 1990), was mit der Immigration der rekrutierten Fischbrut begründet werden kann.

### Abundanzen und Biomassen

Der saisonale Verlauf der Kleinfischabundanzen ist durch eine starke Zunahme im Frühjahr, maximale Werte in den Sommermonaten und eine Abnahme im Spätsommer bzw. Herbst charakterisiert. Diese Sommermaxima sind typisch für die Fischbesiedlung in Flachwassergebiete der Ostsee (NELLBRING 1988, JÖNSSON et al. 1998). Die Zunahme der Fischabundanzen im Frühjahr und Sommer sind in erster Linie auf Immigration und Rekrutierung zurückzuführen. Das stark strukturierte Phytoplankton dient vielen Fischarten (Gasterosteidae, Syngnathidae, Gobiidae) als Laich- und Aufwuchsgebiet. Abundanzminima im Winter bzw. Frühjahr gehen sowohl auf Emigration und auch auf Prädation und natürliche Mortalität zurück (THIEL 1990). Die ermittelten Größenordnungen der Abundanzen und Biomassen sind vergleichbar mit anderen Studien in Seegraswiesen der Ostsee. Allerdings wird die Vergleichbarkeit der Ergebnisse durch den Einsatz unterschiedlicher Fangtechniken, die unterschiedlichen Bodentypen und den Bewuchs mit Algen bzw. Makrophyten stark eingeschränkt. Die Fischabundanzen in reinen Makrophytenbeständen sind häufig höher als auf freien Sandflächen (ORTH et al. 1984). JÖNSSON et al. (1998) untersuchten die Fischbesiedlung des Flachwassers unter anderem in der Nähe der Insel Vilm mit einer Strandwade.

**Tabelle 5** Mittlere Abundanzen und Biomassen von Fischen aus verschiedenen Küstenregionen der Ostsee. Die Werte in Klammern sind Spannweiten der Jahres- bzw. Monatsmittelwerte.

Gebiet/ Tiefe	Jahr	Abundanz [N 100 <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> ]	Biomasse [g 100 <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> ]	Methode	Autoren
Askö Schweden 0-20 m	1980- 1981	210 (5-1380)	267 (0,1-730)	SCUBA- Zensus	JANSSON et al. 1985
Lysekil Schweden 0,7-1,5 m	1980- 1982	630 (340-1040)	21,7 (16,8-26,7)	Kastenfalle	PIHL BADEN und PIHL 1984
Vilm Deutschland 0-1,8 m	1994- 1996	3,4 (1,2-6,7)	11,1 (6,9-13,4)	Strandwade	JÖNSSON et al. 1998
Vilm Deutschland 2,0-3,5 m	2002	44 (14-138)	43 (3,6-112)	Einschluss- falle	eigene Untersuchung 2002



Die beprobten Makrophytengesellschaften umfassten jedoch kein *Zostera marina* und der Einsatz der Strandwade war auf maximal 1,8 m Tiefe beschränkt. Die mittleren Abundanzen der Klein- und Jungfische lagen bei unserer Untersuchung um den Faktor 10-20 höher. Studien aus Schweden ergaben noch wesentlich höhere Abundanzen und Biomassen für die Fischfauna in Flachwassergebieten (Tabelle 5). Unterschiede in der Größenzusammensetzung der Fischgemeinschaft ergeben sich nicht nur durch die unterschiedliche Fangmethoden, sondern auch durch die verschiedenen Maschenweiten der eingesetzten Fanggeräte. Geringe Maschenweiten und der Einsatz von Kastenfallen ohne Netzwände erhöhen die Anteile juveniler Fische und Fischlarven, was sich in einem kleineren Verhältnis zwischen Abundanz und Biomasse widerspiegelt.

## 5.2 Seegras

Die Sprossdichten, OG-Biomassen und Blattoberflächen der Seegraspflanzen zeigten saisonale Verlaufsmuster mit ausgeprägten Sommermaxima (Abb. 3, 4 und 5). Diese Muster lassen sich zum größten Teil auf eine Sprosszunahme im Frühjahr bis zum Frühsommer zurückführen. Das Wachstum von *Zostera marina* ist abhängig von der Wassertemperatur und der Photoperiode (BULTHIUS 1987, WOHLBERG 1935, zitiert aus GRÜNDEL 1982). Wenn die Wassertemperatur auf 6-10°C ansteigt und die Photoperiode zunimmt, steigt die Wachstumsrate an und das Seegras bildet neue Sprosse und Blätter aus (GRÜNDEL 1982). Dadurch lässt sich die Korrelation zwischen der Wassertemperatur und der Seegrasbiomasse erklären.

Die Sprossdichten der untersuchten Seegraswiese variierten zum einen saisonal und zum anderen innerhalb der untersuchten Population sehr stark (Abb. 3). Die mittleren Sprossdichten zwischen 100 und 150 Sprosse pro Quadratmeter waren im Vergleich mit anderen Untersuchungen sehr gering (Tabelle 6). Eine hohe Sprossabnahme ab August wurde von OLESEN & SAND-JENSEN (1994) in dänischen Gewässern beobachtet. Der überwiegende Teil der neu gebildeten Seegrassprosse stirbt dort während des Jahresverlaufs ab. Der größte Verlust tritt im Spätsommer auf (KIRKMANN & REID 1979, ORT & MOORE 1986). Diese Änderungen der Sprossdichten können Auswirkungen auf Räuber-Beutebeziehungen haben. STONER (1982) fand heraus, dass der Fangenerfolg großer *Lagodon rhomboides* in dichtem Seegras im Vergleich zu kleineren Tieren der gleichen Art reduziert wurde. Er führte den Fangenerfolg der kleineren Fische auf ihre Fähigkeit zurück, sich leicht im dichten Seegras bewegen zu können, während die größeren Fische mehr Probleme hatten, durch die dichte Vegetation zu schwimmen. Die Seegraswiese vor Vilm mit den relativ geringen Sprossdichten scheint wirbellosen Tieren und Fischen nur geringen Schutz gegenüber Prädation zu bieten. Die maximalen Werte der OG-Biomasse sind im Vergleich mit anderen Seegraswiesen der Ostsee sehr niedrig. BORUM & WIUM-ANDERSEN (1980) fanden mittlere Biomassenwerte von 0,6 kg m<sup>-2</sup> in Dänemark, GRÜNDEL (1982) 0,3 bis 2,9 kg m<sup>-2</sup> in Surendorf bei Kiel und FELDNER (1976) 0,7 bis 4,0 kg m<sup>-2</sup> in Großenbrode. Die sehr geringe Biomasse in dieser Untersuchung lässt sich zum Teil durch die sehr niedrige Sprossdichte erklären. Andererseits ist der Greifswalder Bodden sehr nährstoffreich und hat aufgrund von Phytoplanktonblüten und resuspendiertem Sediment oft ein sehr schlechtes Lichtklima.

**Tabelle 6** Sprossdichten in unterschiedlichen *Zostera marina* Wiesen der Ostsee nach verschiedenen Autoren. (MW) = Mittelwert, (Max.) = Maximalwert, (Min.-Max.) = Minimalwert-Maximalwert.

<b>Autoren</b>	<b>Ort</b>	<b>Sprossdichte [N m<sup>-2</sup>]</b>
FELDNER 1976	Deutschland	1366 (MW)
GRÜNDEL 1982	Deutschland	500 (Max.)
REUSCH et al. 1994	Deutschland	880-1200 (Min.-Max.)
OLESEN 1999	Dänemark	596-1054 (Min.-Max.)
BOSTRÖM et al. 2002	Dänemark	115-170 (Min.-Max.)
eigene Untersuchung	Deutschland	90-150 (Min.-Max.)

Da Seegräser einen höheren Lichtbedarf haben und gegenüber Mikro- und Makroalgen nur bei Nährstoffmangel im Vorteil sind (SAND-JENSEN & BORUM 1991), ist der Greifswalder Bodden für sie kein optimaler Standort. ADAMS (1976) fand eine positive Korrelation zwischen der Fischbiomasse und der Biomasse von *Zostera marina* in einer Seegraswiese in North Carolina. Beide Parameter korrelierten auch signifikant mit der Wassertemperatur. Diese Beziehung konnte nicht für die Seegraswiese vor Vilm nachgewiesen werden.

Die Blattoberfläche steht in direkter Beziehung zur Sprossdichte und Seegrasbiomasse, aber auch zur Blattlänge und Blattbreite. Der saisonale Verlauf der Blattoberfläche ist mit einem Breitenwachstum der Blätter im Juni, Blattverlust im August, erneutes Längenwachstum im Oktober und Verlust alter Blätter und ganzer Sprosse zum Jahresende verbunden. HECK und ORTH (1980) stellten die Hypothese auf, dass die Pflanzenoberfläche die beste Abschätzung für den Schutz einer potentiellen Beute darstellt. Stark verzweigte Blätter sollten besseren Schutz bieten als gleiche Biomassen einer Pflanze mit morphologisch einfacheren Blättern. Diese Hypothese wurde jedoch von STONER (1982) angezweifelt. Er untersuchte drei Seegrasarten mit unterschiedlicher Oberfläche pro Biomasseneinheit und zeigte, dass bei gleichen Biomassen die Pflanzenart mit der größten Oberfläche am wenigsten Schutz bot. Diese unterschiedlichen Ergebnisse können nur durch die individuellen Charakteristika von Räuber und Beute erklärt werden, wie z. B. die relative Größe zwischen Räuber und Beute (HECK & CROWDER 1991). In dieser Studie konnte keine signifikante Korrelation zwischen der Blattoberfläche des Seegrases und den Fischparametern gefunden werden. Die schwache Korrelation zwischen der Biomasse der Kleine Schlangennadel und der Blattoberfläche des Seegrases kann durch die enge Bindung dieser Fischart an das Seegrasbiotop erklärt werden.

### 5.3 Abiotische Faktoren

Die Salinität und die Wassertemperatur können maßgeblich die Verbreitung und Verteilung von Fischen im Flachwasser bestimmen (THORMAN 1986; THIEL et al. 1995). Die Salinitätsschwankungen im Untersuchungsgebiet waren im Jahr 2002 äußerst gering, sodass osmotischer Stress als maßgebender Faktor für das Zu- bzw. Abwandern von Kleinfischen in bzw. aus dem Flachwasser in diesem Jahr ausgeschlossen werden kann.

Signifikante Korrelationen konnten zwischen der Wassertemperatur und den Fischparametern, sowie zwischen der Wassertemperatur und den Seegrasparametern festgestellt werden. Insgesamt scheint die Wassertemperatur ein wesentlicher Faktor zu sein, der sowohl Einfluss auf die Biomasse des Seegrases als auch auf die Biomasse der Fische hat. Die Abnahme der Fischabundanzen und Fischbiomassen im Gesamtfang von Oktober bis Dezember kann auf die sinkende Wassertemperatur und die damit verbundene Migrationen, als auch auf die abnehmende Seegrasdichte zurückgeführt werden. Die niedrigen Sprossdichten bzw. Seegrasbiomassen bieten während dieser Zeit wenig Schutz und Versteckmöglichkeiten für wirbellose Tiere und Kleinfische der Seegrasgemeinschaft. Während die Wassertemperatur zusammen mit der Photoperiodik das Wachstum des Seegrases beeinflusst, wird die Struktur der Fischgemeinschaft entscheidend durch die Wassertemperatur und die Struktur des Seegrases bestimmt.

## Zusammenfassung

Eine *Zostera marina*-Seegraswiese im Greifswalder Bodden und die assoziierte Fischgemeinschaft wurden in monatlichen Intervallen von Mai bis Dezember 2002 quantitativ beprobt, um die Struktur der Seegrasgemeinschaft zu untersuchen. Zehn Fischarten konnten nachgewiesen werden, fünf Arten dominierten in den Fängen. Die Abundanzen und Biomassen der Fische und der Seegraspflanzen variierten sehr stark und zeigten eine ausgeprägte Saisonalität mit maximalen Werten im Frühjahr bzw. im Sommer. Signifikante Korrelationen zwischen Abundanz und Biomasse der Kleinfische und der Wassertemperatur ergaben sich, wenn der Dreistachlige Stichling, der höchste Abundanzen während der Laichsaison im Mai erreicht, nicht berücksichtigt wurde. Eine Korrelation wurde zwischen der Seegras Biomasse und der Wassertemperatur gefunden. Es konnte jedoch kein Nachweis einer Korrelation zwischen der Seegrasbiomasse und der Fischbiomasse erbracht werden. Die Wassertemperatur stellt einen wichtigen Faktor dar, der die Struktur des Seegrashabitats und der Fischgemeinschaft bestimmt.

## Danksagung

Diese Studie wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, im Rahmen des Stipendenschwerpunktes „Die südliche Ostsee und ihre Küsten im Wandel“, gefördert. Wir danken Peter Hübner und Dr. Henning von Nordheim vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), Außenstelle Vilm, für die Unterstützung der Forschungsaktivitäten. Weiter danken wir dem Nationalparksamt Rügen und dem Landesamt für Fischerei Mecklenburg-Vorpommern für die Befreiung von den

Verboten bzw. für die Ausnahmegenehmigungen für die Entnahme von Seegrasproben und den Fang von Fischen vor der Insel Vilm.

### Literatur

- ADAMS, S. M. (1976): The ecology of eelgrass, *Zostera marina* (L.). Fish communities. I. Structural analysis. – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 22: 269-291.
- BELL, S. S.; MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. (1991): Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space. – *Population and Community Biology Series*: 438; London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras (Chapman and Hall).
- BISCHOFF, K.; QUITTSCHAU, K. & SCHÖNE, H. (1997): Zum Vorkommen ausgewählter Tierarten in den Seegraswiesen vor Timmendorf (Insel Poel). – *Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Museums für Meereskunde und Fischerei*, 13: 62-64.
- BOBSIEN, I. C. & BRENDELBERGER, H. (eingereicht, 2003): Quantitative enclosure sampling method for small epibenthos in eelgrass beds (*Zostera marina* Linnaeus, 1758). – *Limnology and Oceanography, Methods*.
- BORUM, J. & WIUM-ANDERSEN, S. (1980): Biomass and production of epiphytes on eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Oresund, Denmark. – *Ophelia, Supplement*, 1: 57-64.
- 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.
- BULTHUIS, D. A. (1987): Effects of temperature on photosynthesis and growth of seagrasses. – *Aquatic Botany*, 27 (1): 27-40.
- FELDNER, J. (1976): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchung am Seegras *Zostera marina* L. in der Kieler Bucht (westliche Ostsee). – Dissertation, Institut für Meereskunde, Christian-Albrecht-Universität Kiel; Kiel.
- FITZGERALD, G. J. & WOOTTON, R. J. (1986): Behaviour ecology of sicklebacks. – [In:] PITCHER, T. J. (ed.): *The behaviour of teleost fishes*: 409-432, London & Sydney (Croom Helm).
- GRÜNDEL, R. (1982): Ökosystem Seegraswiese - qualitative und quantitative Untersuchungen über Struktur und Funktion einer *Zostera*-Wiese vor Surendorf (Kieler Bucht, Westliche Ostsee). – Diplomarbeit, Christian-Albrecht-Universität Kiel; Kiel.
- HECK, K. L., Jr & CROWDER, L. B. (1991): Habitat structure and predator-prey interactions in vegetated aquatic systems – [In:] BELL, S. S., MCCOY, E. D. & MUSHINSKY, H. R. (eds.): *Habitat Structure: The physical arrangement of objects in space*: 281-299; London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras (Chapman and Hall).
- HESTHAGEN, I. H. (1977): Migration, breeding, and growth in *Potamoschistus minutus* (Pallas) (Pisces, Gobiidae) in Oslofjorden. – *Sarsia*, 63: 17-26.
- HYNDES, G. (2000): Do fish communities differ among seagrass assemblages? – *Biologia Marina Mediterranea, Genova*, 7 (2): 227-230.
- JANSSON, B. -O.; ANEER, G. & NELLBRING, S. (1985): Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. – *Marine Ecology Progress Series*, 23: 31-43.
- JACOBSEN, T. & KUSHLAN, J. A. (1987): Sources of Sampling Bias in Enclosure Fish Trapping: Effects on Estimates of Density and Diversity. – *Fisheries Research*, 5: 401-412.
- JÖNSSON, N.; BUSH, A.; LORENZ, Th. & KORTH, B. (1998): Struktur und Funktion von Bodenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen. – *Greifswalder Geographische Arbeiten*, 16: 250-285.
- KIRKMANN, H. & REID, D. D. (1979): A study of the role of the seagrass *Posidonia australis* in the carbon budget of an estuary. – *Aquatic Botany*, 7: 173-183.
- MURPHY, M. L.; JOHNSON, S. W.; CSEPP, D. J. (2000): A comparison of fish assemblages in eelgrass and adjacent subtidal habitats near Craig, Alaska. – *Alaska Fishery Research Bulletin*, 7: 11-21.
- NELLBRING, S. (1988): Quantitative and qualitative studies of fish in shallow water, Northern Baltic Proper. – Doctoral thesis, University of Stockholm: 98 S.; Stockholm (Akademiförtryck AB).
- OLESEN, B. (1999): Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: size - dependence and biomass partitioning. – *Aquatic Botany*, 65: 209-219.
- OLESEN, B. & SAND-JENSEN, K. (1994): Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. – *Marine Ecology Progress Series*, 106: 147-156.

- ORTH, R. J. & HECK, K. L., Jr. (1980): Structural components of eelgrass (*Zostera marina*) meadows in the lower Chesapeake Bay. – *Estuaries*, 3: 278-288.
- ORTH, R. J.; HECK, K. L., Jr & 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.
- ORTH, R. J. & MOORE, K. A. (1986): Seasonal and year-to-year variations in the growth of *Zostera marina* L. (eelgrass) in the Lower Chesapeake Bay. – *Aquatic Botany*, 24: 335-341.
- PAEPKE, H.-J. (2001): *Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758. - [In:] BANARESCU, P. M. & PAEPKE, H.-J. (eds.): The Freshwater Fishes of Europe. Vol. 5/III, Cyprinidae 2, Part III: Gasterosteidae: 209-276; (Aula-Verlag).
- PIHL BADEN, S. & PIHL, L. (1984): Abundance, biomass and production of mobile epibenthic fauna in *Zostera marina* (L.) meadows, western Sweden. – *Ophelia*, 23 (1): 65-90.
- REUSCH, T. B. H.; CHAPMAN, A. R. O. & GRÖGER, J. P. (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.
- ROZAS, L. P. & MINELLO, T. J. (1997): Estimating densities of small fishes and decapod crustaceans in shallow estuarine habitats: A review of sampling design with focus on gear selection. – *Estuaries*, 20 (1): 199-213.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J. (1991): Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. – *Aquatic Botany*, 41: 137-175.
- Short, F. T. & Duarte, C. M. (2001): Methods for the measurement of seagrass growth and production. – [In:] Short, F. T. & Coles, R. G. (Eds.): *Global seagrass research methods*, Chapter 8: 155-182, Amsterdam (Elsevier Science B. V.).
- STONER, A. W. (1982): The influence of benthic macrophytes on the foraging behavior of the pinfish, *Lagodon rhomboides* (Linnaeus). – *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 58: 271-284.
- STONER, A. W. (1983): Distribution of fishes on seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. – *Fishery Bulletin U. S.*, 81: 837-846.
- THIEL, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. – Dissertation, Universität Rostock: 147 S.; Rostock.
- THIEL, R.; SEPULVEDA, A.; KAFEMANN, R. & NELLEN, W. (1995): Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. – *Journal of Fish Biology*, 46 (1): 47-69.
- THORMAN, S. (1986): Physical factors affecting the abundance and species richness of fishes in the shallow waters of the Southern Bothnian Sea (Sweden). – *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 22: 357-369.
- UBL, C.; LAUTERBACH, S. & SCHULZ, S. (2000): Ein Beitrag zur Entwicklung eines Klein- und Jungfischmonitorings an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. – *Mitteilungen der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei*, 22: 157-165.
- WINKLER, H. M. & THIEL, R. (1993): Beobachtungen zum aktuellen Vorkommen wenig beachteter Kleinfischarten an der Ostseeküste Mecklenburgs und Vorpommerns (Nordostdeutschland). – *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 1: 95-104.

#### Autoren:

Ivo Bobsien  
 Zoologisches Institut  
 Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
 Olshausenstr. 40  
 24098 Kiel

E-mail: [ibobsien@zoologie.uni-kiel.de](mailto:ibobsien@zoologie.uni-kiel.de)

Britta Munkes  
 Experimentelle Ökologie  
 Institut für Meereskunde  
 Düsternbrooker Weg 20  
 24105 Kiel

E-mail: [b.munkes@ifm.uni-kiel.de](mailto:b.munkes@ifm.uni-kiel.de)



Manuskripteingang: 16.06.2003;  
 angenommen: 29.09.2003

