

**Greifswalder Bodden und Oderästuar - Austauschprozesse
(GOAP)**

Abschlußbericht 1997

**Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im
Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen**

Dr. N. Jönsson
Dr. A. Busch
Dipl.-Biol. Th. Lorenz
Dipl.-Biol. B. Korth

Universität Rostock
FB Biologie
Zum Laakkanal 20
18109 Rostock

Inhaltsverzeichnis:

1. Einleitung.....	3
2. Material und Methoden.....	5
2.1 Charakterisierung der Stationen	5
2.1.1 Positionsbestimmung, hydroakustische Erfassung von Tiefenprofilen und submersen Strukturen	5
2.2 Vegetationskundliche Untersuchungen	7
2.3 Abiotische Parameter	8
2.4 Biologische Probennahme und -bearbeitung	8
2.4.1 Zooplankton.....	8
2.4.2 Makrozoobenthos	9
2.4.3 Fische.....	10
3. Ergebnisse und Diskussion	12
3.1 Charakterisierung der Stationen	12
3.1.1 Positionsbestimmung und Morphometrie.....	12
3.1.2 Submerse Strukturen und tauchergeführte Videodokumentation.....	13
3.2 Das Zooplankton.....	14
3.2.1 Die Zooplanktongemeinschaften.....	15
3.2.2 Jahreszeitliche Dynamik.....	19
3.2.3 Bilanzierung	20
3.3 Makrozoobenthos	33
3.3.1 Qualitative Auswertung.....	33
3.3.2 Quantitative Auswertung.....	34
3.4 Die Jung- und Kleinfischgemeinschaft.....	38
3.4.1 Zusammensetzung	38
3.4.2 Abundanzen und Biomassen	39
3.4.3 Strukturelle Charakteristika	42
3.4.4 Nahrungsökologie.....	44
3.4.5 Bilanzierung für den Gesamtboden und Einfluß auf andere Trophiestufen	48
4. Zusammenfassung	48
5. Literatur	50
6. Anhang	

1. Einleitung

Bei der Nutzung unserer Küstengewässer existiert ein steter Interessenkonflikt, denn auf der einen Seite sollen natürliche Ausprägung und Funktionalität der Bodden- und Haffgewässer erhalten bleiben, auf der anderen Seite unterliegen gerade sie starken anthropogenen Belastungen. Eine Lösung dieses Konfliktes kann nur mit dem Schutz und einer Sanierung der Küstengewässer einhergehen.

Dazu müssen der Belastbarkeitsgrad der Küstengewässerökosysteme und die Wechselbeziehungen zu angrenzenden aquatischen, aber auch terrestrischen Lebensräumen bekannt sein. Über regulierende Maßnahmen kann sowohl bottom – up (Nährstoffreduktion durch verbesserte Abwasserbehandlung und Verringerung der landwirtschaftlichen Einträge) als auch top – down (biomanipulatorische Eingriffe auf höheren trophischen Ebenen) Einfluß genommen werden. Alle diese Bestrebungen machen im Vorfeld oder als begleitende Maßnahmen umfassende Felduntersuchungen notwendig, um Struktur und Funktion eines Ökosystems und etwaige Veränderungen beschreiben zu können, wobei die oft schwer erkennbaren indirekten Rückkopplungen und vielfältige interspezifische Wechselwirkungen eine komplexe Herangehensweise erfordern.

Konkret bedeutet das, neben der Erfassung der abiotischen Umwelteinflüsse die Morphologie und Qualität des Gewässergrundes aufzunehmen und die verschiedenen trophischen Ebenen und ihre Vernetzung zu betrachten. Deshalb wurde an unseren ausgewählten Stationen zunächst einmal ein Tiefenprofil aufgezeichnet und die Sedimentbeschaffenheit analysiert. Die Charakteristika des Gewässerbodens bilden, zusammen mit den Eigenschaften des darüberliegenden Wasserkörpers, den abiotischen Rahmen, in dem sich die Lebensgemeinschaften einnischen. Als biotischem Strukturbildner kommt dem Makrophytobenthos eine besondere Bedeutung zu. Wir haben die Zusammensetzung, die Vertikalverteilung und den Bedeckungsgrad der submersen Vegetation ermittelt, weil sie die Diversität der untersuchten Lebensräume bestimmt.

Eine zentrale Rolle in ästuaren Ökosystemen spielen das **Phyto-** und **Zooplankton**, die am schnellsten und direktesten die hier relativ stark fluktuierenden abiotischen Einflußgrößen widerspiegeln. Deshalb haben wir das Hauptaugenmerk unserer Arbeiten auf die Dynamik des Zooplanktons gelegt, um auf diese Weise die Frage nach dem Mechanismus von Austausch- und Vermischungsprozessen zwischen den Bodden und der Ostsee erklären zu können – denn Veränderungen in Qualität und Quantität des strömungspassiven Zooplanktons zeigen wechselnde Strömungssituationen an.

Den Hauptteil der Zooplanktonbiomasse bilden calanoide Copepoden der Gattungen *Acartia* und *Eurytemora* und deren Entwicklungsstadien. Daneben kommen *Temora*, *Centropages* und *Pseudocalanus* als weitere Vertreter des Ostseeplanktons vor. *Diaptomus*, *Cyclopiden* und *Cladoceren* gelangen z.T. als limnische Planktonformen über den Peenestrom in den Greifswalder Bodden oder besiedeln ihn im gesamten Gebiet als autochthone Elemente. Zahlenmäßig starke Planktonfraktionen wie *Tintinniden* und *Rotatorien* machen nur einen geringen Biomasseanteil aus. Das gilt gleichermaßen für die planktischen Entwicklungsstadien sessiler Tiere wie *Balanus* und *Molluscen*.

Das Makrozoobenthos wird durch Mollusken dominiert, wobei die Bivalvieren der Arten *Macoma balthica*, *Arenomya arenaria* und *Cerastoderma lamarcki* den größeren Anteil an der Biomasse ausmachen. Die Gastropoden der Gattung *Hydrobia* erreichen zwar höhere Abundanzen, ihr Biomasseanteil aber ist geringer. Die Polychaeten und die Crustaceen bilden einen vergleichsweise geringen Biomasseanteil. Innerhalb dieser Gruppen überwiegen *Hediste diversicolor* und *Marenzelleria viridis* bzw. Amphipoden (*Gammarus*, *Corophium*) und Isopoden (*Idothea*, *Jaera*).

Ein Grund für diese Biomasseverhältnisse ist im unterschiedlichen Räuberdruck zu sehen, denn die genannten Mollusken leben bis zu 40 cm tief im Sediment und sind damit für benthophage Fische unerreichbar. Demgegenüber siedeln die gefundenen Vertreter der anderen Gruppen in oberen Sedimentschichten, auf der Sedimentoberfläche oder im Phytal und dienen in größeren Mengen als Fischnahrung.

Die Klein- und Jungfischgemeinschaft des Greifswalder Boddens wird durch *Gasterosteiden*, insbesondere den Dreistachligen Stichling, *Gobiiden* (Sand- und Strandgrundel), *Ammodytiden* (Großer und Kleiner Sandaal), *Syngnathiden* (Schmalschnäuzige Seenadel, Kleine Schlangennadel) und den Nachwuchs von *Clupeiden* (Hering), *Perciden* (Flußbarsch), *Cypriniden* (Plötze, Ukelei) und *Pleuronectiden* (Flunder) dominiert.

Mit unterschiedlichsten Mitteln versuchen sie, einerseits die relativ starken Fluktuationen abiotischer Einflußgrößen zu meistern, um sich andererseits die hohe Produktivität des Boddens nutzbar machen zu können. Dabei lassen sich verschiedene Strategien unterscheiden, die mit der Eroberung der erdgeschichtlich jungen Boddenlebensräume aus ursprünglich besiedelten Arealen im Zusammenhang stehen: Marine Arten wie der Hering, aber auch der Dreistachlige Stichling suchen die flachen Küstengewässer zur Reproduktion auf. Limnische Arten (Plötze, Flußbarsch) können sich nur in Gebieten mit geringerer Salinität (in der Regel ausgesüßte Randgewässer) erfolgreich fortpflanzen; die Rekruten aber nutzen die Boddengewässer dann wieder zum Aufwachsen. Die Flunder als typischer Ästuarbewohner laicht auf der Oderbank, die Jungfische besiedeln das gesamte Boddengebiet. Seenadeln und Grundeln mit ihrem relativ geringen Aktionsradius verbleiben den gesamten Lebenszyklus im Bodden.

Durch die Besiedlung verschiedener Habitats und mannigfaltige Ernährungsweisen werden die Ressourcen des Boddens ausgebeutet. Überwiegend benthivore Fische wie Flunder, Grundeln oder die Plötze fressen vor allem Polychaeten (*Nereiden*) und Crustaceen (*Amphipoden*, *Isopoden*, *Mysidaceen*). Planktivore Vertreter wie Sandaale und Heringe verzehren hauptsächlich die Copepoditen der wichtigsten calanoiden Copepoden der Gattungen *Acartia* und *Eurytemora* sowie *Cyclopiden*. Omnivore Stichlinge nutzen vielfältige Nahrungsnischen, neben den genannten auch Fischeier und Fischlarven. Der wichtigste Räuber unter den Jungfischen ist der Barsch, der sich zu einem großen Teil von Kleinfischen (v.a. *Gobiiden*) ernährt.

Auf diese Weise wird Stoff und Energie aus anderen trophischen Ebenen (Zooplankton und Zoobenthos) umgesetzt, z.T. akkumuliert und durch Wanderbewegungen der mobilen Fische transportiert.

2. Material und Methoden

Im Sinne der Gesamthematik wurden von uns im Greifswalder Bodden 5 Stationen festgelegt und in der zentralen [GOAP-Datenbank](#) erfaßt. Entsprechend der natürlichen Tiefenzonierung erstreckte sich die Probennahme an den Stationen jeweils auf den makrophytendominierten Flachwasserbereich und die vegetationslose Freiwasserzone.

Es handelt sich um Stationen, die bei den vorherrschenden meteorologischen Bedingungen unterschiedliche Ein- und Ausstromsituationen widerspiegeln ([Abb. 1](#)):

Ruden	GWB 00011/12
Koos	GWB 00013/14
Vilm	GWB 00015/16
Zicker Berg	GWB 00017/18
Lubmin	GWB 00019/20

Die Stationsarbeiten umfaßten folgende Aktivitäten:

1. Positionsbestimmungen und hydroakustische Aufnahmen
2. Vegetationskundliche Untersuchungen
3. [Erfassung abiotischer Parameter](#)
 1994: April - Juni: 14tägig; Juli - Oktober: monatlich
 1995: März – September: 5 Aufnahmen
 1996: April – September: 5 Aufnahmen
4. [Zooplanktonfang \(wie 3.\)](#)
5. Makrozoobenthosaufnahme
 1994: April – Oktober: monatlich
 1995: März – September: 3 Aufnahmen
 1996: April – September: 2 Aufnahmen
6. [Erfassung der Klein- und Jungfischgemeinschaft \(wie 3.\)](#)

Für die Durchführung aller Arbeiten war das vom Projektträger finanzierte, seetüchtige Arbeitsboot "Vineta" die Basis.

2.1 Charakterisierung der Stationen

2.1.1 Positionsbestimmung, hydroakustische Erfassung von Tiefenprofilen und submersen Strukturen

Die Positionsbestimmung von Probennahmeorten, Küstenlinie, Schiffs- und Sonar-kursen erfolgte durch geodätische Meßverfahren unter Einsatz eines Laserent-fernungsmessers der Firma "GEO-FENNEL", in Kopplung mit einem elektronischen Theodolithen der Firma "CARL ZEISS". Die hochpräzise Meßtechnik ermöglicht eine Meßgenauigkeit im Millimeterbereich, wobei unsere Methode bei der Vermessung von Seezielen eine

Mindestmeßgenauigkeit von $\pm 1\text{m}$ zuläßt. Diese Aussage stützt sich auf Messungen während der Methodikentwicklung, deren Ziel darin bestand, für die raum-zeitliche Reproduzierbarkeit von Feldarbeiten die Grundlage zu schaffen.

Die Transformation der Positionsdaten in Meßtischblattkoordinaten (KRASSOWSKI) bzw. geographische Koordinaten ist durch das Einbinden geodätischer Fixpunkte der Untersuchungsgebiete gewährleistet.

Die hydroakustischen Aufnahmen erfolgten mit dem Flachwasserfarbecholot der Firma "SONDER-SONAR JENA". Dieses System zeichnet sich durch die Einsatzmöglichkeiten in Wassertiefen ab 20 cm sowie eine hohe Auflösung und Sensibilität bei der Erfassung und Darstellung der Strukturen in den Echogrammen aus. Die Datenspeicherung erfolgt bei hoher Komprimierung in Echtzeit auf PC-Basis.

In Abhängigkeit von der Größe der Untersuchungsgebiete wurden mit dem genannten Sonarsystem Schnitte unterschiedlicher Anzahl aufgenommen:

Gebiet	Anzahl der Sonarschnitte
Vilm	15
Koos	16
Lubmin	16
Ruden	10
Zicker Berg	11

Während der Sonaraufnahmen wurden Start- und Endpunkte eines Schnittes sowie Zwischenpositionen durch Winkel- und Entfernungsmessungen ermittelt. Jede Positionsbestimmung wurde synchron zur Echolotung im Echogramm markiert. Die Zwischenpositionen dienen zur Kurskontrolle während der Sonaraufnahmen und der nachfolgenden Zuordnung der entsprechenden Echogrammabschnitte zu den ermittelten Positionen. Der Standort des Positionsmeßsystems wurde zu Beginn über geodätische Fixpunkte im Untersuchungsgebiet eingemessen.

Die Echogramme wurden im ersten Auswertungsschritt mit speziell entwickelter Software entsprechend dem Kursverlauf zerschnitten und ihren echten xy-Koordinaten zugeordnet, so daß eine Abweichung vom geraden Kurs des Bootes eingerechnet wird.

Neben der Ermittlung des Tiefenprofils wird im Echogramm auch der Makrophytenbewuchs farblich differenziert vom Sedimentgrund dargestellt.

Im Sonarschnitt "Vilm12.son" wird die Tiefenverbreitungsgrenze der Makrophyten im Untersuchungsgebiet Vilm deutlich ([Abb. 2](#)). Ab 4 m Wassertiefe kristallisieren sich die Makrophyten aus dem roten Sedimentgrund in Form grünelber Strukturen (schwache Echos) deutlich heraus. Je dichter der Makrophytenbewuchs wird, desto stärker werden seine Reflexionseigenschaften und das manifestiert sich im Echogramm als rotgelbe Strukturen (starke Echos).

So ist es möglich, annähernd die Verbreitungsgrenzen von Makrophyten schnell und unabhängig von der Transparenz des Wasserkörpers grob zu erfassen.

Die Aufarbeitung der Echogrammdaten zur Verteilung der Makrophyten erfolgt nach dem Modus der Tiefenwertbestimmung. Hierbei werden die Sproßenden der Makrophyten als zweite Tiefenlinie (z-Wert) programmgestützt ermittelt. Die Verteilung der Makrophyten kann so als zweite Ebene über dem Tiefenprofil dargestellt werden ([Abb. 3](#)).

2.2 Vegetationskundliche Untersuchungen

Grundlage der durchgeführten Arbeiten ist die Methode der wissenschaftliche Taucherei. Nur dadurch kann eine exakte Reproduzierbarkeit der Ergebnisse und eine sichere Unterscheidung zwischen siedelndem und driftendem Pflanzenmaterial gewährleistet werden. Für die Stationscharakterisierung wurden zwei unterschiedliche Dokumentationsverfahren eingesetzt:

1. Aufnahme eines Vegetationsquerschnittes senkrecht zur Uferlinie bis zur Tiefengrenze des Phytals.
2. Aufnahme von jeweils 8 m² Probenfläche in fortlaufender Entfernung vom Ufer ebenfalls bis zur Bewuchsgrenze.

Für den Vegetationsschnitt wurden mit Entfernungsmarken versehene Leinen auf dem Gewässergrund verankert und bis zu einem markierten Punkt unterhalb der Bewuchsgrenze senkrecht zum Ufer ausgerichtet. Dieser Schnitt wurde dann von einem Taucher mittels Videokamera dokumentiert. Die von der Kamera erfaßte Breite beträgt etwa einen Meter. Auf diese Weise ist eine exakte Tiefenverteilung und Qualitätsanalyse der Makrophyten des jeweiligen Untersuchungsgebietes möglich.

Für die Einschätzung der Artenzusammensetzung und ihrer flächenmäßigen Verteilung wurden auf verschiedenen Tiefenstufen in fortlaufender Entfernung zum Ufer (5, 20 und weiter alle 50 Meter) jeweils 8 m² genau dokumentiert. Dabei wurde ein in 25 kleinere Einzelfelder unterteilter Quadratmeter – Rahmen benutzt und mit Hilfe einer UW – Videokamera aufgenommen. Die so gewonnenen Daten wurden später analysiert. Für manche Gattungen, wie z.B. *Cladophora*, *Enteromorpha* oder *Polysiphonia* ist eine genaue Artunterteilung mit dieser Methode nicht möglich. Für einzelne Standorte wurden für die Verifizierung von Videobildern Pflanzenproben entnommen.

2.3 Abiotische Parameter

Im Zeitraum von April 1994 bis September 1996 wurden insgesamt 19 Stationsfahrten durchgeführt. Eine Aufnahme dauerte in der Regel 3Tage.

Alle gewonnenen Daten wurden in die [GOAP-Datenbank](#) eingespeist.

Auf jeder Station wurden zu Beginn der Probennahme folgende Parameter bestimmt:

Salinität	}	in Meterstufen
Sauerstoffsättigung		
Wassertemperatur		
pH-Wert (Oberfläche, Grund)		
Sichttiefe		
meteorologische Daten (Lufttemperatur, Wind, Bewölkung, Niederschlag)		

Insbesondere die Messung des Salzgehaltes in den verschiedenen Tiefenstufen diene der Schichtungscharakterisierung des Wasserkörpers. Das ist für die Beprobungs-strategie des Zooplanktons von Bedeutung:

Eine Schichtung ist vorhanden, wenn folgendes gegeben ist:

- Differenz aus maximalem und minimalem Wert (Δ_1) ≥ 1 ‰
- Salinitätsdifferenz zwischen 2 aufeinander folgenden Messungen (Δ_2) in Tiefe n und Tiefe n+1m ≥ 0.5 ‰

Die Anzahl der zu beachtenden Trennungslinien ergibt sich aus der Häufigkeit der auftretenden Δ_2 .

Werden die Bedingungen nicht erfüllt, gilt der Wasserkörper als durchmischt (was im Greifswalder Bodden mit seinen geringen Tiefen der Normalfall ist).

2.4 Biologische Probennahme und -bearbeitung

2.4.1 Zooplankton

Mit einer selbstansaugenden Kreiselpumpe wurden insgesamt 805 tiefenintegrierte Proben genommen. Die dabei zu berücksichtigenden Tiefenbereiche ergaben sich aus dem festgestellten Schichtungszustand (s. Salinitätsmessung).

Eine Probe pro Wasserschicht (Station) reicht nicht aus, um ein Gebiet biologisch zu beurteilen. Da sich an den horizontal verschieden gelegenen Stationen, die Planktondichten aufgrund ihrer hohen Variabilität meist überlappen, erübrigt sich im Sinne unserer Aufgabenstellung eine Mehrfachbeprobung an der gleichen Stelle. Vielmehr wird auf jeder Station an 5 Substationen pro Wasserschicht je eine Probe

genommen. Dadurch wird es mit ausreichender statistischer Sicherheit möglich, Wasserkörper biologisch zu charakterisieren und Angaben zu ihrer Herkunft zu unterstützen oder zu relativieren.

Das jahreszeitenabhängig entnommene Wasservolumen von 30 bis 40 l wurde durch 56 µm Gaze filtriert. Das eingeeengte Filtrat wurde mit Formaldehyd so versetzt, daß ein 4 %iges Lösungs-Seewasser-Gemisch entstand.

Abundanzen und Dominanzen der Zooplankter wurden bestimmt, wobei jede Einzelprobe analysiert wurde. Die statistische Auswertung umfaßte die Ermittlung der 95%-Konfidenzintervalle.

Zusätzlich werden die planktischen Entwicklungsstadien benthischer Arten beachtet, um die Verbindung zum Benthos zu gewährleisten .

Zur Charakterisierung von biologischen Stoff- und Energieflüssen sind geeignete Masse- und Energiewerte für die Systemkomponenten erforderlich. Deshalb wurden verfügbare Informationen über Masse- und Energiewerte für Zooplanktonorganismen aus vergleichbaren Regionen der südlichen Ostsee in einer Studie zusammengefaßt (BUSCH und HOLST 1995, s.Anlage). Zur Berechnung der Kohlenstoff-Gehalte wurden die Trockenmassen der Tiere mit 0,45 multipliziert (HEERKLOSS und VIETINGHOFF 1989).

2.4.2 Makrozoobenthos

Insgesamt wurden 320 Proben mit einem Stechrohr (10 cm Innendurchmesser) gewonnen. Pro Station wurden im Flachwasserbereich (bis ca. 1,5 m Wassertiefe) und im Tiefenbereich (bis zu 8 m Wassertiefe) jeweils 3 Unterproben entnommen. In den größeren Wassertiefen wurde das Stechrohr von einem Taucher geführt. Der Stechrohrinhalt wurde einzeln durch 500µm - Gaze ausgesiebt und mit Formaldehyd so versetzt, daß ein 4%iges Lösungs-Seewasser-Gemisch entstand. Der Einsatz verschiedener Bodengreifertypen (van Veen, Ekman) wurde getestet. Schiffsgröße und Sedimentheterogenität machten deren sinnvollen Einsatz aber unmöglich.

Zunächst wurden die Subproben taxonomisch vorsortiert (Mollusken, Polychaeten, Crustaceen). Anschließend erfolgte die Artbestimmung und die Ermittlung der Abundanzen und Dominanzen. Außerdem wurden die Biomasseverhältnisse der verschiedenen Benthosorganismen untersucht (Bestimmung der Feuchtmasse, bei Mollusken ohne Schale).

2.4.3 Fische

Der Greifswalder Bodden ist hinsichtlich der Besiedelbarkeit durch Fische in 2 unterschiedliche Lebensräume gegliedert: einen von Makrophyten geprägten Flachwasserbereich und eine vegetationslose Freiwasserzone. Deshalb wurden zur Erfassung der Fischgemeinschaften 2 Fanggeräte eingesetzt: im Flachwasser eine Strandwade und im Freiwasser ein Jungfischtrawl. Insgesamt wurden auf den 19 Stationsfahrten mit 190 Hols 162 Fischproben gewonnen, wovon jeweils die Hälfte auf Flachwasser- und Freiwasserregion entfielen. Von jeder Fischprobe wurden je nach deren Umfang alle Probestiere oder eine definierte Teilprobe in 4%iger Formalin-Biotopwasser-Lösung fixiert.

Bei der Probenbearbeitung wurden die Probestiere taxonomisch zugeordnet, ausgezählt und gewogen.

Aus diesen Grunddaten wurden dann die Abundanzen und Biomassen der verschiedenen Fischarten pro Flächeneinheit an den 5 Stationen getrennt nach Flach- und Freiwasser ermittelt. Bei Gesamtmittelwerten für einzelne Stationen, den Gesamtbodden, einzelne Jahre und den Gesamtzeitraum wurden gewogene Mittelwerte berechnet. Dabei fand Berücksichtigung, daß die Flachwasserzone etwa 30% und die Freiwasserregion 70% der Gesamtfläche des Boddens umfassen. Aus methodischen Gründen erfolgt eine Beschränkung dieser quantitativen Angaben auf die Jung- und Kleinfische bis zu einer Totallänge von 20 cm (Ausnahme: Syngnathidae, die im gesamten Längenbereich einbezogen werden).

Zur genaueren Charakterisierung der Artenmannigfaltigkeit eines Gebietes wurde der SHANNON-WEAVER-Diversitätsindex (H_s), der mit steigender Artenzahl und Gleichverteilung wächst, auf Basis des natürlichen Logarithmus berechnet.

Anschließend wurde eine Längen-Häufigkeits-Verteilung der einzelnen Fischarten (5-mm-Längengruppen) aufgestellt. Bei Vorhandensein wurden pro 20-mm-Längengruppe 10 Tiere einer Species für weitergehende Untersuchungen (Nahrungsuntersuchungen) bereitgestellt.

Bei den für die Nahrungsuntersuchungen vorgesehenen Fischen wurden folgende Parameter bestimmt: Totallänge und Standardlänge: auf 1 mm below, Voll- und Leermasse: auf 0,001 g genau, Geschlecht und Gonadenreife sowie Magen- bzw. Darmfüllungsgrad (Einteilung von 0 - 4: entspricht Abstufung von 0-25-50-75-100%). Dann wurde der Verdauungstrakt jedes Fisches aus der Leibeshöhle herauspräpariert und anschließend der Ösophagus, der Gaster bzw. das vordere Drittel des Verdauungskanal (bei magenlosen Fischen wie den *Cypriniden*) geöffnet. Unter dem Binokular wurden die Nahrungsbestandteile in eine Zählkammer gegeben.

Die qualitative und quantitative Bestimmung der Nahrungszusammensetzung erfolgte anschließend nach der numerische Methode von HYSLOP 1980.

Über Standardbiomassen oder Länge-Masse-Regressionen der Nahrungsorganismen wurde schließlich die Nahrungsbiomasse der verschiedenen Nahrungsfractionen rekonstruiert (siehe DEBUS & WINKLER 1996).

Der Tagesrationsberechnung wurde bis auf eine Ausnahme die Balance-Gleichung von VINBERG (1956) zugrunde gelegt, wobei von der Annahme ausgegangen wird, daß ca. 80 % der vom Fisch aufgenommenen Biomasse für Wachstum und Erhaltungstoffwechsel verwertet werden.

Die Ration wurde für die Altersgruppen jeder Art getrennt berechnet., wobei die mittleren Längen aus den Längen-Häufigkeits-Verteilungen und Länge-Masse-Regressionen, die im Wesentlichen von den, für die Nahrungsuntersuchungen genutzten, Fischen aufgestellt wurden, als Grundlage dienten (Tab.1).

Tab. 1: Länge-Masse-Beziehungen der wichtigsten Fischarten: $FM(g) = a * TL(mm)^b$

Fischart	A (10^{-6})	b	n (Anzahl untersuchter Fische)	r ²
<i>Clupea harengus</i>	0,53	3,48	161	0,99
<i>Rutilus rutilus</i>	2,34	3,34	67	0,99
<i>Pungitius pungitius</i>	9,43	2,92	66	0,92
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	4,98	3,18	279	0,98
<i>Perca fluviatilis</i>	4,56	3,21	134	0,99
<i>Ammodytes tobianus</i>	1,75	3,10	239	0,97
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	3,59	2,93	75	0,89
<i>Pomatoschistus microps</i>	2,93	3,32	227	0,89
<i>Pomatoschistus minutus</i>	9,25	2,94	282	0,93
<i>Platichthys flesus</i>	5,25	3,18	81	0,99

Darüber hinaus fanden in die Berechnung des Erhaltungstoffwechsels die in Tabelle 2 aufgeführten Größen Eingang.

Tab. 2: Sauerstoffverbrauch A ($mlO_2 * g^{-1} * h^{-1}$) und masseabhängige Koeffizienten k der betrachteten Fischarten

Fischart	A	k	Quelle
<i>Clupea harengus</i>	0,396	0,80	ALMATAR (1984)
<i>Rutilus rutilus</i>	0,470	0,87	MELNICUK (1969)
<i>Pungitius pungitius</i>	0,297	0,81	VINBERG (1956, 1961) in OSERNJUK (1985)
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	0,297	0,81	VINBERG (1956, 1961) in OSERNJUK (1985)
<i>Perca fluviatilis</i>	0,546	0,78	MELNICUK (1975)
<i>Ammodytes tobianus</i>	0,316	0,78	VINBERG (1956)
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	0,316	0,78	VINBERG (1956)
<i>Pomatoschistus microps</i>	1,314	0,84	FONDS & FELDHUIS (1973)
<i>Pomatoschistus minutus</i>	1,094	0,80	FONDS & FELDHUIS (1973)

Einzig für die Flunder wurde bei der Rationsberechnung die Methode nach FONDS et al. (1985) verwendet, wobei hier das Faktum zugrunde liegt, daß Flundern unter Laborbedingungen nur bei maximaler Nahrungsaufnahme einen Zuwachs erkennen ließen, so daß die tägliche Ration in Abhängigkeit von der Temperatur nach folgender Formel berechnet werden konnte:

$$R (mgAFTM/d) = 0,016 * T_w (\text{Wassertemperatur})^{1,5} * TL (\text{Totallänge})^{2,4}$$

Aus den Tagesrationenwerten und den Abundanzen konnten dann die flächenbezogenen Konsumtionswerte der einzelnen Altersgruppen für jede Fischart errechnet werden.

Durch Summierung der altersgruppenspezifischen Konsumtionswerte und unter der Annahme, daß die Tagesrationen für einen bestimmten Zeitraum (in Abhängigkeit von der Probennahmefrequenz) repräsentativ sind, konnten monatliche und jährliche (Frühjahr bis Herbst) Konsumtionswerte kalkuliert werden.

Die Umrechnung zwischen Frischmasse (FM), aschefreier Trockenmasse (AFTM) und C-Gehalt wurde nach HEERKLOSS (1996) vorgenommen:

Wassergehalt in % FM: 78	Aschegehalt in % TM: 15	C-Gehalt in % TM: 46
--------------------------	-------------------------	----------------------

Wegen der Heterogenität der Nährtiere und den Schwankungen ihrer Biomasseäquivalente wurde davon ausgegangen, daß sich letztere nicht von denen der Fische unterscheiden, so daß bei der Bilanzierung eine leichte Unterschätzung bei der Konsumtion der Nahrungsorganismengruppen anzunehmen ist.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Charakterisierung der Stationen

3.1.1 Positionsbestimmung und Morphometrie

Die angewandte Methode der Positionsbestimmung dient der reproduzierbaren Aufnahme eines Ist - Zustandes in den Untersuchungsgebieten, um ggf. zeitlich-räumliche Veränderungen zu charakterisieren.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über Größe und Tiefenstruktur der vermessenen Untersuchungsgebiete.

Tab. 3: Größe der Untersuchungsfläche und Flächenanteile der Tiefenstrata an den Stationen

Station	Gesamtfläche (m ²)	Flächenanteile der Tiefenstrata	
		(m ²)	%
Ruden	1572360		
bis 1m		5900	0,4
bis 2m		60203	3,8
bis 3m		181219	11,5
bis 4m		297242	18,9
bis 5m		289859	18,4
bis 6m		390178	24,8
> 6m		347760	22,1
Vilm	1431110		

bis 1m		24690	1,7
bis 2m		95041	6,6
bis 3m		78842	5,5
bis 4m		95662	6,7
bis 5m		122429	8,6
bis 6m		369116	25,8
> 6m		645330	45,1
Lubmin	1187510		
bis 1m		34560	2,9
bis 2m		288608	24,3
bis 3m		164465	13,8
bis 4m		347533	29,3
> 4m		352344	29,7
Zicker Berg	1488992		
bis 1m		36132	2,4
bis 2m		45522	3,1
bis 3m		325736	21,9
bis 4m		298208	20
bis 5m		586605	39,4
bis 6m		104330	7,0
> 6m		92460	6,2

Die Darstellung der Morphometrie der Untersuchungsgebiete gibt einen ersten Eindruck zur Tiefenstruktur des Gebietes ([Abb. 4](#))

Anhand der Arbeitskarten ([Abb. 5](#)) ist es möglich, gezielt Regionen für ein dichteres Beprobungsnetz herauszusuchen. Grundgedanke dabei ist die Einteilung in Tiefenstrata und deren flächenproportionale Beprobung, z.B. hinsichtlich ihres Makrophytenbewuchses.

Das Verbreitungsgebiet der Makrophyten im Stationsgebiet Vilm wird in [Abb. 4](#) als grüne Fläche dargestellt. Die rote Linie entspricht ihrer Tiefenverbreitungsgrenze, die bei 4 Meter Wassertiefe liegt; das stimmt sehr gut mit unseren videogeführten UW - Kartierungen überein. Entsprechend [Tab. 3](#) beträgt die potentielle Bewuchsfläche im Untersuchungsgebiet Vilm mit rund 294.000 m² 20,5% der untersuchten Fläche.

3.1.2 Submerse Strukturen und tauchergeführte Videodokumentation

Zur biologischen Charakterisierung der Phytalbestände des Greifswalder Boddens bilden die Arbeiten von GEISEL (1986), SCABELL (1988) und RAMBOW (1994) wertvolle Grundlagen und Vergleichsmöglichkeiten.

Ziel unserer Arbeit war es, das Makrophytobenthos der 5 Standardstationen für das Verständnis der Lebensgemeinschaften möglichst umfassend qualitativ und quantitativ einzuschätzen. Das gilt sowohl für die artliche Zusammensetzung und den Bedeckungsgrad, als auch deren Abhängigkeit von den jeweiligen Umgebungsbedingungen. Darüber hinaus sollte die Brauchbarkeit und Genauigkeit unserer hydroakustischen Aufnahmen geprüft werden.

Das soll am Beispiel der Station Vilm dokumentiert werden:

Wie in [Abb. 5](#) als gelbe Linie erkennbar, wurde ein 1.000 m langer, senkrecht zur Uferlinie liegender, bis zur tiefsten Verbreitungsgrenze des Phytals gehender Schnitt gelegt, um die Pflanzengesellschaften und deren Verteilungsmuster zu erfassen.

Die Verteilung dieser Gesellschaften innerhalb der untersuchten Gesamtfläche charakterisiert das Makrophytobenthos im Gebiet. Unterhalb einer Wassertiefe von 4 Metern (600 m Uferentfernung) war, entsprechend den hydroakustischen Messungen, kein Pflanzenbewuchs mehr vorhanden.

Hervorzuheben ist auch die Heterogenität des Bewuchses, daß also trotz vorhandenem Substrat, sowie genügendem Nährstoff- und Lichtangebot, keine durchgehende Besiedlung durch Makrophyten erfolgt. Dies zeigt sich besonders deutlich im Bereich zwischen 0 und 200 Metern Uferentfernung, in dem unterschiedliche Pflanzengesellschaften Bedeckungsgrade zwischen 0 und 100 % erreichen ([Abb. 6](#)).

Die folgende Gegenüberstellung (Tab. 4) zeigt die Verteilung der charakteristischen Pflanzengesellschaften auf dem 600 m langen Vegetationsschnitt, die mit den beiden verschiedenen Methoden ermittelt wurden:

Zum einen wurden insgesamt 20 Aufnahmen gemacht, die sich jeweils aus 8 einzelnen Unterproben von je einem Quadratmeter Grundfläche zusammensetzen. Für diese wurde der Bedeckungsgrad und die artliche Zusammensetzung bestimmt.

Zum anderen wurde der Gesamtschnitt auf einer Breite von einem Meter mit der Videokamera aufgenommen und später analysiert.

Tab. 4: Bedeckungsgrad der Makrophytengesellschaften

Pflanzengesellschaft	Bedeckungsgrad der Probenflächen in %	Bedeckungsgrad des Gesamtschnittes in %
Enteromorpha - Gesellschaft	0,6	0,8
Cladophora - Gesellschaft	2,9	3,5
Potamogeton - Gesellschaft	6,6	6,4
Polysiphonia – Gesellschaft	3,5	2,6
Gesamtes Makrophytobenthos	13,7	13,3

Beide Methoden liefern annähernd gleiche Ergebnisse. Auch die Übereinstimmung mit der Hydroakustik ist befriedigend und bestätigt die Brauchbarkeit der verwendeten Verfahren für die Einschätzung des Gewässergrundes.

3.2 Das Zooplankton

Das über das Phyto- und Zooplankton induzierte Trophiegefüge mit seinen vielfältigen Rückkopplungen widerspiegelt die Abhängigkeiten planktischer, benthischer und nek-tischer Boddenlebensgemeinschaften von Transport- und Vermischungsvorgängen durch Süßwasserzufuhr auf der einen und Austauschprozessen mit der vorgelagerten Ostsee auf

der anderen Seite. Deshalb war einer unserer Arbeitsschwerpunkte die Untersuchung des Zooplanktons. Zwar liegen seit etwa 20 Jahren Aufnahmen des Zooplanktons im Greifswalder Bodden vor, ihre Aussagefähigkeit aber bleibt ein-geschränkt, da:

- nicht der gesamte Jahreszyklus erfaßt wurde und
- an den ohnehin nur in sehr großen zeitlichen Abständen beprobten Stationen jeweils nur eine Probe in einem Tiefenhorizont entnommen wurde.

Das hatte zur Folge, daß weder statistisch gesicherte Aussagen über die jahreszeitliche Dynamik hergeleitet werden konnten, noch Angaben über die räumliche Variabilität in den Planktongemeinschaften vorlagen, die zudem Tiere aus der gesamten Wassersäule umfaßten (BRENNING & KELL 1985, 1990; HÜBEL et al. 1995).

Gerade die Berücksichtigung der zuletzt genannten Sachverhalte macht die besondere Qualität unserer Arbeiten aus. Darüberhinaus fließen diese Werte in ein hydrogra-fisches Modell ein und lassen am Ende eine Kohlenstoffbilanzierung zu, welche direkt an Austausch und Vermischung beteiligte biogene Einheiten quantifiziert.

3.2.1 Die Zooplanktongemeinschaften

Das Zooplankton des Greifswalder Boddens setzt sich aus Arten zusammen, die aus der Ostsee und dem Süßwasser stammen, und stellt daher eine Vermischung der meiomesohalinen Baltischen Mischzooplanktongemeinschaft, der oligohalinen Brackwasser- Eurytemora- Assoziation und der limnischen Gemeinschaft dar. Zusammengefaßt für die einzelnen Jahre und den jeweiligen Probennahmezeitraum an den untersuchten Stationen im Greifswalder Bodden variieren die mittleren Abundanzen und Biomassen zwischen 26.800 und 340.000 Ind./m³ bzw. 7.200 und 72.000 µgTM/m³ (Tab. 5 u. 6).

Tab. 5: Mittelwerte der Abundanzen und Trockenmassen GB gesamt

	Abundanz (N / m ³)	Trockenmasse (µg / m ³)
1994		
20.04.	84185	12323
03.05.	136956	62368
17.05.	243260	72028
31.05.	340952	58828
28.06.	122306	34800
26.07.	73849	40980
23.08.	56757	26399
20.09.	43941	15628
25.10.	26787	8261
1995		
07.03.	40179	7177
10.04.	60955	16359
02.05.	99189	39371
12.07.	61129	7562
18.09.	59946	36376

--	--	--

Tab. 6: Mittelwerte der Abundanzen und Trockenmassen jeder Station 1994/95

Station	Jahr	Abundanz (N/m ³)	Trockenmasse (µg/m ³)
Koos	1994	95798	34736
	1995	49598	10940
Vilm	1994	115271	44597
	1995	77692	20401
Zicker Berg	1994	97795	40272
	1995	58864	24692
Lubmin	1994	106666	32591
	1995	68243	16793
Ruden	1994	87023	32034
	1995	33994	19928
Peene	1994	292177	450809
	1995	206630	92279

Da sich die für die Entwicklung der Tiere wichtigen Parameter wie z.B. die Temperatur und der Salzgehalt, zu den entsprechenden Probennahmezeiten zwischen den 5 Stationen kaum unterschieden haben, kann von folgendem ausgegangen werden:

1. **Auftretende** Dichteunterschiede von Planktongruppen an verschiedenen Stationen zu einem beliebigen Beprobungszeitpunkt sind das Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen, wenn vorher keine Differenzen an den entsprechenden Stationen vorhanden waren.
2. **Fehlende** Dichteunterschiede von Planktongruppen an verschiedenen Stationen zu einem beliebigen Beprobungszeitpunkt sind das Ergebnis von Austausch- und Vermischungsprozessen, wenn vorher Differenzen an den entsprechenden Stationen vorhanden waren.

Einzelne Arten werden zu verschiedenen Zeiten an bestimmten Stationen auf unterschiedliche Weise beeinflusst. So kann es sein, daß an einer Station die Art A durch die dort ansässigen Räuber stärker dezimiert wird als an einer anderen Station, während bei der Art B die Verhältnisse anders liegen. Ähnlich könnte man Wachstum und Produktion einer Art A mit dem einer Art B bei unterschiedlichem Nahrungsangebot vergleichen. In beiden Fällen wäre es schwierig, den Einfluß von Austausch- und

Vermischungsverhältnissen auf die Verteilung einer Art im Bodden zu verallgemeinern. Daher wurden Arten, die gleiche Herkunftsgebiete (z.B. Ostsee oder Süßwasser) repräsentieren, in Gruppen zusammengefaßt, die mit Sicherheit in anderen Gebieten nicht vorkommen und sich dort nicht entwickeln können. Der gewünschte Effekt wäre der, daß z.B. der Einfluß der nicht strömungsbedingten Schwankung in der Dichte einer einzelnen Art (z.B. A) durch die fehlende(n) Schwankung(en) in der Dichte einer oder mehrerer anderer Arten (z.B. B oder B+C+D) bei Betrachtung der Gruppe (A+B+...) relativ geringer ausfallen würde, und damit eine Verallgemeinerung sicherer wird, und zwar um so mehr, je mehr Arten in diese Zusammenfassung einfließen.

Folgende Gruppen wurden daher zusammengestellt:

1. **Copepoden** (Ostsee - Greifswalder Bodden; O - GB): Die Arten leben nur in der Ostsee und im Bodden, jedoch nicht im Süßwasser.
2. **Copepoden** (Süßwasser - Greifswalder Bodden; SW - GB): Die Arten sind nur im Süßwasser und im Bodden zu finden, leben jedoch nicht in der Ostsee.
3. **Cladoceren** (Ostsee - Greifswalder Bodden): wie 1.
4. **Cladoceren** (Süßwasser - Greifswalder Bodden): wie 2.

Artenliste:

Copepoden

Calaniden:

Acartia bifilosa

Acartia longiremis

Acartia tonsa

Centropages hamatus

Eurytemora affinis

Pseudocalanus elongatus

Temora longicornis

O-GB-Copepoden

Eudiaptomus gracilis

SW-GB-Copepoden

Cyclopiden:

Acanthocyclops robustus-vernalis

Cyclops bicuspidatus

Cyclops strenuus-vicinus
Mesocyclops leuckarti

Cladoceren

Bosmina longispina f. mar.
Evadne nordmanni
Podon intermedius
Podon leuckarti
Podon polyphemoides

O-GB-Cladoceren

Alona spec.
Bosmina longirostris
Chydorus sphaericus
Daphnia longispina
Diaphanosoma brachyurum
Polyphemus pediculus

SW-GB-Cladoceren

Rotatorien:

B. calyciflorus
B. plicatilis
B. quadridentatus
B. urceolaris
Brachionus angularis
Cephalodella spec.
Colurella spec.
Euchlanis spec.
Filinia longiseta
Filinia terminalis
Keratella cochlearis
Keratella quadrata
Keratella tecta
Lecane hastata
Notholca spec.
Synchaeta spec.
Trichocerca spec.

Larven:

Balanus spec.
 Muschellarven
 Schneckenlarven
 Polychaetenlarven

Sonstiges:

z.B.:
 -Algen
 -Bauchhärlinge
 -Cnidaria
 -Fischlarven
 -Nematoden
 -Schalen

Tintinniden:*Leprotintinnus spec.**T. beroidea**T. fimbriata**T. meunieri**Tintinnopsis tubulosa*

Arten, die sowohl in der Ostsee als auch im Süßwasser existieren (*Rotatorien*) oder sich lokal bei entsprechenden Temperaturen sehr rasch vermehren können (*Tintinniden*; s.a. Zwischenbericht 1995), werden nicht in die statistische Betrachtung betreffend der Austausch- und Vermischungsgeschehen einbezogen. Da sie dennoch wesentliche Bestandteile des Planktons sind, werden sie bei der Betrachtung der Zusammensetzung der Tiergemeinschaften berücksichtigt.

3.2.2 Jahreszeitliche Dynamik

Für die Darstellung der jahreszeitlichen Dynamik der definierten Tiergruppen für den Gesamtbodden flossen sämtliche Einzelwerte pro Art (n = 25, 5 Stationen mit jeweils 5 Substationen) zu den jeweiligen Probennahmezeitpunkten in die Mittelung ein. Daraus ergeben sich für die definierten Tiergruppen unter Betrachtung ihrer Abundanzen und Biomassen folgende zeitliche Muster:

Abundanzen ([Abb. 7 und 8](#))

Die höchsten Abundanzen erreichten 1994 die *Ostsee – Greifswalder Bodden – Cladoceren* in ihrem Frühjahrsmaximum. 1995 waren sie wesentlich schwächer vertreten. Es folgen die Copepoden und zwar mit einem Frühjahrs- und einem Herbst-maximum der *Ostsee – Greifswalder Bodden – Copepoden* und nur einem ausgeprägten Sommermaximum der *Süßwasser – Copepoden*. Mit einem Sommerminimum sind die *Rotatorien* ansonsten ganzjährig vertreten; das Maximum der *Tintinniden* wurde im späten Frühjahr bis Frühsommer erreicht.

Trockenmassen ([Abb. 9 und 10](#))

Die größte Fraktion in der Trockenmasse stellen die *Copepoden* dar, gefolgt von den *Rotatorien*, den *Tintinniden* und den *Cladoceren*.

Die *Ostsee - Greifswalder Bodden - Copepoden* und, weniger ausgeprägt auch die entsprechenden *Cladoceren*, waren stark in den Frühjahrs- und Sommermonaten vertreten und konnten im Herbst noch ein zweites Maximum entwickeln. Dagegen erreichten die *Süßwasser - Greifswalder Bodden - Copepoden* und die entsprechenden *Cladoceren* vor allem in den Sommer- und Herbstmonaten bzw. in den Frühsommermonaten das

Trockenmasse - Maximum. Die *Tintinniden* traten nur in den Frühjahrs- und Fröhsommermonaten in größeren Mengen auf; die *Rotatorien* waren vom Frühjahr bis in den Herbst vertreten, allerdings mit einem Sommerminimum.

Die planktischen Larven benthischer Organismen traten zu bestimmten Zeiten in signifikanten Mengen auf:

- *Bivalvia* - April bis Juli;
- *Gastropoden* - Mai bis Juli;
- *Polychaeten* - Oktober.

Auch nach dem Eiswinter 1995/96 gab es keine wesentlichen Unterschiede in den Zooplanktondichten und -massen, vergleicht man die Aprilwerte der Jahre 1994 - 1996 miteinander (Tab. 7 und 8; s.a. Tab. 5 und 6)

Tab. 7: Dichte wesentlicher Zooplanktongruppen in Ind./m³

Tiergruppe	1994	1995	1996
Acartia	15774	25087	19947
Eurytemora	1301	1253	1207
Sonst. Crustaceen	7274	961	453
Rotatorien	2704	755	120247
Tintinniden	58694	25009	58302
Larven (benthischer Org.)	446	197	1170

Tab. 8: Trockenmasse wesentlicher Zooplantongruppen in µg/m³

Tiergruppe	1994	1995	1996
Acartia	6135	10149	17868
Eurytemora	492	980	370
Sonst. Crustaceen	3872	2513	1477
Rotatorien	548	412	24503
Tintinniden	1096	463	1081
Larven (benthischer Org.)	71	33	217

3.2.3 Bilanzierung

3.2.3.1 Das Strömungsgeschehen

In Auswertung der Daten über Wasserbilanzen und Strömungsrichtungen (Modelle BUCKMANN; KOOP) wurde von uns das Strömungsgeschehen für den betrachteten Zeitraum ermittelt. Im Untersuchungszeitraum 1994 bis 1996 ließen sich im wesentlichen 3 Strömungssituationen erkennen:

1. Anfang 1994 bis Ende Juli 1994 ([Abb. 11](#))

Strömung: Einstrom Strelasund;

Ausstrom Ostrand nördlich und südlich Ruden;

Peeneausstrom nach Osten

Wasseraustausch: ca. 0,5 (Januar bis März) und 1 - 2 (April bis Juli) Gesamtwassermengen des Greifswalder Boddens pro Monat

2. August bis Oktober 1994 (Abb. 12)

Strömung: Einstrom Strelasund und Ostrand nördlich Ruden;
Ausstrom Ostrand südlich Ruden;
Peeneausstrom nach Osten

Wasseraustausch: etwa 0-10 % der Gesamtwassermenge des Greifswalder Boddens pro Monat

3. November 1994 bis Ende 1995 (Abb. 13)

Strömung: Einstrom Ostrand nördlich Ruden (von März bis Mitte April auch südlich Ruden);
Ausstrom Strelasund;
Peeneausstrom nach Osten (von März bis Mitte April nach Westen)

Wasseraustausch: Ein Viertel der Gesamtwassermenge des Greifswalder Boddens pro Monat (November 1994 bis Mitte Juli 1995), 10-20 % der Gesamtwassermenge des Greifswalder Boddens pro Monat (Mitte Juli bis Ende 1995)

Der **Juni 1994** stellte eine **Ausnahmesituation** dar (Abb. 14). Die Strömungsrichtung war der beschriebenen Situation (1) nahezu völlig entgegengesetzt gerichtet (kein Ein- und Ausstrom über Ostrand südlich Ruden). In einem Monat wurde der Gesamtwasserkörper des Boddens einmal vollständig ersetzt.

Sowohl die Konstanz der Strömungsrichtung und die geringen Schwankungen in der Größe des Wasseraustausches über einen Zeitraum von Monaten als auch die kurzzeitige Ausnahmesituation im Juni 1994 geben Anlaß zu folgender Annahme:

Der Wasseraustausch (Richtung und Größe) wird von langanhaltenden Veränderungen des Pegelstandes in der Ostsee und vom lokalen Strömungsgeschehen (u.a. induziert von direkten Windeinflüssen) determiniert. Dabei ist die Pegelstandsschwankung (langsamer und langanhaltender Prozeß) der Hauptfaktor, der jedoch bei extrem starken lokalen Windeinflüssen von diesen kurzzeitig überlagert werden kann.

**3.2.3.2 Vergleich: Hydrografisches Modell -
Tiergemeinschaftszusammensetzung**

Die Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaften eignet sich zur Charakterisierung des Wasserkörpers. Konkret bedeutet das Auftreten von limnischen oder Ostseeformen Süßwasser- bzw. Ostseezustrom im jeweils analysierten Boddengebiet.

Daher ist es möglich, biologische Ergebnisse und hydrografische Modelle miteinander zu vergleichen.

In Tabelle 9 sind die **Unterschiede** zwischen den Stationen herausgehoben. Dafür wurden die C- Gehalte der definierten Tiergruppen pro m³ an den untersuchten Stationen miteinander verglichen.

Sind strömungsbedingte, statistisch signifikante Unterschiede (April 1994 bis Mai 1995: n=5; p<0.05; Juli und September 1995: n=1; statistisch unsicher) in der Zusammensetzung der Tiergemeinschaften zwischen den Stationen vorhanden, so sind diese mit den Zeichen "<" und ">" kenntlich gemacht; "-" bedeutet: Keine Unterschiede. Wurden keine Daten erhoben, fehlen Symbole.

Es muß von links nach rechts gelesen und dabei die senkrecht stehenden Stationen mit den waagrecht stehenden verglichen werden, entsprechend sind dann die Symbole "<" und ">" zu deuten.

Tab. 9: Unterschiede in den Zooplankton- Kohlenstoffgehalten pro m³ zwischen den 5 Stationen
 "-" : keine Unterschiede April 1994 bis Mai 1995: n=5; p<0,05
 ohne Symbol : keine Probandaten Juli und Sept. 1995: n=1 (statistisch nicht sicher)
 "<", ">" : Unterschiede

20.04.1994		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	-	
Copepoden (SW-GB)		-	<	<	<	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			<	<	<	
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	<	
Copepoden (SW-GB)				-	-	
Cladoceren (O-GB)				-	-	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	
Copepoden (O-GB)	L				>	
Copepoden (SW-GB)					<	
Cladoceren (O-GB)					-	
Cladoceren (SW-GB)					-	
Copepoden (O-GB)	R					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						
03.05.1994		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	-	
Copepoden (SW-GB)		-	<	-	<	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			<	-	<	
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	

Cladoceren (SW-GB)		-	-	-		
Copepoden (O-GB)	Z			-	>	
Copepoden (SW-GB)				>	-	
Cladoceren (O-GB)				-	-	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	
Copepoden (O-GB)	L				-	
Copepoden (SW-GB)					<	
Cladoceren (O-GB)					-	
Cladoceren (SW-GB)					-	
Copepoden (O-GB)	R					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						
17.05.1994		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	-	
Copepoden (SW-GB)		-	-	-	<	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	>	>	
Copepoden (SW-GB)			<	-	<	
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	>	
Copepoden (SW-GB)				-	<	
Cladoceren (O-GB)				-	-	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	
Copepoden (O-GB)	L				-	
Copepoden (SW-GB)					<	
Cladoceren (O-GB)					-	
Cladoceren (SW-GB)					-	
Copepoden (O-GB)	R					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						
31.05.1994		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	-	
Copepoden (SW-GB)		<!	<!	-	<!	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	<	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	>	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			-	-	-	
Cladoceren (O-GB)			-	>	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	
Copepoden (SW-GB)				-	-	

Cladoceren (O-GB)		-	-
Cladoceren (SW-GB)		-	-
Copepoden (O-GB)	L		-
Copepoden (SW-GB)			<
Cladoceren (O-GB)			<
Cladoceren (SW-GB)			-
Copepoden (O-GB)	R		
Copepoden (SW-GB)			
Cladoceren (O-GB)			
Cladoceren (SW-GB)			

28.06.1994

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	<!	<!	-	<!	-
Copepoden (SW-GB)		-	-	-	<!	-
Cladoceren (O-GB)		-	<!	-	-	-
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	-
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	>
Copepoden (SW-GB)			-	-	<	-
Cladoceren (O-GB)			<	-	-	>
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	-
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	-
Copepoden (SW-GB)				>	<	-
Cladoceren (O-GB)				>	-	>
Cladoceren (SW-GB)				-	-	-
Copepoden (O-GB)	L				-	-
Copepoden (SW-GB)					<	-
Cladoceren (O-GB)					-	-
Cladoceren (SW-GB)					-	-
Copepoden (O-GB)	R					>
Copepoden (SW-GB)						-
Cladoceren (O-GB)						-
Cladoceren (SW-GB)						-

26.07.1994

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	-	
Copepoden (SW-GB)		-	-	-	<	
Cladoceren (O-GB)		-	<!	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			-	-	<	
Cladoceren (O-GB)			<!	-	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	
Copepoden (SW-GB)				-	<	
Cladoceren (O-GB)				>!	>	

Cladoceren (SW-GB)		-	-
Copepoden (O-GB)	L		-
Copepoden (SW-GB)			<
Cladoceren (O-GB)			-
Cladoceren (SW-GB)			-
Copepoden (O-GB)	R		
Copepoden (SW-GB)			
Cladoceren (O-GB)			
Cladoceren (SW-GB)			

23.08.1994

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	>	
Copepoden (SW-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			-	-	-	
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	
Copepoden (SW-GB)				-	-	
Cladoceren (O-GB)				-	-	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	
Copepoden (O-GB)	L				-	
Copepoden (SW-GB)					-	
Cladoceren (O-GB)					-	
Cladoceren (SW-GB)					-	
Copepoden (O-GB)	R					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						

20.09.1994

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	-	
Copepoden (SW-GB)		-	-	-	<	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			-	-	<	
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	
Copepoden (SW-GB)				-	<	
Cladoceren (O-GB)				-	-	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	

Copepoden (O-GB)	L	-
Copepoden (SW-GB)		<
Cladoceren (O-GB)		-
Cladoceren (SW-GB)		-
Copepoden (O-GB)	R	
Copepoden (SW-GB)		
Cladoceren (O-GB)		
Cladoceren (SW-GB)		

25.10.1994

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	< !	-	-	< !	
Copepoden (SW-GB)		< !	<	-	<	
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	
Copepoden (SW-GB)			-	>	-	
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	
Copepoden (SW-GB)				>	-	
Cladoceren (O-GB)				-	-	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	
Copepoden (O-GB)	L				-	
Copepoden (SW-GB)					<	
Cladoceren (O-GB)					-	
Cladoceren (SW-GB)					-	
Copepoden (O-GB)	R					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						

07.03.1995

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	-	-	-	>	>
Copepoden (SW-GB)		-	<	-	<	-
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	-
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	-
Copepoden (O-GB)	V		-	-	>	>
Copepoden (SW-GB)			<	-	<	-
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	-
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	-
Copepoden (O-GB)	Z			-	>	>
Copepoden (SW-GB)				>	-	-
Cladoceren (O-GB)				-	-	-
Cladoceren (SW-GB)				-	-	-

Copepoden (O-GB)	L				>	>
Copepoden (SW-GB)					-	-
Cladoceren (O-GB)					-	-
Cladoceren (SW-GB)					-	-
Copepoden (O-GB)	R					>
Copepoden (SW-GB)						-
Cladoceren (O-GB)						-
Cladoceren (SW-GB)						-

10.04.1995

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	< !	<	<	-	>
Copepoden (SW-GB)		<	<	<	-	-
Cladoceren (O-GB)		-	-	-	-	-
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	-
Copepoden (O-GB)	V		-	-	-	>
Copepoden (SW-GB)			-	-	-	-
Cladoceren (O-GB)			-	-	-	-
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	-
Copepoden (O-GB)	Z			-	-	>
Copepoden (SW-GB)				-	> !	-
Cladoceren (O-GB)				-	-	-
Cladoceren (SW-GB)				-	-	-
Copepoden (O-GB)	L				-	>
Copepoden (SW-GB)					> !	-
Cladoceren (O-GB)					-	-
Cladoceren (SW-GB)					-	-
Copepoden (O-GB)	R					>
Copepoden (SW-GB)						-
Cladoceren (O-GB)						-
Cladoceren (SW-GB)						-

02.05.1995

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						
Copepoden (O-GB)	V		-			
Copepoden (SW-GB)			<			
Cladoceren (O-GB)			-			
Cladoceren (SW-GB)			-			
Copepoden (O-GB)	Z					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						
Copepoden (O-GB)	L					

Copepoden (SW-GB)
Cladoceren (O-GB)
Cladoceren (SW-GB)

Copepoden (O-GB) R
Copepoden (SW-GB)
Cladoceren (O-GB)
Cladoceren (SW-GB)

12.07.1995

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	<	>	>	<	
Copepoden (SW-GB)		<	<	<	<	
Cladoceren (O-GB)		-	<	-	<	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	-	
Copepoden (O-GB)	V		>	>	<	
Copepoden (SW-GB)			>	>	<	
Cladoceren (O-GB)			<	-	<	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	-	
Copepoden (O-GB)	Z			<	<	
Copepoden (SW-GB)				<	<	
Cladoceren (O-GB)				>	<	
Cladoceren (SW-GB)				-	-	
Copepoden (O-GB)	L				<	
Copepoden (SW-GB)					<	
Cladoceren (O-GB)					<	
Cladoceren (SW-GB)					-	
Copepoden (O-GB)	R					
Copepoden (SW-GB)						
Cladoceren (O-GB)						
Cladoceren (SW-GB)						

18.09.1995

		V	Z	L	R	P
Copepoden (O-GB)	K	<	<	<	<	
Copepoden (SW-GB)		<	<	-	<	
Cladoceren (O-GB)		<	>	-	>	
Cladoceren (SW-GB)		-	-	-	<	
Copepoden (O-GB)	V		>	>	>	
Copepoden (SW-GB)			<	>	<	
Cladoceren (O-GB)			>	>	>	
Cladoceren (SW-GB)			-	-	<	
Copepoden (O-GB)	Z			<	>	
Copepoden (SW-GB)				>	<	
Cladoceren (O-GB)				<	>	
Cladoceren (SW-GB)				-	<	
Copepoden (O-GB)	L					
Copepoden (SW-GB)					>	

Cladoceren (O-GB)		<
Cladoceren (SW-GB)		>
		<
Copepoden (O-GB)	R	
Copepoden (SW-GB)		
Cladoceren (O-GB)		
Cladoceren (SW-GB)		

Von Anfang 1994 bis Ende Juli 1994 herrschte die oben unter [Abb. 11](#) beschriebene Strömungssituation. Im Ostteil des Boddens (Station Ruden- R und Zicker Berg- ZB) konnten mehr *Süßwasser-Copepoden* nachgewiesen werden als im übrigen Bodden (Stationen Koos- K; Vilm- V und Lubmin- L). Am ZB waren deutlich mehr *Ostsee-Copepoden* und *Ostsee-Cladoceren* vorhanden als am R. Im Vergleich von L und ZB bezüglich der Ostseetiere konnten nahezu keine Unterschiede (eine Ausnahme) nachgewiesen werden. Zwischen K und V gab es keine Differenzen. Dagegen wurden vor L ab und zu mehr *Süßwasser-Copepoden* nachgewiesen als an den Stationen K und V, während der Anteil an Ostseetieren am V einmal größer war als vor L. All diese statistisch abgesicherten Aussagen bekräftigen das von BUCKMANN aufgestellte Modell weitgehend.

Das Modell erklärt nicht das Auftreten von Süßwasserorganismen an den westlichen Stationen ([Abb. 7, 8](#)). Danach müßte die Peene einen, wenn auch geringen, Einfluß auf irgend eine Weise nach Westen haben.

Die nur einen Monat dauernde Ausnahmesituation von Anfang bis Ende Juni 1994 ([Abb. 14](#), vgl. auch [Abb. 7, 8](#)) war durch eine nahezu völlig umgekehrte Strömung gekennzeichnet:

Zu Beginn wurden am R mehr *Süßwasser-Copepoden* und *Ostsee-Cladoceren* gefunden als vor K und L, jedoch weniger *Süßwasser-Cladoceren* als am K. Auch im Nordteil des Boddens (ZB, V) wurde eine Anreicherung von *Süßwasser-Copepoden* im Vergleich zu K festgestellt. Differenzen zwischen R, V und ZB und zwischen L und den Stationen V und ZB konnten (mit einer Ausnahme) nicht festgestellt werden. Das unterstützt den durch das BUCKMANN - Modell beschriebenen Vorgang, wenn auch hier wiederum das Vorkommen von Süßwasserorganismen vor allem im Nordteil des Boddens nicht erklärt wird. Jedoch ist dieses Vorkommen an allen nördlichen Stationen und sogar am Koos ein Zeichen dafür, daß die berechnete Strömungssituation gegeben sein mußte.

Am Ende der Ausnahmesituation wurden, wie zu Beginn der Untersuchungen ([Abb. 11](#)), mehr *Süßwasser-Copepoden* im Ostteil (R) vorgefunden als in den übrigen Bereichen. Deutlich mehr Ostseetiere waren besonders an den nördlichen und östlichen Stationen (V, ZB, R) im Vergleich zum Westen (K) zu finden, während sich die westlichen Stationen (K,V) untereinander und im Vergleich zu L bis auf eine Ausnahme nicht unterschieden. Deutlich kommt der Wechsel von Süßwasser- und Ostseeeinfluß während dieser Periode bei Betrachtung des Anteils von *Süßwasser-* und *Ostsee-Copepoden* zum Ausdruck ([Abb. 7](#)).

Während der Monate August, September und Oktober 1994 wurde die oben unter [Abb. 12](#) beschriebene Strömungssituation festgestellt. Der Gesamtwasseraustausch war sehr

gering, man könnte davon ausgehen, daß der Wasserkörper während dieser Zeit vornehmlich im Bodden zirkulierte und sich vermischte. In dieser Periode sind daher kaum strömungsbedingte Unterschiede in den planktischen Gemeinschaften an den verschiedenen Stationen zu erwarten. Während in den Monaten August und September 1994 diese Situation tatsächlich mit nur wenigen Ausnahmen gegeben war, schien sich im Oktober schon die Einstromsituation von Osten her anzudeuten. So waren im August nur am Ruden mehr *Ostsee-Copepoden* als am Koos zu finden, ansonsten waren die Gemeinschaften an allen Stationen identisch.

Im September wurden mehr Süßwasser-Copepoden am Ruden als anderswo festgestellt, andere Differenzen zwischen den Stationen bestanden nicht.

Im Oktober fanden sich mehr *Süßwasser-* und *Ostsee-Copepoden* vor V und R als am K, auch am ZB gab es mehr *Süßwasser-Copepoden* als vor K. Dagegen glichen sich die Gemeinschaften vor L und K. Die vor L bestanden aus weniger *Süßwasser-Copepoden* als die vor V, ZB und R. Wie sollen die *Süßwasser-Copepoden* nach Westen (V) gelangen, wenn nicht über eine entsprechend gerichtete Strömung? Das Vorkommen von *Ostsee-Copepoden* allein an diesen Stationen würde darüber keine Auskunft geben können, da sie aus beiden Richtungen (von O oder W) hätten eingeschwemmt werden können. So werden auch hier wieder die kleinen Mängel des vorliegenden Modells deutlich, aus dem eine Verdriftung von Süßwasserorganismen nach Norden und Westen noch nicht erklärt werden kann.

In der folgenden Zeit bis zum Ende des Untersuchungszeitraumes war die unter [Abb. 13](#) beschriebene Strömungssituation gegeben:

In der Hauptzeit während dieser Periode war der Peeneausstrom nach Osten gerichtet. Statistisch verwertbare Resultate liegen von biologischer Seite allerdings nur bis Mai 1995 vor. Der bis März 1995 trotz starken Einstromes von Ostseewasser über den Ostrand dennoch nach Osten ausströmende Peenestrom widerspiegelt sich in den *Süßwassercopepoden* - Vorkommen an den entsprechenden Stationen. So sind an R und ZB mehr dieser Tiere zu finden als vor V und K. Jedoch lassen sich die Ähnlichkeiten zwischen den Gemeinschaften vor R und L betreffend der Süßwassertiere nur unter der Annahme einer westwärts gerichtete Strömungskomponente erklären.

Ebenso verhält es sich mit dem Vorkommen von *Ostsee-Copepoden*. Am R existieren zu dieser Zeit die wenigsten, obwohl nach dem Modell von Osten Ostseetiere heran-gedriftet werden müßten. Wird auch hier der Einfluß des Peenesausstroms in die nördliche Richtung nicht völlig korrekt ausgedrückt?

Im April 1995 besteht nach Berechnung auch eine nach Westen gerichtete Komponente des Peeneausstromes. Das zeigt sich auch im Vorkommen von *Süßwasser-Copepoden*, die häufiger vor L als vor R auftreten. Dagegen gibt das minimale Vorkommen dieser Tiere am K Anlaß zur Überprüfung. Entweder, die Strömung, die diese Tiere mitführte, hat zum gegebenen Zeitpunkt den Koos nicht erreicht und die Tiere sind bis dahin abgestorben, oder, es existiert zu dieser Zeit, entgegen den Modellvorstellungen, eine am Koos entgegengesetzt gerichtete Strömung - und zwar nach Osten. Letzteres würde das geringe Vorkommen von *Süßwasser-Copepoden* am K erklären aber nicht das Minimum an Ostseetieren.

Auch das wesentlich stärkere Auftreten von Süßwassertieren am ZB im Vergleich zum R kann nicht durch bestehende Modellvorstellung erklärt werden, da sich die entsprechende nach Norden gerichtete Komponente nicht finden läßt.

Zusammengefaßt läßt sich sagen, daß Modellvorstellungen und biologische Interpretationen im wesentlichen deckungsgleich sind, wenn man sich auf den Austausch zwischen Bodden und Ostsee konzentriert. Unter Einbeziehung des Peeneausstroms wird eine substantielle Einflußgröße in das Modell eingebaut, die bisher scheinbar noch nicht richtig kalkuliert worden ist. Daher ergeben sich Differenzen zwischen Modellberechnungen und biologischen Sachverhalten.

3.2.3.3 C-Bilanzen

In Abhängigkeit von der herrschenden Strömungssituation lassen sich die Kohlenstofftransporte in Richtung und Menge bilanzieren ([Abb. 15a - d](#)). Dazu wurden Kohlenstoffein- und -austrag über den Strelasund und den Ostrand des Boddens für bestimmte Zeiträume errechnet.

Es wurden die C- Werte des Gesamtzooplanktons pro m^3 für die Berechnung zugrunde gelegt, und zwar von jenen Stationen, die im betrachteten Zeitraum auch tatsächlich im Einflußbereich der jeweiligen Strömungen lagen. Durch Anwendung des Modells von BUCKMANN können die Strömungsbilanzen im Bodden für einzelne Kompartimente ermittelt werden. Dadurch war es möglich, Strömungen während der verschiedenen Untersuchungsperioden quantitativ auf unsere Stationen zu beziehen und in die Errechnung der verdriftenden Kohlenstoffmengen einfließen zu lassen.

Daraus ergeben sich die Werte - Anzahlen (n) zwischen 5 - wenn von nur einer Station die 5 Parallelproben eingehen (Strömung sehr schwach; Austausch etwa 1/5 des Gesamtwasserkörpers) - und maximal 25, wenn alle 5 Stationen mit ihren 5 Parallelproben der Berechnung zugrunde liegen (Strömung sehr stark; mindestens einmaliger Austausch des Gesamtwasserkörpers). Das betrifft sowohl den Beginn als auch das Ende des betrachteten Probennahmezeitraumes, so daß die Gesamtanzahl (n) zwischen 10 und 50 liegt.

An einem Beispiel soll das demonstriert werden: Beträgt der Wasseraustausch des Greifswalder Boddens etwa 1/10 seines Gesamtwasserkörpers, so kann für den betrachteten Zeitraum am Strelasund nur die Station Koos in die Berechnung einfließen, und zwar 5 Parallelproben zu Beginn und 5 Parallelproben zum Ende des Zeitraumes ergeben einen Mittelwert von 10 Einzelwerten.

Beträgt der Wasseraustausch dagegen das ein- bis zweifache des Gesamtwasservolumens, fließen alle 5 Stationen mit ihren 5 Parallelproben zum Beginn und zum Ende des Zeitraumes in die Berechnung ein. Es ergibt sich ein Mittelwert von 50 Einzelwerten.

Die Untersuchungszeiträume, in denen das Zooplankton zu Beginn und am Ende beprobt wurde, sind wie folgt benannt:

Anfang bis Mitte April 1994	: A
Mitte bis Ende April 1994	: B

Anfang bis Mitte Mai 1994	: C
Mitte bis Ende Mai 1994	: D
Anfang bis Ende Juni 1994	: E
Anfang bis Ende Juli 1994	: F
Anfang bis Ende August 1994	: G
Anfang bis Ende September 1994	: H
Anfang bis Ende Oktober 1994	: I
Anfang November 1994 bis Ende Februar 1995	: J
Anfang März bis Mitte April 1995	: K
Mitte April bis Mitte Juli 1995	: L
Mitte Juli bis Ende September 1995	: M

Im folgenden werden die Bilanzen für die einzelnen Zeiträume dargestellt: Ein- und Ausstrom am Westrand des Boddens - Strelasund - ([Abb. 15a](#)) werden durch den Peeneausstrom nicht berührt, da dieser fast ausschließlich ostwärts gerichtet ist.

Ohne Beachtung des Peeneinflusses läßt sich feststellen, daß sich Einstrom über den Strelasund und Ausstrom über den gesamten Ostrand des Boddens ([Abb. 15b](#)) – wie auch umgekehrt - in etwa die Waage halten.

Unter Beachtung der Peenefrachten ([Abb. 15c](#)) ändern sich die Gesamtfrachten am Ostrand des Boddens nicht nur mengenmäßig, sondern auch in der Strömungsrichtung ([Abb. 15d](#)). So kann beispielsweise unter Beachtung des Peeneinflusses am Ostrand insgesamt gesehen Ausstrom festgestellt werden ([Abb. 15d](#)), während ohne Peeneinfluß ([Abb. 15b](#)) dort Einstrom vorherrschen würde (Zeiträume J, L, M).

Ohne Beachtung der Peenefrachten strömten von Anfang April bis Ende Oktober 1994 etwa **104 t C** über den Strelasund in den Bodden **ein** und **109 t C** am Ostrand **aus** (Verrechnet wurden dabei auch die C- Frachten vom Juni 1994, die in entgegen-gesetzter Richtung transportiert wurden). Dabei zeigte sich, daß während der Monate August, September und Oktober (G, H, I) signifikant geringere C- Mengen transportiert wurden als vorher. Das hängt u.a. mit den geringen Wasseraustauschbilanzen in diesen Perioden zusammen (siehe oben).

In der folgenden Zeit gelangten bis Ende September 1995 etwa **38t C** aus der Ostsee über den Ostrand in den Bodden **hinein** und **36t C** über den Strelasund **hinaus**.

Eine Bilanzierung der Peenefrachten über den gesamten Zeitraum ist auf Grund fehlender Daten nicht möglich, daher ist eine Einbindung in die Gesamtbilanzierung vage. Somit sind die hier genannten Frachten nur auf das System Greifswalder Bodden - Ostsee bezogen.

Ein Vergleich ist an dieser Stelle interessant:

Nach einer im Zwischenbericht 1995 von uns beschriebenen biologischen Methode wurden **520t Frischmasse**, was etwa **43t C** entspricht, von Anfang bis Mitte Mai 1994 im Bodden von Westen nach Osten transportiert. Basierend auf dem Modell von BUCKMANN ergibt sich für den gleichen Zeitraum eine Verfrachtung von etwas mehr als **60t C** in der gleichen Richtung. Beachtet man die völlig verschiedene Herangehensweise, mit der diese Werte ermittelt wurden, dann ist die geringe Abweichung der Ergebnisse erstaunlich.

3.3 Makrozoobenthos

3.3.1 Qualitative Auswertung

Das Untersuchungsgebiet ist durch eine relative Artenarmut gekennzeichnet. Wir finden im Greifswalder Bodden vor allem euryhaline Arten, die das Salinitätsregime des Gewässers (Horohalinikum) ertragen können. Es treffen sich hier Vertreter von marinen Arten, Formen aus dem Süßwasser und genuine Brackwasserorganismen.

Lokal kann die Artenzusammensetzung sehr unterschiedlich sein, beeinflusst von Hydrographie und Sedimentbeschaffenheit. Folgende Arten konnten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden (Tab. 10).

Tab. 10: Artenliste der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Benthosorganismen

Bryozoa:	<i>Electra crustulenta</i>
Gastropoda:	<i>Hydrobia ulvae</i> <i>Hydrobia ventrosa</i> <i>Hydrobia neglecta</i> <i>Potamopyrgus jenkinsi</i> <i>Theodoxus fluviatilis</i>
Bivalvia:	<i>Mytilus edulis</i> <i>Cersatoderma lamarcki</i> <i>Macoma balthica</i> <i>Mya arenaria</i>
Polychaeta:	<i>Hediste diversicolor</i> <i>Neanthes succinea</i> <i>Manayunkia aestuarina</i> <i>Fabricia sabella</i> <i>Pygospio elegans</i> <i>Marenzelleria viridis</i> <i>Heteromastus filiformes</i> <i>Bylgides sarsi</i> <i>Streblospio shrubsoli</i>
Oligochaeta:	<i>Tubifex costatus</i> sonstige Tubificidae
Crustacea:	
Cirripedia:	<i>Balanus improvisus</i>
Mysidacea:	<i>Neomysis integer</i>

Cumacea:	<i>Diastylis rathkei</i>
Isopoda:	<i>Jaera albifrons</i> <i>Spaeroma hookeri</i> <i>Spaeroma rugicauda</i> <i>Idotea chelipes</i> <i>Idotea balthica</i> <i>Cyathura carinata</i>
Amphipoda:	<i>Bathyporeia spec.</i> <i>Corophium volutator</i> <i>Corophium multisetosum</i> <i>Corophium lacustre</i> <i>Gammarus oceanicus</i> <i>Gammarus salinus</i> <i>Gammarus zaddachi</i> <i>Gammarus locusta</i> <i>Gammarus duebeni</i> <i>Leptocheirus pilosus</i>
Decapoda:	<i>Crangon crangon</i> <i>Rithropanopeus harrisi</i> *
Hexapoda:	Chironomiden-Larven
Pisces:	Gobiidae

* bemerkenswert ist das Wiederauftreten von *Rithropanopeus harrisi*; mehrere Exemplare dieser Art wurden im Frühjahr 1995 im südlichen Bodden gefunden.

3.3.2 Quantitative Auswertung

3.3.2.1 Saisonale Aspekte

Abundanzen und Biomassen:

Saisonal gesehen erreichen die mittleren Abundanzen in beiden Untersuchungsjahren zu unterschiedlichen Zeitpunkten ihre Maxima. Im Jahr 1994 wurden sie im Frühjahr und Sommer durch einen hohen Polychaetenanteil verursacht und im Jahr 1995 im Sommer und Herbst durch einen relativ hohen Anteil an Crustaceen ([Abb. 16](#)).

Die mittleren Abundanzen im Gesamtuntersuchungsgebiet erreichten folgende Werte (Tab. 11).

Tab. 11: Mittlere Abundanzen und Biomassen im Gesamtuntersuchungsgebiet

Probennahme	Mittlere Abundanzen [Ind./m ²]	Mittlere Biomasse [gFM/m ²]
April 94	8234	2453,65
Mai 94	4562	186,01
Juni 94	2699	55,84
Juli 94	8675	287,15
August 94	1435	308,20

Probennahme	Mittlere Abundanzen [Ind./m ²]	Mittlere Biomasse [gFM/m ²]
September 94	662	242,03
Oktober 94	3862	47,39
März 95	1579	90,03
Juli 95	17765	362,68
September 95	8573	76,86

Bereinigt man die Werte im April 1994 von der ungewöhnlich hohen *Mytilus*-Biomasse, die als "Ausreißerwert" angesehen werden kann, so erhalten wir in beiden Untersuchungsjahren ein Maximum im Sommer. Getragen werden die Werte vor allem von der hohen Molluskendominanz in der Biomasse ([Abb. 17](#)).

Die mittleren Biomassen im Gesamtuntersuchungsgebiet sind in Tabelle 11 zu ersehen.

3.3.2.2 Lokale Aspekte

Vergleicht man die absoluten Zahlen der einzelnen Stationen im Gesamtuntersuchungszeitraum, so sind in der mittleren Abundanz und Biomasse keine Tendenzen zu erkennen. Abgesehen von der Station Vilm sind im Jahr 1995 generell höhere Abundanzen ([Abb. 18](#)) zu verzeichnen als 1994, in der Biomasse ([Abb. 19](#)) allerdings sind keine Unterschiede zwischen beiden Jahren erkennbar.

Station Vilm

Abundanz ([Abb. 20a](#)):

Hier dominierten im Frühjahr beider Jahre die Polychaeten (vor allem *Marenzelleria viridis*). Der Rest des Jahres 1994 wechselte zwischen Mollusken- und Polychaetendominanz (wahrscheinlich methodisch bedingt, da es fraglich ist, ob die größeren Muschelarten repräsentativ erfaßt wurden). 1995 überwiegt im Sommer der Crustaceen - Anteil (Amphipoda). Der Mollusken - Anteil wurde in beiden Jahren getragen von Hydrobiiden und *Arenomya arenaria*.

Die maximale Gesamtabundanz wurde im April 1994 mit 8400 Ind./m² erreicht.

Biomasse ([Abb. 20b](#)):

In beiden Jahren erreichten die Mollusken den größten Anteil an der Biomasse. Das Maximum in der Gesamtbiomasse konnte im Frühjahr 1994 mit 513 gFM/m² registriert werden.

Station Koos

Abundanz ([Abb. 21a](#)):

Im gesamten Untersuchungszeitraum dominierten vor allem die Polychaeten. Im Herbst 1994 allerdings überwogen die Mollusken und im Herbst 1995 erreichten die Crustaceen (hier *Corophium spp.*) maximale Abundanzen.

Die Artenzusammensetzung innerhalb der Polychaeten sieht an dieser Station nicht ganz so einseitig aus. Neben *Marenzelleria viridis* und *Hediste diversicolor* konnten hohe Individuenzahlen von *Pygospio elegans* beobachtet werden. Die maximale Gesamtindividuenzahl wurde im Juli 1995 mit 21.000 Ind./m² erreicht

Biomasse ([Abb. 21b](#)):

Die Biomasse wurde hier durchgehend von den Mollusken dominiert, gefolgt von den Polychaeten. Es wurde eine maximale Gesamtbiomasse von 273 gFM/m² erreicht.

Station Lubmin

Abundanz ([Abb. 22a](#))

An der Station Lubmin dominierten die Polychaeten in der Individuenzahl, gefolgt von den Mollusken im gesamten Jahr 1994 bzw. von den Crustaceen im Sommer 1995. Im Herbst 1995 dominierte die Crustaceenart *Corophium spp.*

Innerhalb der Polychaeten bestimmten vor allem *Marenzelleria viridis* und *Streblospio shrubsoli* das Geschehen.

Die maximale Gesamtindividuenzahl lag bei 10.800 Ind./m².

Biomasse ([Abb. 22b](#)):

Im gesamten Untersuchungszeitraum dominierten auf dieser Station die Mollusken, getragen von *Arenomya arenaria*.

Die maximale Gesamtbiomasse lag im Sommer 1995 bei 800 gFM/m².

Station Ruden

Abundanz ([Abb. 23a](#)):

An dieser Station schwankt die Gesamtindividuenzahl zwischen 700 bis 18.000 Ind./m². Im Frühjahr dominierten Polychaetenarten (getragen von *Marenzelleria viridis* mit einem Maximum bei 4700 Ind./m²) in beiden Untersuchungs Jahren. Hingegen unterscheidet sich die Dominanz in Sommer und Herbst beider Jahre.

1994 dominierten im Sommer / Frühherbst die Mollusken und im Herbst die Polychaeten. Im darauffolgenden Jahr dominierten im Sommer und Herbst die Crustaceen (vor allem *Corophium volutator*, Max. 7000 Ind./m²).

Biomasse ([Abb. 23a](#)):

Auf Grund ihrer Größe dominieren in der Biomasse in der Regel die Mollusken (getragen von *Arenomya arenaria* mit einem Maximum von 150 gFM/m²) in beiden Jahren.

Methodisch bedingt scheinen im Oktober 1994 und Juli 1995 die Polychaeten zu überwiegen.

Die maximale Biomasse erreicht *Marenzelleria viridis* hier mit 135 gFM/m².

Station Zicker Berg

Abundanz ([Abb. 24a](#)):

Hier dominieren bis auf das Frühjahr und den Spätsommer/Herbst 1994 (Mollusken-dominanz) die Polychaeten, 1995 dominieren sie ausnahmslos. Getragen wird diese Dominanz von *Hediste diversicolor*, *Marenzelleria viridis* und *Pygospio elegans*.

Die maximale Abundanz an dieser Station lag bei 13.900 Ind./m².

Biomasse ([Abb. 24b](#)):

Methodisch bedingt wurde die Biomasse der Mollusken an manchen Zeitpunkten von der nicht unerheblichen Masse der *Polychaetenarten* *Hediste diversicolor*, *Marenzelleria viridis* und *Pygospio elegans* überboten (*P. elegans* erreichte eine maximale Biomasse von 223 gFM/m²).

Die Muschelart *Mytilus edulis* erreichte eine Biomasse von 9600 gFM/m². Dieser große Biomassewert kann allerdings kaum als repräsentativ angesehen werden und sollte hier nur Erwähnung finden.

3.3.2.3 Diversität

Ein Vergleich der beprobten Stationen in der Zeitachse erweist sich zunächst, aufgrund des unterschiedlichen Artenspektrums und der absoluten Zahlen, als sehr problematisch.

Für mehr Klarheit soll hier der Diversitätsindex (H_S) nach SHANNON-WEAVER sorgen, da er die allgemeinen Dominanzverhältnisse an den Stationen widerspiegelt. Im gesamten Bodden wurden Werte zwischen 0,5 und 2,4 ermittelt.

Obwohl sich die zeitliche Dichte der Beprobung in beiden Untersuchungsjahren unterscheidet, sind allgemeine Tendenzen sichtbar:

1994 scheinen Störungen in der Artenzusammensetzungen und Individuenzahl bei allen Stationen vorzukommen. Besonders nach dem heißen Sommer 1994 kommt es zu einem Einbruch ([Abb. 25](#)).

In ihrem zeitlichen Verlauf sind sich jeweils die Stationen Ruden / Zicker Berg (beide Ostteil) und Lubmin / Koos sehr ähnlich ([Abb. 25](#)). Die Station Vilm läßt sich nicht ohne weiteres einordnen.

Die Befunde an den Stationen bestätigen die These von SAAVEDRA PEREZ (1990), daß sich der Greifswalder Bodden hinsichtlich seiner Benthos - Besiedlung in einen Ost- und einen Westteil unterscheidet.

3.4 Die Jung- und Kleinfischgemeinschaft

3.4.1 Zusammensetzung

Insgesamt wurden im Zeitraum 1994 - 96 27 Fischarten aus 16 Familien im Untersuchungsgebiet nachgewiesen.

Dazu gehören neben typischen Kleinfischen aus den Familien *Gasterosteidae*, *Gobiidae*, *Syngnathidae* und *Ammodytidae* die Jungfische wichtiger Nutzfischarten, vor allem der *Clupeidae*, *Percidae*, *Pleuronectidae* und *Cyprinidae*.

Von den vorgefundenen Arten sind in Anlehnung an THIEL et al. (1995) 13 als marin, 5 als euryhalin und 9 als limnisch einzustufen (Tab. 12).

Tab. 12: Zuordnung und Fangfrequenz der aufgetretenen Fischarten

Fischart	Frequenz in den Fängen (%)	
limnisch		
<i>Pungitius pungitius</i>	Neunstachliger Stichling	23,7
<i>Perca fluviatilis</i>	Barsch	21,1
<i>Rutilus rutilus</i>	Plötze	20,0
<i>Alburnus alburnus</i>	Ukelei	13,2
<i>Abramis brama</i>	Brachsen	2,6
<i>Blicca bjoerkna</i>	Güster	1,6
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	1,6
<i>Salmo trutta f. fario</i>	Bachforelle	0,5
<i>Esox lucius</i>	Hecht	0,5
euryhalin		
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistachliger Stichling	61,6
<i>Platichthys flesus</i>	Flunder	33,7
<i>Coregonus lavaretus</i>	Ostseeschnäpel	2,6
<i>Osmerus eperlanus</i>	Stint	2,1
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	0,5
marin		
<i>Ammodytes tobianus</i>	Kleiner Sandaal	43,7
<i>Clupea harengus</i>	Hering	41,1
<i>Pomatoschistus microps</i>	Strandgrundel	39,5
<i>Pomatoschistus minutus</i>	Sandgrundel	39,5
<i>Syngnathus thyphe</i>	Breitschnäuzige Seenadel	31,1
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Großer Sandaal	22,1
<i>Nerophis ophidion</i>	Kleine Schlangennadel	20,0

<i>Belone belone</i>	Hornhecht	10,0
<i>Zoarces viviparus</i>	Aalmutter	8,4
<i>Sprattus sprattus</i>	Sprott	4,7
<i>Gobius niger</i>	Schwarzgrundel	2,6
<i>Spinachia spinachia</i>	Seestichling	2,1
<i>Psetta maxima</i>	Steinbutt	0,5

* in nachfolgenden Tabellen und Abbildungen wurden der erste Buchstabe des Gattungsnamens und die ersten 3 Buchstaben des Artnamens als Abkürzung für die jeweilige Fischart verwendet.

3.4.2 Abundanzen und Biomassen

3.4.2.1 Zonale und lokale Variabilität

Für die einzelnen Jahre des Probennahmezeitraumes sind in Tab. 13 die mittleren Gesamtfischabundanzen bzw. -biomassen für den Greifswalder Bodden angegeben (Mittelwerte aus allen Hols eines Jahres):

Tab. 13: Mittlere Abundanzen und Biomassen der Klein- und Jungfische 1994-96

	Abundanz (N / ha)		Biomasse (g / ha)	
	Flachwasser	Freiwasser	Flachwasser	Freiwasser
1994	249,02	135,95	559,03	25,64
1995	135,32	8,65	404,52	5,87
1996	413,78	17,10	574,67	7,26

Im von Makrophyten bewachsenen Flachwasserbereich finden wir sowohl höhere Fischabundanzen als auch -biomassen als in der Freiwasserzone.

Diese Konzentration ist in erster Linie darauf zurückzuführen, daß viele der im Bodden vorkommenden Fischarten im stark strukturierten Phytal gute Laich- und Aufwuchsbedingungen antreffen und zudem besseren Schutz vor Räubern finden.

Dagegen halten sich die meisten Arten im Pelagial nur kurzzeitig während ihrer Wanderungen aus dem bzw. in den Bodden auf. Allein ein Teil der Jungheringe und Dreistachligen Stichlinge nutzt diesen Lebensraum über die gesamte Verweildauer im Bodden.

Berücksichtigung bei der Bewertung der gewonnenen Daten muß die unterschiedliche Fangeffizienz der genutzten Fischereigeräte finden. Während die Strandwade die gesamte Wassersäule im Flachwasserbereich durchfischt und durch eine zusätzliche Bleibewehrung an der Grundleine sehr guten Bodenschluß erreicht, kann mit dem Jungfischtrawl durch die Öffnungshöhe von 2m nur ein Teil der Freiwasserschicht befischt werden. Bei der Berechnung der Abundanzen und Biomassen wurden die ermittelten Werte für das Freiwasser zwar in Bezug auf die mittlere Tiefe auf den jeweiligen Schlepptreichen korrigiert, aber benthische Fische sind in den Trawlfängen sicher unterrepräsentiert.

Eine genauere Betrachtung zeigt, daß die mittleren Abundanzen und Biomassen für die einzelnen Jahre und den gesamten Probennahmezeitraum an den untersuchten Stationen zwischen 75 und 788 Individuen bzw. 145 und 1338 g pro ha variieren. Im Freiwasser sind die Werte mit <1 bis 450 Individuen bzw. <1 g bis 43 g pro ha wesentlich geringer (Tab. 14, [Abb. 26](#)).

Tab. 14: Mittlere Abundanzen und Biomassen der Klein- und Jungfische im Flach- und im Freiwasser (Stationsmittelwerte 1994-96)

Station		Abundanz (N / ha)		Biomasse (g / ha)	
		Flachwasser	Freiwasser	Flachwasser	Freiwasser
Zicker Berg	1994	364,66	25,98	673,55	17,52
	1995	206,34	4,86	287,35	0,97
	1996	207,03	54,56	388,99	13,16
	Mittel	259,35	28,47	449,96	10,55
Ruden	1994	75,52	21,39	149,96	21,99
	1995	85,65	2,90	510,86	0,25
	1996	94,53	1,27	392,85	1,79
	Mittel	85,23	8,52	351,22	8,01
Lubmin	1994	302,52	450,01	302,38	42,59
	1995	165,50	10,03	363,26	1,24
	1996	307,90	0,34	202,27	0,11
	Mittel	258,64	153,46	289,30	14,65
Koos	1994	284,47	144,45	335,76	38,49
	1995	96,88	16,22	164,06	6,27
	1996	787,66	24,68	608,02	10,08
	Mittel	389,67	61,78	369,28	18,28
Vilm	1994	217,95	37,91	1337,58	7,63
	1995	122,25	9,22	697,10	20,62
	1996	671,78	4,63	1281,24	11,15
	Mittel	337,32	17,26	1105,31	13,14

Im Allgemeinen ist der Trend erkennbar, daß mit zunehmender Entfernung vom Ostseeingang die Fischdichte und -biomasse in der Flachwasserzone steigen. Ein Grund dafür könnte der entsprechend abnehmende hydrodynamische Expositionsgrad sein.

3.4.2.2 Saisonale Fluktuationen

Die für die mecklenburgisch-vorpommerschen Boddengewässer charakteristische Fluktuation ist auch im Greifswalder Bodden erkennbar. Die Zunahme der Fischdichte und -biomasse während des Frühjahrs und Sommers erfolgt durch Einwanderung und

Rekrutierung. Nach dem Maximum im Juli/August verläßt ein Großteil der Fischarten den Bodden wieder in Richtung Ostsee (Tab. 15).

Tab. 15: Mittlere Abundanz und Biomasse der Klein- und Jungfische im Flach- und Freiwasser (jeweils 5 Hols)

	Abundanz (N / ha)		Biomasse (g / ha)	
	Flachwasser	Freiwasser	Flachwasser	Freiwasser
1994				
20.04.	199,09	2,32	156,09	12,70
02.05.	249,66	3,28	383,59	7,77
16.05.	389,47	6,01	703,38	19,91
01.06.	289,06	10,77	748,91	11,52
27.06.	100,06	1012,44	905,48	103,26
25.07.	184,61	98,25	688,68	46,93
22.08.	334,75	90,05	710,23	28,45
20.09.	234,47	0,30	407,21	0,15
26.10.	260,05	0,15	327,69	0,13
1995				
08.03.	35,87	10,91	53,36	5,12
09.04.	51,98	13,86	48,63	2,09
19.05.	132,52	8,68	233,54	20,54
13.07.	283,97	9,66	1116,03	1,57
18.09.	181,29	0,11	571,07	0,04
1996				
25.04.	170,34	0,31	249,90	0,26
22.05.	337,27	3,65	798,75	11,06
02.07.	777,34	58,04	1049,43	13,99
13.08.	450,80	16,67	578,84	5,26
24.09.	333,14	6,81	196,44	5,72

Interessant ist, daß trotz unterschiedlicher Abundanzentwicklung Verlauf und Maximum der Biomasseentwicklung im Jahresverlauf eher ähnlich sind. Abb. 27 zeigt die entsprechend den Flächenanteilen (Flachwasser 30% und Freiwasser 70% der Gesamtboddenfläche) als gewogene Mittelwerte dargestellte Gesamtabundanz und -biomasse über den Untersuchungszeitraum.

Da wir es im Verlauf der Untersuchungsperiode mit klimatisch sehr unterschiedlichen Jahren zu tun hatten (1994: überdurchschnittlich heißer Sommer, 1995/1996: langer Eiswinter) kann diese Tendenz nur mit Veränderungen innerhalb der Fischgemeinschaftsstruktur erklärt werden (dazu s.u.).

3.4.3 Strukturelle Charakteristika

Von den vorgefundenen Arten sind 12 strukturbestimmend, da sie ständig oder zumindest zeitweise in solchen Mengen auftreten, daß sie zusammen stets weit mehr als 90% der Gesamtfischabundanz und -biomasse ausmachen (Tab. 16)

Tab. 16: Abundanzen (N/1000m²) der strukturbestimmende Fischarten im Flachwasser (Mittelwerte aus jeweils 5 Hols)

Fischart	C.har	A.alb	R.rut	B.bel	P.pun	G.acu	P.flu	A.tob	H.lan	P.mic	P.min	P.fle	Summe (in % der Gesamt- Abundanz)
1994													
20.04.	83.33	0.00	0.00	0.00	0.65	71.19	0.00	31.35	0.32	5.97	5.02	1.10	99.92
02.05.	15.82	0.00	0.00	0.00	0.95	189.81	0.39	19.62	0.53	7.45	12.83	1.25	99.60
16.05.	64.98	0.00	0.00	0.00	0.56	152.02	0.00	54.20	60.79	35.15	18.65	2.04	99.72
01.06.	30.40	0.00	0.00	0.00	0.00	131.97	1.47	71.78	0.61	47.19	4.11	0.72	99.72
27.06.	1.81	4.24	0.51	0.17	0.89	67.87	10.98	3.46	0.29	4.45	2.78	1.98	99.37
25.07.	0.00	1.49	41.66	11.73	0.93	45.17	56.00	0.10	0.00	3.46	17.29	3.75	98.36
22.08.	0.61	4.69	33.52	0.51	2.59	15.41	28.35	239.98	0.00	1.43	0.55	0.42	98.00
20.09.	0.00	5.00	19.37	0.00	2.73	8.23	3.22	116.33	1.66	57.47	16.89	0.93	98.87
26.10.	0.00	0.00	0.19	0.00	2.25	84.07	1.16	78.68	0.18	9.09	81.91	1.71	99.69
1995													
08.03.	0.41	0.00	0.28	0.00	2.85	5.10	0.00	22.79	0.00	2.05	1.45	0.71	99.40
09.04.	23.54	0.68	4.04	0.00	2.05	7.65	0.22	9.94	0.23	0.68	1.79	0.92	99.55
19.05.	1.32	0.44	2.80	0.00	1.74	56.37	0.00	48.33	0.30	5.96	3.75	2.19	99.74
13.07.	0.15	0.72	50.68	15.55	1.00	204.13	8.30	1.87	0.07	0.61	0.09	0.52	99.90
18.09.	0.09	1.75	0.96	0.00	0.22	2.15	17.09	16.44	0.00	33.17	103.84	2.03	98.04
1996													
25.04.	2.12	0.00	0.00	0.00	2.68	109.80	0.00	7.07	8.73	0.71	35.66	3.47	99.94
22.05.	0.15	0.00	0.00	0.00	0.29	206.69	0.00	81.40	1.11	3.66	41.05	1.77	99.66
02.07.	172.54	0.20	0.21	1.94	0.49	565.06	5.02	10.87	0.00	6.87	10.33	0.99	99.64
13.08.	30.69	2.34	5.88	5.61	24.18	169.64	2.71	2.68	0.38	15.88	188.17	0.45	99.51
24.09.	0.00	0.09	1.28	0.00	54.27	45.36	0.00	8.30	0.00	47.14	173.08	1.31	99.30

Im Flachwasser dominieren Hering, Dreistachliger Stichling, Kleiner Sandaal und Sandgrundel ([Abb. 28a](#)). Bei der Biomasse schlägt sich die Körpergröße der Jungfische von Barsch, Plötze, aber auch Flunder im Verhältnis zu den genannten Kleinfischarten in entsprechend hohen Werten nieder ([Abb. 28b](#)).

Im Freiwasser sind nur Hering und Dreistachliger Stichling in nennenswerten Abundanzen und Biomassen vertreten ([Abb. 29a, b](#)).

Hinsichtlich der relativen Artzusammensetzung sind folgende Aspekte zu erwähnen:

Flachwasser ([Abb. 30a, b](#)):

- Dreistachliger Stichling und beide Grundelarten machen v. a. zahlenmäßig an fast allen Stationen einen großen Teil aus
- die Anteile der Sandaalarten und der Flunder sinken mit zunehmender Ostseeentfernung
- Karpfenfische und Barsch sind an den peenestromnächsten Stationen (Ruden, Lubmin) und am Vilm (befindet sich in der Nähe vieler Buchten und angeschlossener Seen) wichtige Komponenten
- der kurzzeitige Aufenthaltes des Hornhechnachwuchses nach der Reproduktion im Bodden macht sich im Jahresmittel kaum bemerkbar

Freiwasser ([Abb. 31a,b](#)):

- hier wird das besondere Gewicht des Heringsnachwuchses in fast allen Boddenteilen deutlich
- nur an den Stationen Zicker Berg und Vilm überwiegt der Dreistachlige Stichling
- am Ruden treten gemischte Schwärme aus Junghering und -sprott auf
- an den ostseebeeinflußten Stationen sind in Bezug auf den Biomasseanteil die Sandaale bedeutsam

Hinsichtlich der Auswirkungen des Eiswinters 1995/96 ist festzustellen, daß die Abundanz- und Biomassewerte für 1996 gegenüber den Vorjahren sowohl im Flach- als auch Freiwasser keine auffälligen Unterschiede zeigten und kein Ausfall einer strukturbestimmenden Art beobachtet werden konnte.

Bei genauerer Betrachtung der Artzusammensetzung aber zeigte sich, daß die Diversität 1996 (berechnet anhand der mittleren jährlichen Abundanzen) signifikant von der 1994 und 1995 verschieden war, während sie sich in den beiden letztgenannten Jahren nicht unterschied (t-Test, $p < 0,05$);(Tab. 17).

Im Freiwasser gibt es bei vergleichsweise geringer Artenmannigfaltigkeit nur zwischen 1994 und 1996 signifikante Differenzen (t-Test, $p < 0,05$), was aber auf die großen Mengen erfaßter Jungheringe im Jahre 1994 zurückzuführen ist (Tab. 17)

Tabelle 17: Diversitätsindizes der Fischgemeinschaft im Untersuchungszeitraum

	Diversitätsindex nach SHANNON-WEAVER	
	Flachwasser	Freiwasser
1994	1,87	0,48
1995	1,83	0,75
1996	1,45	1,16

Diese feinskaligen Fluktuationen innerhalb der Ichthyozönose könnten damit erklärt werden, daß einige Kleinfischarten der Gasterosteidae und Gobiidae extreme Bedingungen besser überstehen als beispielsweise die Rekruten vieler Nutzfischarten.

Tatsächlich erreichen *Gasterosteus aculeatus* und *Pomatoschistus minutus* 1996 wesentlich höhere mittlere Abundanzen als in den Vorjahren, bei *Perca fluviatilis* und *Rutilus rutilus* verhält es genau umgekehrt.

Über das Ausnutzen der so frei werdenden Ressourcen (Raum, Nahrung) wird dann durch diese Arten der potentielle Trophietransfer zu Fischbiomasse realisiert, wobei sie verhältnismäßig hohe Dichten erreichen können, da geringe Nahrungskonkurrenz und sinkender Räuberdruck Verschiebungen in der Fischgemeinschaftsstruktur ermöglichen (BRÖNMARK & WEISNER 1992).

3.4.4 Nahrungsökologie

Für die 10 wichtigsten Fischarten, die in ausreichender Zahl in den Fängen vorhanden waren, konnten wir die Nahrungszusammensetzung und Tagesration ermitteln, auf deren Grundlage wir dann eine Abschätzung der Gesamtfischkonsumtion für die Jahre 1994-96 vorgenommen haben.

Hornhecht und Ukelei wurden aus dieser Betrachtung ausgeklammert, da für ersteren aufgrund seines nur kurzen Aufenthaltes im Bodden der Datenumfang zu gering war und bei letzterem der überwiegende Teil der Nahrung aus Anfluginsekten besteht, so daß er keinen wesentlichen Einfluß auf die aquatischen Nahrungsketten ausübt.

Alle anderen aufgetretenen Arten sind hinsichtlich ihres trophischen Einflusses im Boddenökosystem von untergeordneter Bedeutung.

3.4.4.1 Nahrungszusammensetzung

Im Ergebnis der Nahrungsuntersuchungen an mehr als 1500 Fischen konnte für die strukturbestimmenden Fischarten folgende Nahrungszusammensetzung ermittelt werden (Tab. 18, [Abb. 32](#)).

Tab. 18: Nahrungszusammensetzung der wichtigen Klein- und Jungfische (Biomasseanteile in %)

Fischart	C.har	R.rut	P.pun	G.acu	P.flu	A.tob	H.lan	P.mic	P.min	P.fle
Zahl untersuchter Fische	69	75	66	285	129	240	75	144	165	81
Nahrungsorganismengruppe										
Infauna		37.17	32.27	37.13	18.70	2.08		40.77	26.13	54.75
Epifauna		52.42	29.30	13.59	29.50	0.15	0.25	40.02	34.04	23.17
Pflanzen/Detritus	0.02	7.23	0.02	0.08	1.08	0.02		0.30	0.44	0.03
Mesoplankton	78.31	2.29	21.40	22.21	1.31	74.41	69.25	3.35	4.06	0.01
Makroplankton	15.29		14.92	16.92	13.05	15.32	1.42	15.00	33.93	10.26
Fischeier			1.69	3.10				0.33	0.37	
Fischlarven	6.37			0.07		7.98	28.23			
Fische					36.38		0.87		1.03	11.80
Anflug		0.90	0.40	6.89		0.02		0.22		

19.05.		44.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	44.53
12.07.		17.36	0.00	0.00	19.23	365.71	36.93	0.00	0.00	0.00	499.63	938.86
19.09.		67.93	0.00	26.74	36.18	1863.83	146.30	0.00	100.12	201.05	391.40	2833.55
1996												
24.04.	0+	12.85	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.85
22.05.		25.42	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.42
02.07.		14.92	0.00	0.00	9.60	70.30	0.00	0.00	5.82	0.00	35.05	135.69
12.08.		188.91	31.69	31.22	23.77	525.41	55.76	0.00	57.35	137.03	432.18	1483.32
25.09.		14.72	78.22	22.75	35.39	0.00	57.05	0.00	54.19	87.52	212.98	562.82

Fortsetzung Tab. 19:

Fischart		C.har	R.rut	P.pun	G.acu	P.flu	A.tob	H.lan	P.mic	P.min	P.fle	Summe
	AG											
1994												
20.04.	1		0.00	14.83	54.98	0.00	51.01	39.04	32.68	84.18	319.17	595.89
03.05.			0.00	22.82	95.25	1262.15	78.56	85.58	55.95	128.76	548.61	2277.68
17.05.			0.00	50.31	151.60	0.00	105.35	228.44	76.97	141.41	843.98	1598.06
31.05.			0.00	0.00	146.39	1992.76	143.53	341.81	104.17	181.10	1110.12	4019.88
28.06.			0.00	45.25	219.46	3715.50	391.33	410.47	140.96	250.85	3068.66	8242.48
26.07.			0.00	95.34	277.67	6964.76	0.00	0.00	226.04	525.64	0.00	8089.45
23.08.			0.00	66.17	153.25	4559.20	0.00	0.00	105.63	0.00	4750.16	9634.41
20.09.			0.00	0.00	98.45	4680.38	274.17	473.01	0.00	0.00	0.00	5526.01
25.10.			0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2152.75	2152.75
1995												
07.03.	1		54.64	4.47	20.19	0.00	16.43	0.00	10.71	36.42	63.00	205.86
10.04.			102.00	7.98	34.64	331.51	32.73	42.19	20.66	63.11	173.14	807.96
19.05.			261.00	19.76	75.89	0.00	103.16	130.17	48.12	122.98	420.39	1181.47
12.07.			1439.50	65.65	208.65	3119.46	419.12	404.43	169.36	362.98	3347.84	9536.99
19.09.			2793.94	0.00	102.01	4017.06	324.86	0.00	0.00	0.00	0.00	7237.87
1996												
24.04.	1		0.00	15.81	63.78	0.00	67.05	66.01	41.50	85.08	258.37	597.60
22.05.			0.00	27.76	103.94	0.00	168.28	134.31	54.83	139.90	620.31	1249.33
02.07.			0.00	43.65	120.85	1749.19	161.31	279.78	101.53	186.30	1938.58	4581.19
12.08.			0.00	0.00	173.72	2914.46	355.08	347.87	214.49	0.00	3532.67	7538.29
25.09.			0.00	0.00	85.31	0.00	277.38	161.47	0.00	0.00	3908.81	4432.97
1994												
20.04.	2		0.00				356.69	141.26				497.95
03.05.			0.00				425.76	193.38				619.14
17.05.			0.00				430.75	0.00				430.75
31.05.			0.00				449.93	660.20				1110.13
28.06.			2279.12				0.00	789.28				3068.40
26.07.			0.00				0.00	0.00				0.00
23.08.			0.00				0.00	0.00				0.00
20.09.			0.00				0.00	0.00				0.00
25.10.			0.00				0.00	0.00				0.00
1995												
07.03.	2		0.00				80.10	0.00				80.10
10.04.			0.00				0.00	117.07				117.07
19.05.			1397.90				265.92	244.25				1908.07
12.07.			3875.22				0.00	0.00				3875.22
19.09.			3575.74				0.00	0.00				3575.74
1996												
24.04.	2		0.00				0.00	0.00				0.00
22.05.			0.00				0.00	0.00				0.00

02.07.		2365.27			0.00	0.00			2365.27
12.08.		4478.20			0.00	0.00			4478.20
25.09.		2293.66			0.00	0.00			2293.66

3.4.4.3 Konsumtion

Unter Einbeziehung der entsprechend den Flächenanteilen gewogenen Abundanzen aus Flach- und Freiwasser errechnen sich aus den Tagesrationen Gesamtkonsumtionswerte von 2,3 bis 3,4 gFM/m² und Jahr für die Summe der untersuchten Fischarten (Tab. 20). Das entspricht einer C-Menge von 0,23 - 0,34 g/m² und Jahr.

Tab. 20: Konsumtion der wichtigsten Fischarten

Konsumtion									
Fischart	mgFM/m ²				mgC/m ²				Anteil an der Gesamtkonsumtion (%)
	1994	1995	1996	Summe	1994	1995	1996	Summe	
C.har	260.08	12.35	58.10	330.53	26.32	1.25	5.88	33.45	3.7
R.rut	188.44	1404.25	314.92	1907.61	19.07	142.11	31.87	193.05	21.5
P.pun	2.67	2.08	22.92	27.67	0.27	0.21	2.32	2.80	0.3
G.acu	612.65	687.55	893.08	2193.28	62.00	69.58	90.38	221.96	24.7
P.flu	1347.04	690.12	48.12	2085.28	136.32	69.84	4.87	211.03	23.5
A.tob	415.42	122.13	227.27	764.82	42.04	12.36	23.00	77.40	8.6
H.lan	58.30	2.08	10.38	70.75	5.90	0.21	1.05	7.16	0.8
P.mic	117.39	51.48	69.17	238.04	11.88	5.21	7.00	24.09	2.7
P.min	122.13	293.68	620.36	1036.17	12.36	29.72	62.78	104.86	11.7
P.fle	108.40	50.20	55.43	214.03	10.97	5.08	5.61	21.66	2.4
Gesamt	3232.51	3315.91	2319.76	8868.18	327.13	335.57	234.76	897.46	100

Über die gesamte Untersuchungsperiode betrachtet werden über 80% der Gesamtnahrungsmasse durch Dreistachligen Stichling, Barsch, Plötze und Sandgrundel aufgenommen ([Abb. 33](#)).

Dabei fällt auf, daß gerade bei Barsch und Plötze die Jahreskonsumtion stark schwankt. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die Jahrgangsstärke bei diesen Arten auffällig variiert, so daß die Maximalwerte 1994 bzw. 1995 jeweils von einer starken Altersgruppe 1 getragen werden.

Die kurzlebigen Kleinfischarten, aber auch die Flunder, dagegen erreichen beständigere Individuendichten, so daß sich deren jährliche Konsumtionswerte weniger ändern.

Die Höchstwerte bei Großem Sandaal 1994 und Neunstachligem Stichling 1996 lassen sich mit einer überdurchschnittlichen Einwanderung des ersteren aus der Ostsee bzw. des zweiten aus angeschlossenen ausgesüßteren, geschützteren Gewässern in den Bodden erklären.

Beim Hering macht sich in dieser Hinsicht die öftere Probennahme im Frühjahr 1994 mit der daraus resultierenden häufigeren Erfassung, des sich in dieser Zeit in großem Umfange rekrutierenden Heringsnachwuchses, bemerkbar.

In der Summe aller Fischarten werden etwa 60% der Gesamtkonsumtion durch Fische der Altersgruppe 1 getragen und ca. 40% durch die Altersgruppe 0+ ([Abb. 34](#)). Ab dem Spätsommer eines jeden Jahres übersteigt die Konsumtion der Altersgruppe 0+ die der Altersgruppe 1.

3.4.5 Bilanzierung für den Gesamtbodden und Einfluß auf andere Trophiestufen

Insgesamt werden durch Fische im Greifswalder Bodden jährlich etwa **1500 t** Biomasse aufgenommen was einer Kohlenstoffmenge von ca. **150 t** entspricht (Tab. 21; [Abb. 35](#)).

Tab. 21 Gesamtkonsumtion der Fische im Greifswalder Bodden und Anteile der einzelnen Trophiestufen

Gesamtkonsumtion Greifswalder Bodden (t)	FM				C				Anteil an der Gesamt- konsumtion (%)
	1994	1995	1996	Mittel	1994	1995	1996	Mittel	
	1649.23	1691.78	1183.54	1508.18	166.90	171.21	119.77	152.63	
davon:									
Zooplankton (t) (mg/m ²)	602.11 1180.14	332.78 652.26	456.27 894.30	463.72 908.90	60.93 119.43	33.68 66.01	46.17 90.50	46.93 91.98	30.7
Zoobenthos (t) (mg/m ²)	708.37 1388.41	1121.80 2198.75	637.15 1248.83	822.44 1612.00	71.69 140.51	113.53 222.51	64.48 126.38	83.23 163.13	54.5
Fische (einschließlich Larven und Eier) (t) (mg/m ²)	301.31 590.58	150.11 294.22	44.09 86.43	165.17 323.74	30.49 59.77	15.19 29.77	4.46 8.75	16.72 32.76	11.0
Andere (t) (mg/m ²)	37.44 73.38	87.08 170.68	46.03 90.21	56.85 11.42	3.79 7.43	8.81 17.27	4.66 9.13	5.75 11.28	3.8

Der größte Teil entstammt dabei Benthosorganismen, die mehr als die Hälfte der konsumierten Biomasse stellen, mit etwa gleichen Anteilen an Infauna und Epifauna. Die über das Zooplankton laufende Nahrungskette hat demgegenüber mit einem Anteil von knapp 30% der durch Fische aufgenommen Biomasse eine geringere Bedeutung. Bemerkenswert ist, daß 11% der Gesamtfischkonsumtion aus Fischen selbst oder deren Entwicklungsstadien bestritten werden.

Andere Organismengruppen wie Phytoplankton oder Makrophyten spielen eine untergeordnete Rolle; am ehesten ist hier noch auf die nicht unerhebliche Nutzung der als Anflug allochthon ins System eingetragenen Insekten zu verweisen.

4. Zusammenfassung

Bodden und Haffe als innere Küstengewässer sind geprägt durch große Schwankungen ihrer abiotischen Verhältnisse und unterliegen zudem starken anthropogenen Belastungen. Aus diesen Gründen ist es sowohl für Organismen mariner als auch limnischer Herkunft schwer, sich in den inneren Küstengebieten dauerhaft zu etablieren. Ist es ihnen aber gelungen die physiologischen Barrieren zu meistern, finden sie aufgrund der hohen Produktivität der betrachteten Gewässer gute Nahrungsbedingungen vor. Erhebliche Nährstoffkonzentrationen haben über hohe Phytoplanktondichten Auswirkungen auf alle anderen trophischen Ebenen des Systems mit entsprechenden Umlagerungs- und Akkumulationsprozessen. Auf diese Weise wird eine Pufferfunktion der ständig mit der Ostsee kommunizierenden Bodden - Haff-Wasserkörper gewährleistet. Vom Verlauf und Grad dieser Austausch- und Vermischungsprozesse hängen die Auswirkungen auf das Gesamtökosystem Ostsee ab.

Darum wurde im Rahmen des Vorhabens auf verschiedene Art und Weise versucht diese Wechselwirkungen für das Gefüge **Oderhaff - Greifwalder Bodden - Ostsee** qualitativ und quantitativ zu erfassen.

Im speziellen bestand unsere Aufgabe darin, auf biologischer Ebene den Nachweis über die Bewegung von Wasserkörpern zu führen. Weiterhin galt es zu klären, wie Stoffflüsse auf organismischer Ebene zwischen Zooplankton - Makrozoobenthos und Fischen innerhalb des Boddenökosystems funktionieren und welche Organismengruppen daran maßgeblich beteiligt sind.

Die nach BUCKMANN von 3 Faktoren determinierten Vektoren der Wasserkörperbewegungen (großräumige Pegelunterschiede, lokale Windeinflüsse, auftretende Dichtegradienten) lassen für das Untersuchungsgebiet, wie auch anhand der Zooplanktonzusammensetzung erkennbar, 3 typische Situationen entstehen:

1. eine ostwärtsgerichtete Durchströmung des Boddens mit relativ starker Wasserbewegung und 0,5 - 2 maligem monatlichem Austausch der Gesamtwassermenge des Boddens
2. ein relativer Stagnationszustand mit zweiseitigem Wasserzustrom in den Bodden, geringfügiger Zirkulation und lokal begrenztem Ausstrom, wobei monatlich maximal 10% der Gesamtwasservolumens ausgetauscht werden
3. Einstrom aus der Ostsee der sich bis zum Ausstrom in den Strelasund fortsetzt und auch südlich des Rudens erfolgen kann oder aber von einem Peeneausstrom in östlicher Richtung begleitet wird, bei dem zwischen 10 und 25% der Gesamtwassermenge des Boddens erneuert werden.

Biologisch, auf der Basis statistisch signifikanter und daher strömungsbedingter Unterschiede in der Zooplanktonzusammensetzung nachweisbare Wasserbewegungen, stimmen im Wesentlichen mit hydrographischen Modellvorstellungen überein. Diese Tatsache wird auch dadurch unterlegt, daß bei der Berechnung des Transportes biogen fixierten Kohlenstoffs für eine bestimmten Strömungssituation bei beiden Herangehensweisen ähnliche Werte bestimmt wurden. Deshalb ist die wechselseitige Verifizierung von biologischen Befunden und hydrographischen Modellansätzen als fruchtbare Idee anzusehen.

Die Interaktionen zwischen Zooplankton, Makrozoobenthos sowie Klein- und Jungfischen spielen sich bis auf den entwicklungspezifischen Wechsel bestimmter Organismengruppen zwischen den beiden ersten Kompartimenten in der Hauptsache auf trophischer Ebene ab. D. h. über eine benthische und eine planktische Nahrungskette wird der Stofftransfer zu Fischbiomasse realisiert, wobei im Boddenökosystem dem Makrozoobenthos als Nahrungsquelle für die Fische die wichtigste Rolle zukommt. Da aber auch das Zooplankton eine bedeutende Nahrungsgrundlage darstellt, wird den driftenden Wasserkörpern ein Teil seiner biogen enthaltenen Energie entzogen.

Die Biomassen von Makrozoobenthos - Zooplankton - Fische im Greifswalder Bodden stehen im Jahresmittel in einer Relation von annähernd 2000 : 5 : 1.

Die jährliche Konsumtion der Fische am Zooplankton entspricht nahezu einmal der mittleren Zooplanktonbiomasse und vom Makrozoobenthos wird durch die Fische ca. der 250ste Teil der durchschnittlichen Makrozoobenthosbiomasse aufgenommen.

5. Literatur

ARLT, G. (1969)

Bemerkungen zur Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Wiss. Z. d. EMAU Greifswald, Math.-Nat. R., 1 / 2: 189-193

BREY, T., H. RUMOHR u. S. ANKAR (1988)

Energy content of macrozoobenthic invertebrates: general conversion factors from weight to energy. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol.117: 271-278

BRÖNMARK, Ch. u. S. E. B. WEISNER (1992)

Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: an alternative mechanism. Hydrobiologia 243/244: 293 - 301

BUSCH, A. u. A. HOLST (1995)

Masse- und Energiewerte für Zooplanktonorganismen der südlichen Ostsee und der mehr oder weniger abgegrenzten Gebiete. Univ. Rostock (unveröff.), 8pp

DEBUS, L. u. H. WINKLER (1996)

Hinweise zur coputergestützten Auswertung von Nahrungsanalysen. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. (1996) 4: 57 - 65

- DYBERN, B.I., H. ACKEFORS u. R. ELMGREN (1976)
Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. BMB
Publication No.1, 98 pp.
- GEISEL; T. (1986)
Pflanzensoziologische Untersuchungen am Makrophytobenthos des Greifswalder
Boddens.
Diplomarbeit, Univ. Rostock (unveröff.), 94 pp
- HEERKLOSS, R. u. U. VIETINGHOFF (1989)
Biomasseäquivalente nach HEERKLOSS & VIETINGHOFF (1981) überarbeitet.
Univ. Rostock, unveröff., 2pp
- HEIP, C. (1974)
A new index measuring evenness. J.mar.biol.Ass. U.K., 54: 555-557
- MEßNER, U. (1986)
Untersuchungen an der Phytalfauna des Greifswalder Boddens.
Diplomarbeit, Univ. Rostock (unveröff.)
- PRENA, J. (1990)
Zur Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos der Wismarer Bucht (westl. Ostsee).
Dissertation, Univ. Rostock (unveröff.)
- RAMBOW, S. (1994)
Untersuchungen zur quantitativen Erfassung des Bedeckungsgrades von submersen
Makrophyten im nordöstlichen Greifswalder Bodden mit Hilfe der
Unterwasservideographie und der Luftbild - Auswertung.
Diplomarbeit, Univ. Rostock (unveröff.)
- SAAVEDRA PEREZ, M. (1990)
Bonitierung des Makrozoobenthos im Greifswalder Bodden.
Diplomarbeit, Univ. Rostock (unveröff.)
- SCABELL, J. (1988)
Der Rügensch Frühjahrsheering – Das Laichgeschehen.
Diss. Univ. Rostock (unveröff.), 117 pp
- SEIFERT, R. (1938)
Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Ein Beitrag zur Ökologie der
Brackwasserfauna. Z. Morphol. Ökol. Tiere, Bd.34: 221-271
- THIEL, R., A. SEPULVEDA, R. KAFFMANN & W. NELLEN (1995)
Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary.

Journal of Fish Biology 46: 47 - 69

WEIGELT, M. (1991)

Short- and long-term changes in the benthic community of deeper parts of Kiel Bay (Western Baltic) due oxygen depletion and eutrophication. Meeresforsch.33: 197-224

Zwischenberichte 1995

GOAP Greifswalder Bodden und Oderästuar – Austauschprozesse; TP 7: 13pp.