

Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*)
im Oderhaff und ihre Bedeutung für das
Küstenzonenmanagement

INAUGURALDISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)
an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der
Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

vorgelegt von

Christiane Fenske

geboren am 1. August 1969

in Hamburg

Greifswald, März 2003

Dekan: Prof. Dr. Jan-Peter Hildebrandt

1. Gutachter: Prof. Dr. Gerd Müller-Motzfeld

2. Gutachter: Prof. Dr. Karsten Reise

Tag der Promotion: 26. Juni 2003

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Küstenzonenmanagement	1
1.2	Nährstoffe als Schadstoffe	2
1.3	Möglichkeiten zur Verbesserung der Gewässerqualität	3
1.4	<i>Dreissena polymorpha</i> im Rahmen des Küstenzonenmanagements	4
2	Das Oderhaff	5
2.1	Entstehung und Topographie	5
2.2	Ökologische Situation des Oderhaffs	8
2.3	Bedeutung des Oderhaffs für den Stofftransport	8
2.4	Fischerei	9
2.5	Tourismus	11
3	<i>Dreissena polymorpha</i>	13
3.1	Systematik	13
3.2	Lebensweise	13
3.3	Verbreitung	14
3.4	Lebenszyklus	16
3.5	Ökophysiologie	17
3.6	Nahrungsspektrum	18
3.7	Prädatoren und Parasiten	19
3.8	Anheftung	20
3.9	Exkurs: <i>Dreissena bugensis</i>	21
4	Material und Methoden	23
4.1	Wasseranalysen	23
4.2	Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaften im Haff	24
4.3	Zusammensetzung der <i>Dreissena</i> -Population im Haff	26
4.4	Ansiedlungsversuche	26
4.4.1	Ansiedlungsversuche mit natürlichen Substraten	26
4.4.2	Ansiedlungsversuche mit Holz- und PVC-Platten	27
4.5	Filtrationsuntersuchungen	28
4.5.1	Geschlossenes System	28
4.5.2	Durchflusssystem	29

4.6	Vergleich der Toleranz gegenüber veränderten pH-Werten bei nordamerikanischen und europäischen Dreissenen (Cilienexperimente)	32
4.6.1	Cilienexperiment mit Muscheln aus dem Eriesee	32
4.6.2	Cilienexperiment mit Muscheln aus dem Oderhaff	33
5	Ergebnisse	35
5.1	Ergebnisse der Wasseranalysen	35
5.1.1	Wassertemperatur	35
5.1.2	Sauerstoff	36
5.1.3	pH-Wert	36
5.1.4	Salinität	37
5.1.5	Phosphor- und Stickstoffverbindungen	37
5.1.6	Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf	38
5.1.7	Kieselsäure, Bromid, Chlorid und Sulfat	39
5.1.8	Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium	40
5.1.9	Karbonathärte	41
5.1.10	Chlorophyll-a und Sichttiefe	42
5.1.11	Organischer Kohlenstoff	42
5.2	Makrozoobenthos	43
5.2.1	Artenzusammensetzung und Abundanzen	43
5.2.2	Biomasse	48
5.2.3	Energiegehalt von <i>Dreissena polymorpha</i>	54
5.2.4	Standortvergleich	55
5.3	Populationsanalyse von <i>Dreissena polymorpha</i>	60
5.4	Ansiedlung von <i>Dreissena polymorpha</i> auf verschiedenen Materialien	64
5.5	Filtrationsleistung von <i>Dreissena polymorpha</i>	69
5.5.1	Filtrationsraten im geschlossenen System	69
5.5.2	Filtrationsraten im Durchflusssystem (Freilandversuche)	70
5.6	Auswirkungen des pH-Wertes auf den Cilienschlag	75
5.6.1	Cilienschlag bei Muscheln aus dem Eriesee	76
5.6.2	Cilienschlag bei Muscheln aus dem Oderhaff	76
6	Diskussion	79
6.1	Ursachen und Auswirkungen der Eutrophierung	80
6.2	Auswirkungen von <i>Dreissena</i> auf das Ökosystem	83
6.2.1	Beeinflussung der Trophie	83
6.2.2	Hochrechnung zu den Auswirkungen von <i>Dreissena</i> auf das Kleine Haff	83
6.2.3	Effekte von <i>Dreissena</i> auf Flora und Fauna	85
6.2.4	Auswirkungen von <i>Dreissena</i> auf anthropogene Strukturen	87
6.3	Filtration von <i>Dreissena polymorpha</i>	87
6.3.1	Definitionen	87
6.3.2	Messung der Filtration	88
6.3.3	Vergleich der Filtrationsraten mit Literaturwerten	89

6.3.4	Faktoren, die die Filtration beeinflussen	90
6.3.4.1	Größe der Muscheln und Wassertemperatur	91
6.3.4.2	Salinität	92
6.3.4.3	Sauerstoff	92
6.3.4.4	Strömung	92
6.3.4.5	Sestonkonzentration	93
6.3.4.6	Gelöster Kohlenstoff	93
6.3.5	Selektion der Nahrung	94
6.4	Biomasse-Verhältnisse und Energiegehalte des Makrozoobenthos im Oderhaff	95
6.5	Ansiedlung von <i>Dreissena</i>	95
6.6	Möglichkeiten der Renaturierung von Gewässern	98
6.7	Renaturierung im Oderhaff	103
6.7.1	Vorschläge für die Förderung der Ansiedlung von <i>Dreissena polymorpha</i> im Haff	104
6.7.2	Regulierung der Populationsgröße	107
6.7.3	Monitoring und Erfolgskontrolle	109
6.7.4	Kostenabschätzung für die Ansiedlung von <i>Dreissena</i> im Oderhaff	111
6.8	Zu berücksichtigende juristische Grundlagen für die unterstützte Ansiedlung von <i>Dreissena polymorpha</i> im Oderhaff	112
6.8.1	Wasserrechtliche Anforderungen	112
6.8.2	Naturschutzrechtliche Anforderungen	113
6.9	Ist die Wandermuschel eine gebietsfremde Art?	115
6.10	Küstenzonenmanagement	115
6.10.1	Mögliche Konflikte im Küstenbereich	116
6.10.2	Der Wert der Küstenzone	116
6.10.3	Organisatorische und rechtliche Grundlagen	117
6.10.4	Realität und Planungsgrundlagen für das Oderhaff	118
6.10.5	Bedeutung von <i>Dreissena polymorpha</i> für das Küstenzonenmanagement	119
7	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	121
	Literaturverzeichnis	125
	Danksagung	143
	Anhang	145
	Tabellen zu Abundanzen und Biomassen des Makrozoobenthos im Kleinen Haff 1996 und 1998 an repräsentativen Stationen	145

Kapitel 1

Einleitung

Küstengebiete hatten schon immer eine besondere Bedeutung für den Menschen. Hier konnte man sich niederlassen und zugleich vom Land und dem Meer profitieren. Gegenwärtig lebt etwa die Hälfte der heutigen Welt-Bevölkerung an der Küste (maximal 60 km vom Wasser entfernt). Dies entspricht bereits der gesamten Welt-Bevölkerung um 1950 (HOLLIGAN & DE BOOIS 1993).

Die Küste ist das am weitesten verbreitete Landschaftselement der Erde; die Gesamtlänge aller Küsten wird auf über 1 Mio. Kilometer geschätzt (KELLETAT 1999). Küsten werden für die Nahrungsgewinnung genutzt (fast der gesamte Fischfang kommt aus Küstengewässern), sie liefern Rohstoffe (Sand, Kies) und Energie (Gas, Öl, in Zukunft verstärkt auch Windkraft und Gezeiten). Sie dienen als Transportweg und sind Erholungsraum.

Ebenso wie für den Menschen ist der Küstenraum natürlich auch für Tiere, Pflanzen und andere Lebewesen lebenswichtig. So liegen z.B. viele, für Zugvögel außerordentlich wichtige, Feuchtgebiete internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention) im Küstenbereich.

Kennzeichnend für Küstengewässer ist der ständige Wandel. Die Küstenlinien werden im natürlichen Zustand durch die einwirkenden physikalischen Kräfte immer wieder neu gestaltet. Die biologische Produktivität ist hier besonders hoch; es werden große Mengen an gelöstem und suspendiertem Material transportiert, transformiert und gespeichert. Küstengewässer sind aber auch Senken für Schadstoffe, die aus dem gesamten Einzugsbereich der hier mündenden Flüsse, also oft weit aus dem Landesinneren, kommen, wie z.B. Pestizide und Schwermetalle in landwirtschaftlichen und industriellen Abwässern.

Die vielfältigen Nutzungen und Einflüsse an den Küsten führten oftmals zu Belastungen und Nutzungskonflikten, die man nun mit Hilfe eines Küstenzonenmanagements zu minimieren versucht.

1.1 Küstenzonenmanagement

Die Küste ist der Übergangsbereich zwischen Land und Meer und daher definitionsgemäß eine Zone (REISE 2002a). Dennoch hat sich in der Literatur der Begriff Küstenzonenmanagement (oder im Englischen: Coastal Zone Management) eingebürgert und wird daher

auch in der vorliegenden Arbeit verwendet.

Unter Küstenzonenmanagement versteht man einen dynamischen kontinuierlichen Prozess, in dem die Interessen verschiedener Nutzer im weitesten Sinne („stakeholder“) vereint werden sollen. Dabei wird eine nachhaltige Nutzung angestrebt. Der englische Begriff Integrated Coastal Zone Management (ICZM) deutet an, dass verschiedene, oft sogar sich widersprechende Nutzungsansprüche dabei integriert werden sollen. Berücksichtigt werden müssen z.B. Erholung und Tourismus, Fischerei, Baumaßnahmen, Straßen und Schifffahrtswege, Güter- und Personen-Transport, Küstenschutz, Naturschutz, Sand- und Kiesabbau, sowie die Nutzung nachwachsender Ressourcen (z.B. Wald, Schilf), industrielle Nutzung (Entnahme von Kühlwasser, Einleitung von Abwässern oder Abwärme), eventuelle Verteidigungsanlagen usw.

ICZM baut auf dem Leitprinzip des „sustainable development“ auf, das im Zuge der UN-Konferenz von Rio de Janeiro 1992 weltweite Bekanntheit errang. Die Nutzung soll also langfristig sowohl ökologisch als auch ökonomisch und sozial tragfähig sein.

Die — im Vergleich zur Außenküste — relativ eindeutig abgrenzbare Topographie und die überschaubare Größe machen das Oderhaff zu einem idealen Beispiel für eine Fallstudie. Zugleich entsteht durch die vielen verschiedenen nationalen und internationalen rechtlichen Rahmenbedingungen (HELCOM PITF MLW 1996), die unterschiedlichen Schutzgebietskategorien und die zahlreichen Nutzungsansprüche eine Situation, die am ehesten in einem Integrierten Küstenzonenmanagement zu lösen ist. Wichtig dabei ist, dass die „stakeholder“ immer in diesen Prozess eintreten können. Zwar sollte ein Leitbild entwickelt werden, das eine nachhaltige Nutzung langfristig ermöglicht, dennoch sollte es immer möglich bleiben, auch neue (oder bisher ablehnende) Nutzer und deren Ansprüche noch zu integrieren. Ein Management-Plan hat nur dann Aussicht auf Erfolg, wenn die Beteiligten ihre Interessen auch ausreichend vertreten sehen. Es werden immer Kompromisse gemacht werden müssen, aber sie sollten so getroffen werden, dass sie von allen getragen werden können.

1.2 Nährstoffe als Schadstoffe

Durch die Einführung von künstlichem Dünger kam es, verstärkt seit den 60er Jahren des 20. Jahrhunderts, zu Belastungen der Gewässer mit Nährstoffen, insbesondere mit anorganischen Phosphor- und Stickstoffverbindungen. Zusammen mit ungeklärtem Abwasser führten die aus landwirtschaftlichen Flächen ausgeschwemmten Nährstoffe zu Massenwachstum von Algen und Wasserpflanzen und brachten in der Folge Sauerstoffmangel, Störungen der aquatischen Lebensgemeinschaften, Fischsterben, Faulschlamm-bildung usw. mit sich (Eutrophierung) (HAMM 1996). Zunächst fiel dies nur bei kleineren Stehgewässern auf, später dann auch in Fließgewässern und schließlich sogar in der Ostsee (ŻMUDZIŃSKI 1976, CEDERWALL & ELMGREN 1980). Dort war die Eutrophierung anhand der erhöhten Biomasse des Makrozoobenthos nachweisbar; allerdings ging die Artenvielfalt, gerade an tieferen Stationen, aufgrund von Sauerstoffmangel zurück (KUBE et al. 1997). SCHULZ et al. (1991) wiesen als Eutrophierungsfolge einen signifikanten Anstieg der Chlorophyllkonzentrationen nach, THUROW (1997) fand erhöhte Fisch-Biomassen in

der Ostsee. Auch die Abundanzen der meisten Küsten- und Seevogelarten nahmen im Laufe des 20. Jahrhunderts u.a. wegen der Nährstoffanreicherung und dem damit verbundenen erhöhtem Nahrungsangebot zu (HELBIG & KUBE 1996).

Die Phosphorbelastung der Gewässer ist mittlerweile durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel (seit 1985) und den (Aus-)Bau von Kläranlagen stark zurückgegangen. Die Menge der eingetragenen Stickstoff-Verbindungen hingegen ist noch nicht rückläufig, diese sind weiterhin an die Niederschläge gekoppelt.

Das Wasser im Oderhaff ist besonders im Sommer durch die hohe Phytoplanktonproduktion, die durch die erhöhte Nährstoffkonzentration angeregt wird, sehr trübe (Sichttiefen z.T. unter 1 m). Der Verlust an Makrophyten führte zu erhöhter Sedimentmobilität und weiterer Trübung. Damit ist die Nutzung des Gewässers für Erholung und Tourismus eingeschränkt.

1.3 Möglichkeiten zur Verbesserung der Gewässerqualität

Welche Auswege gibt es aus dieser Situation mit hohen Nährstoffeinträgen, großen Mengen von gespeicherten Nährstoffen in den Sedimenten der Gewässer und den sich daraus ergebenden Problemen wie Sauerstoffmangel, Verschwinden der Makrophyten, Faulschlammabildung, starker Trübung des Wassers usw. ?

Vordringliche Maßnahme wäre natürlich die Reduzierung der Einleitungen, sowohl von Schadstoffen (Schwermetallen, Schädlingsbekämpfungsmittel usw.), als auch von Nährstoffen. In kleineren Gewässern kann man zudem Renaturierungen durchführen, dazu zählen z.B. Entkrautung, Entschlammung, Tiefenbelüftung, Tiefenwasserableitung, Frischwasserzufuhr, und das Anlegen einer Ringleitung, die Dränwasser um einen See herumführt. Für größere Gewässer wie das Oderhaff, das im Zentrum der vorliegenden Arbeit steht, wären solche Maßnahmen zu aufwändig und zu teuer.

Als „biologische Verfahren“ zur Verringerung des Phytoplanktons, damit zur Erhöhung der Sichttiefe und einer Verbesserung der Gewässerqualität kommen folgende Methoden in Betracht:

- Anpflanzung und regelmäßige Ernte von Schilf, um dem Gewässer Nährstoffe zu entziehen
- Biomanipulation
 - Einsatz räuberischer Fische zur Reduzierung des Friedfischbestandes, damit das phytoplanktonfressende Zooplankton sich besser entfalten kann
 - Einsatz von Cyanophagen (Viren, die Cyanobakterien befallen)
 - Förderung der Filtrierer, besonders der Muscheln

Einzelheiten zu den genannten Verfahren sollen im Kapitel Diskussion (6.6) näher besprochen werden.

In dieser Arbeit steht die letzte der genannten Möglichkeiten im Mittelpunkt: die gezielte Ansiedlung der Wandermuschel, *Dreissena polymorpha*, und die Abschätzung ihrer Filtrationsleistung unter den spezifischen Bedingungen des Kleinen Haffs als schwach brackigem Gewässer. Daraus leitet sich die Frage ab, ob es möglich ist, mit Hilfe der Muscheln die Wasserqualität zu verbessern, Eutrophierungserscheinungen zurückzudrängen und eine „Oligotrophierung“ einzuleiten.

Dies wäre ein wichtiger Schritt, um einen „guten Zustand“ des Gewässers zu erreichen, wie in der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union vom Oktober 2000 gefordert wird (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik).

1.4 *Dreissena polymorpha* im Rahmen des Küstenzonenmanagements

Es wurde bereits mehrfach beschrieben, dass nach Einführung von *Dreissena* die Sichttiefe im Gewässer deutlich zunahm und der Chlorophyll-a-Gehalt reduziert wurde (MACKIE 1991, REEDERS et al. 1993, HOLLAND 1993, FAHNENSTIEL et al. 1995). Durch ihre filternde Lebensweise reduzieren Muscheln den Schwebstoffgehalt im Wasser, legen Nährstoffe fest und bieten zugleich Lebensraum für weitere Arten. Die Muscheln nehmen zum einen Phytoplankton auf, aber auch gelöste und partikulär gebundene Nährstoffe, z.B. aus Detritus. Sie können sogar die Umwandlung toxischer Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrit) in für andere Organismen konsumierbare Verbindungen beschleunigen (MACKIE 1989, zit. nach LUDYANSKIY 1993). Des Weiteren filtern sie Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) aus dem Wasser, die dann entweder in den Muscheln gespeichert oder auf dem Sediment als Fäzes oder Pseudofäzes abgelagert werden. Die Schadstoffe sind dann im freien Wasser nicht mehr ohne weiteres verfügbar. Eine bessere Wasserqualität des Oderhaffs hätte sicher positive Auswirkungen auf die Nutzung des Gebietes als Erholungsraum.

Für den gezielten Einsatz von *Dreissena* im Rahmen des Küstenzonenmanagements sind experimentell ermittelte Ergebnisse aus dem jeweiligen Untersuchungsgebiet unerlässlich.

Die vorliegende Arbeit sollte daher die folgenden Fragen klären:

- Unter welchen Umweltbedingungen existiert *Dreissena polymorpha* im Oderhaff? (abiotische und biotische Faktoren, Wasser, Sediment, Populationszusammensetzung)
- Welche Filtrationsleistung erreichen die Wandermuscheln im brackigen Wasser des Oderhaffs?
- Auf welchen Materialien und in welchen Tiefen lassen sich die Muscheln besonders gut ansiedeln?
- Ist die Methode der Ansiedlung von *Dreissena* geeignet zur Verbesserung der Wasserqualität im Oderhaff?

Kapitel 2

Das Oderhaff

2.1 Entstehung und Topographie

Das Oderhaff — auch Stettiner Haff genannt — entstand im Verlaufe des holozänen Meeresspiegelanstiegs vor etwa 6000 bis 8000 Jahren. Es war schon vor der Weichsel-Eiszeit als Gletscherzungenbecken angelegt und wurde dann überflutet und umgeformt (LAMPE 1994).

Nach dem Abschmelzen des bis zu 3000 m mächtigen Inlandeises hob sich Fennoskandien infolge der Druckentlastung. Diese isostatische Ausgleichsbewegung wirkte im Norden stärker als im Süden des Ostseebeckens, zusätzlich hob sich der Meeresspiegel wegen des nun nicht mehr im Eis gebundenen Wassers seit dem Pleistozän um etwa 100 m und steigt gegenwärtig jährlich weiter um mindestens 1,5 mm (LAMPE 1996); STERR et al. (1999) rechnen für die südliche Ostsee sogar mit einer künftigen Meeresspiegelanhebung von 4–5 mm/Jahr. Aufgrund dieser iso- und eustatischen Veränderungen wurde die südliche Ostseeküste mit den nach der Weichseleiszeit unterschiedlich hoch liegenden End- und Grundmoränen, Gletscherzungenbecken und Tälern überflutet; es bildete sich die typische Bodden- und Haffküste heraus, bei der Abtragungs- und Anlandungsgebiete sich abwechseln.

Es gibt keine strenge definitorische Trennung zwischen Bodden und Haff; beides sind flache, durch erdgeschichtlich junge Nehrungen vom Meer weitgehend abgeschlossene Buchten (wissenschaftlich „Lagune“), in denen sich durch Flusswasserzufuhr Süß- und Salzwasser vermischen (daher „Ästuar“) (vgl. LAMPE 1996).

Das Oderhaff, in dem die Untersuchungen durchgeführt wurden, gliedert sich in zwei große Becken (Abbildung 2.1): das Große Haff (Wielki Zalew) mit etwa 410 km² Fläche und 1,557 km³ Volumen und das Kleine Haff mit 277 km² Fläche und 1,026 km³ Volumen. Der Hauptzufluss, etwa 17 km³/a, gelangt über die Oder in das Haff. Weitere Zuflüsse sind die Peene (0,760 km³/a), die Uecker (0,186 km³/a) und die Zarow (0,114 km³/a) (LAMPE 1998). Der Abfluss in die Ostsee, etwa 540 m³/s im langjährigen Mittel, verläuft zu etwa 70 % über die Swina, ca. 20 % über den Peenestrom und etwa 10 % über die Dziwna (Dievenow).

Die im Odergebirge der tschechischen Ostsudeten in einer Höhe von 634 m über dem Meeresspiegel entspringende Oder hat eine Länge von 866 km und ein Einzugsgebiet von



Abbildung 2.1: Das Oderhaff an der deutsch-polnischen Grenze (Gesamtfläche ca. 687 km²). Maßstab 1:800000. Verändert nach Euro-Länderkarte Polen, RV Verlag (links) und N. AMELANG (rechts).

118 780 km² (UMWELTBUNDESAMT 1994). 89 % des Einzugsgebietes liegen in Polen, 6 % in Tschechien und 5 % in Deutschland.

Nach HERR (zitiert in BRANDT 1894/96) hat das Oderhaff im Verlaufe der rund 40 km von der Odermündung bis zur Ostsee nur ein sehr geringes Gefälle: etwa 22,7 cm. Der Wasserstand im Haff hängt von der Wasserführung der Oder, dem Wasserstand in der Ostsee und der Windrichtung und -stärke ab. Bei hohem Wasserstand in der Ostsee und Wind aus nördlichen Richtungen kann salzhaltiges Wasser in das Haff vordringen. Es sind „Salzwasser-Zungen“, die sich besonders auf dem Grund des Gewässers, z.T. bis nach Stettin vorschieben. Das Eindringen von Salzwasser wird durch die Ausbaggerung des Piastowski-Kanals und des Schifffahrtswegs nach Stettin auf mindestens 12,5 m Tiefe begünstigt.

Die durchschnittliche Salinität im Oderhaff schwankt zwischen 0,5 und 1,4 PSU. An der deutsch-polnischen Grenze können durchaus 2,3 PSU (GÜNTHER 1998) oder in Tiefen unter 5 m sogar mehr als 4 PSU erreicht werden (MEYER et al. 1998). Die durchschnittliche Tiefe des Oderhaffs liegt bei 4,40 m; zwischen Kleinem und Großem Haff wird mit 8 m die tiefste Stelle außerhalb der Schifffahrtsrinne nach Stettin erreicht.

Die Oberflächensedimente (Abbildung 2.2) sind je nach hydrographischen und morphologischen Bedingungen als feinkörnige Schlicke (Schluffe) in den Beckenbereichen und als Sande, bzw. sandige Schlicke (Schluffe) in den flachen Rand- und Schwellenbereichen ausgebildet (LEIPE et al. 1998). Charakteristisch sind, besonders in den Schlickbereichen, hohe Gehalte organischer Substanz. Diese sind verantwortlich für das reduzierende Milieu im Sediment. Zwei Kartierungen aus den Jahren 1993 und 94 (GÜNTHER 1998) ergaben durchschnittlich folgende Schätzungen für die Flächengrößen der drei Habitate:

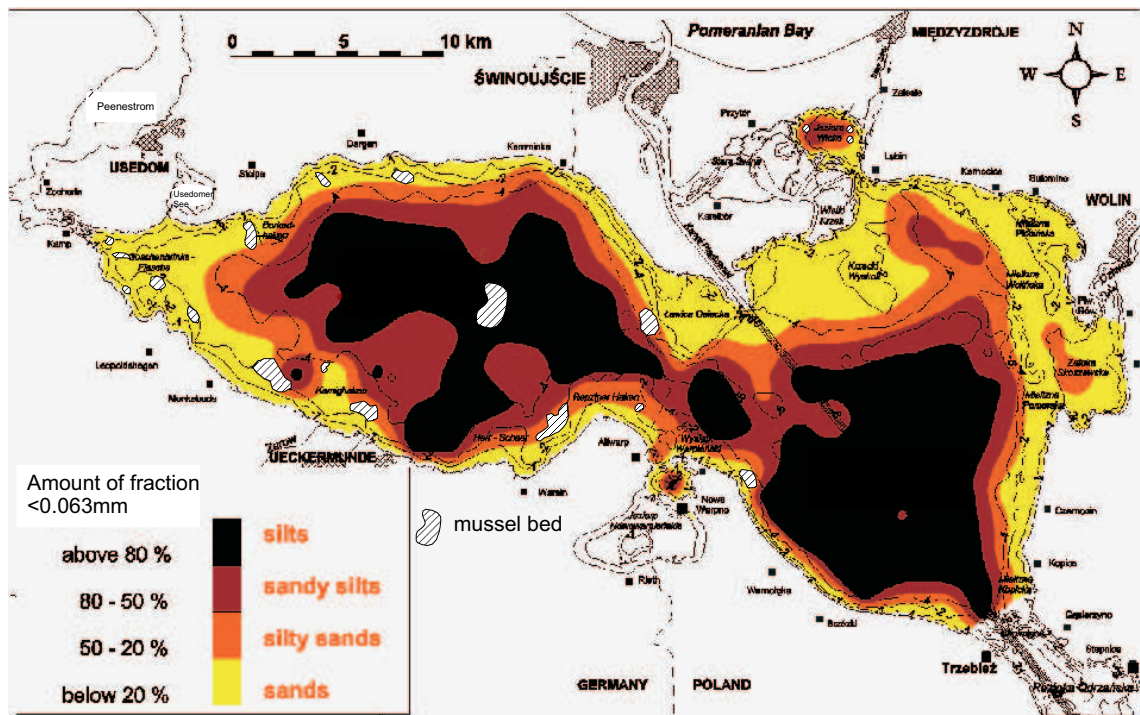


Abbildung 2.2: Das Oderhaff, Verteilung der Sedimente und Muschelbänke (ANDRES 1993, OSADCZUK & WAWRZYNIAK-WYDROWSKA 1998 und eigene Untersuchungen)

Schlick	160,4 km ²	57,8 %
Sand	25,9 km ² tiefer als 1,5 m +34,0 km ² Uferzone $\leq 1,5$ m	21,6 %
<i>Dreissena</i> -Bänke	57,0 km ²	20,6 %
Summe	277,3 km ²	100,0 %

Es sind etwa 58 % des Haffs schlickbedeckt. Die Muschelbänke, die an vielen Stellen verstreut vorkommen, nehmen zusammen etwa ein Fünftel der Gesamtfläche ein. Eine videogestützte Aufnahme ergab nur eine Gesamtfläche der Muschelbänke von 20 km² (ANDRES 1993). Als Mittelwert für die Berechnungen wurde daher von 38,5 km² Muschel­fläche (= 14 % der Hafffläche) ausgegangen. Die Muschelbänke liegen im Allgemeinen im Randbereich des Haffs an der 2 m-Tiefenlinie. Eine große Muschelbank liegt zentral im Kleinen Haff, eine an der deutsch-polnischen Grenze (Abbildung 2.2). Das Ufer ist überall sandig; nur am mittleren nördlichen Ufer des Kleinen Haffs gibt es im Wasser zahlreiche Steine — wahrscheinlich Reste der eiszeitlichen Gerölle.

Die Wassertemperaturen bewegen sich zwischen $-0,2$ und $26,8$ °C (UMWELTBUNDESAMT 1994).

2.2 Ökologische Situation des Oderhaffs

Das Oderhaff sorgt durch seine Lage zwischen dem Unterlauf der Oder und den vorgelagerten Inseln Wollin und Usedom dafür, dass sich die Strömungsgeschwindigkeit verringert und antransportierte Stoffe zurückgehalten werden. Bereits vor der Einführung von künstlichem Dünger kam es daher gelegentlich zu starken Phytoplanktonausbildungen: „Die Chroococcaceen [= Cyanobakterien] waren im September 1887 im Haff so ausserordentlich zahlreich, dass (sic!) die Oberfläche des Haffwassers wie ein dünnflüssiger grüner Schleim erschien“ (BRANDT 1894/96). Umso stärker wirkten sich daher die im Laufe des 20. Jahrhunderts noch zusätzlich eingebrachten Nährstoffe aus.

Nach der politischen Wende (1990) gab es für das Oderhaff einige Änderungen. Düngemittel durften nicht mehr in unmittelbarer Nähe von Fließgewässern verwendet werden, zudem stellten einige landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaften ihren Betrieb vollkommen ein, so dass die Nährstoffbelastung der Gewässer zurückging. Weiterhin wurden die Kläranlagen deutlich verbessert, so dass auch über die Abwässer nicht mehr so viele Nährstoffe in die Gewässer gelangten. Negativ hingegen wirkten sich Veränderungen in der Fischerei aus: während zu DDR-Zeiten den Fischern auch die Weißfische garantiert abgenommen wurden (zur Fischmehlproduktion), gab es solche Vereinbarungen nach 1990 nicht mehr. Der verstärkte Fang von Raub- und Edelfischen wie Zander, Hecht und Aal führte zur ungehinderten Entwicklung der Friedfische und damit zu einer Dezimierung des Zooplanktons, so dass das Phytoplankton sich sehr stark entwickeln konnte. Große Mengen an Phytoplankton wiederum verhindern, dass ausreichend Licht bis auf den Gewässerboden dringt und unterdrücken damit das Makrophytenwachstum. Ohne Makrophyten wird das Sediment nicht stabilisiert und ist daraufhin sehr viel mobiler. Das bedeutet auch, dass Nährstoffe nicht mehr so leicht festgelegt werden können, sondern immer wieder resuspendiert werden (LAMPE 1996).

Ein weiterer Aspekt, der an der Küste eine wichtige Rolle spielt, ist der Tourismus, der sich nach der Wende verstärkte und Einfluss auf das Landschaftsbild nahm (verstärkter Fähr- und Ausflugsbetrieb, Neubau von Hafenanlagen, Baggerarbeiten, Badebetrieb). Die Richtwerte der EU für Badegewässer werden in der Regel eingehalten, aber die starke Trübung durch Phytoplankton und andere Auswirkungen der Eutrophierung beeinträchtigen die Nutzung des Gebietes für die Erholung und die weitere Entwicklung (SCHERNEWSKI & STERR 2002).

2.3 Bedeutung des Oderhaffs für den Stofftransport

Bodden und Haffe galten lange als „Filter und Puffer“ für die Ostsee. In hydrologischer Sicht gilt diese Einschätzung auch weiterhin: Die Strömungsgeschwindigkeit des ankommenden Flusswassers wird reduziert und mitgeführte Partikel können sedimentieren. Die im Wasser enthaltenen Nährstoffe werden im Haff vom Phytoplankton aufgenommen und dienen als Ausgangsmaterial für die Produktion von Biomasse. Von den im Haff ankommenden Nähr- und Schadstoffen wurde auch vermutet, dass sie zum großen Teil im Haff verbleiben. Untersuchungen im Rahmen des Verbundprojektes GOAP (Greifswalder

Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse) zeigten jedoch, dass im langjährigen Mittel nur 2–5 % der jährlich eingetragenen Nährstoffe und 15 % der Metalle herausgefiltert werden (LAMPE 1998). Der größte Teil der Einträge gelangt also unverändert in die Ostsee, besonders im Zeitraum Januar bis April, wenn aufgrund der geringen Temperaturen nur geringe biologische Umsätze stattfinden und zugleich große Mengen an Flusswasser durchströmen (LAMPE 1996).

Eine weitere Ursache für die geringe Retention ist die Überladung der Sedimente. Bereits von Natur aus prädestiniert zu eutrophieren, lassen sich an den Haffsedimenten die Auswirkungen der Entwaldung des Einzugsgebietes vor 600–700 Jahren und der nachfolgend höhere Nährstoffeintrag deutlich nachweisen (LAMPE 1998). Zusätzlich wurde das Oderhaff im Laufe des 20. Jahrhunderts stark belastet mit nicht geklärten Abwässern und den darin enthaltenen Nährstoffen, diffusen Einträgen mit Resten künstlicher Dünger sowie mit Schwermetallen aus Bergbau und Metallverarbeitung.

Aufgrund der Flachheit des Haffs und des relativ geringen Volumens ist das Gewässer in der Regel gut durchmischt. Sediment und Wasser stehen in ständigem Austausch. Man kann daher nicht ohne weiteres von „Festlegung im Sediment“ sprechen, sofern es sich um die oberen Zentimeter handelt. Die Resuspension bringt immer wieder Nährstoffe aus den oberen Sedimentschichten in das Wasser.

Die meisten Nähr- und Schadstoffe sind an Flocken gebunden, die aus lebendem und totem organischen und anorganischen Material bestehen (EIDAM et al. 1998, SCHWOERBEL 1999). Beim Absterben der Algen, Bakterien, Pilze und Protozoen an und in den Flocken werden durch Autolyse Phosphor- und Stickstoffverbindungen freigesetzt und stehen gleich wieder zur Verfügung (microbial loop). Der Rest der Flocken sedimentiert, wird von nachfolgenden Flocken überdeckt und von Bakterien abgebaut. Zwei Prozesse können zur erneuten Freisetzung von Nährstoffen führen: Resuspension oder Sauerstoffmangel. Selbst wenn der Eintrag reduziert würde, so würden die Sedimente noch weiterhin z.B. Phosphate freisetzen (interne Düngung).

2.4 Fischerei

Der Fischfang im Oderhaff wird weiterhin traditionell mit Reusen und Stellnetzen durchgeführt. Rund 90 % der Erträge im Kleinen Haff stellten in den letzten Jahren der Barsch (*Perca fluviatilis*) (31,1 %), der Blei (*Abramis brama*) (30,9 %) und der Plötze (*Rutilus rutilus*) (27,3 %). Von den wirtschaftlich sehr viel bedeutsameren Arten wie Zander (*Stizostedion lucioperca*), Hecht (*Esox lucius*) und Aal (*Anguilla anguilla*) werden nur verhältnismäßig geringe Mengen gefangen (Angaben der Fischereigenossenschaft „Haffküste“ e.G. Ueckermünde; Abbildung 2.3).

Bei einer Gesamtfangmenge von rund 486 t/a bei 18 Fischarten ergibt sich, bezogen auf die Fläche des Kleinen Haffs (27700 ha), ein jährlicher Ertrag von 17,6 kg/ha. Verglichen mit Werten aus früheren Jahren (WINKLER 1991) scheint dies wenig (siehe Tabelle 2.1). Jedoch ist zu berücksichtigen, dass z.B. der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*) als Futterfisch nicht quantitativ in die Statistik der Fischereigenossenschaft „Haffküste“ einging. WINKLER (1990) gibt für das Kleine Haff bei Einbeziehung von 8 Fischarten

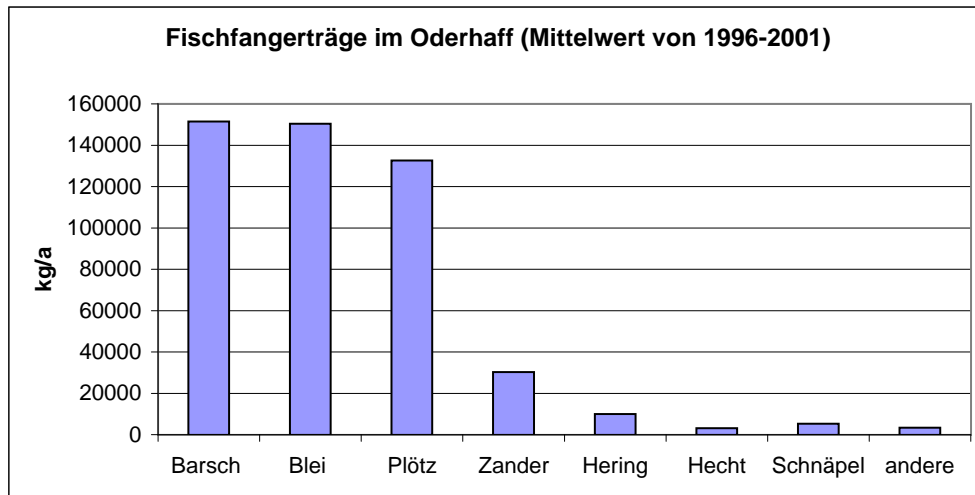


Abbildung 2.3: Fischfangerträge in kg/a von 1996–2001 im Kleinen Haff (Angaben der Fischereigenossenschaft „Haffküste“ e.G. Ueckermünde, mit frdl. Genehmigung von H. GERBATSCH)

Tabelle 2.1: Fischfang im gesamten Oderhaff in kg/ha/a (nach WINKLER 1991)

	1907–1915	1930–1938	1950–1959	1960–1969	1970–1979	1980–1989
Oderhaff	36,4	38,8	37,3	42,0	61,1	47,7

einen Ertrag von 19,4 kg/ha/a an; wird zusätzlich noch der Kaulbarsch mit einbezogen, so ergeben sich schon 40,4 kg/ha/a. Da jedoch nach der Wende der sichere Absatzmarkt für die Fischer wegfiel, wird heute weniger gefischt als in DDR-Zeiten.

Während BRANDT (1894/96) für das gesamte Oderhaff 1891/92 noch von 2845 Berufsfischern plus 974 Fischern im Nebenberuf ausging, sind heute im Kleinen Haff nur noch etwa 40 Berufsfischer tätig.

In den letzten Jahren wurden bevorzugt räuberische Fischarten gefangen, da mit ihnen höhere Einnahmen zu erzielen sind. Dies hat zur Folge, dass die Friedfische nicht in ausreichendem Maße gefressen werden. Damit kommt es zu einer Reduktion des Zooplanktons und einer starken Entwicklung des Phytoplanktons. Gegenwärtig wird erneut mehr Plötz und Blei gefangen und zum größten Teil nach Polen und Holland verkauft. Daraus kann sich für das Haff eine positive Entwicklung der Trophiesituation ergeben.

Die Art und Weise des Fischfangs spielt also eine bedeutende Rolle in der Zusammensetzung der Artengemeinschaft und der Funktion des Ökosystems.

2.5 Tourismus

Der wichtigste Wirtschaftszweig in der Region ist der Tourismus. Hier ergab sich in den letzten Jahren ein deutlicher Aufwärtstrend. Im Sommerhalbjahr 2001 stieg die Zahl der Übernachtungen in Mecklenburg-Vorpommern um 7 % (auf 14,6 Millionen). Dies war der höchste Anstieg im Vergleich zu allen anderen Bundesländern. Zwar lagen die absoluten Zahlen in Bayern etwa dreimal so hoch (45,2 Mio.), bezogen auf die Einwohnerzahl hat Mecklenburg-Vorpommern jedoch die meisten Übernachtungen (STATISTISCHES BUNDESAMT 2001)¹.

Durch die Aufteilung in verschiedene Landkreise (Uecker-Randow und Ostvorpommern), die das Oderhaff begrenzen, ist es nicht leicht, genaue Zahlen zu Übernachtungen, Beschäftigten, Umsatz usw. für die Region des Oderhaffes zu ermitteln. In den Statistiken sind zudem nur Einrichtungen mit mindestens 9 Betten enthalten.

Für das Jahr 2000 wurden für den Landkreis Ostvorpommern 26 785 Betten und 3,2 Mio. Übernachtungen registriert (Statistisches Jahrbuch 2001 des Stat. Landesamtes MV), während allein auf der Insel Usedom (ein Teil dieses Landkreises) 42 500 Betten angeboten werden². Höchstwahrscheinlich erklärt sich ein großer Teil dieser Differenz durch die nichtregistrierten Betten in kleinen Pensionen. Für den Landkreis Uecker-Randow wurden 1715 Betten angegeben (im Jahr 2000) mit insgesamt rund 134 400 Übernachtungen; davon entfielen rund 55 000 auf die Stadt Ueckermünde (StaLA MV). Viele Gäste kommen für Tagestouren und fahren mit Ausflugsschiffen nach Polen. Sie gehen daher nicht in die Übernachtungsstatistik mit ein.

Direkt im Gastgewerbe beschäftigt sind im Landkreis Uecker-Randow etwa 580 Personen, in Ostvorpommern etwa 1740 (Stand 30.04. 1993) (StaLA MV, Stat. Jahrbuch 2001). Es kann angenommen werden, dass durch die geplante Osterweiterung der EU der Transitverkehr deutlich zunehmen wird. Neben dem verstärkten Gütertransport und Austausch an Arbeitskräften könnten Freizeit- und Erholungsdruck noch steigen. Auswirkungen des Tourismus auf das Haff und seine Uferzonen sind z.B.

- zunehmender Sportbootverkehr
- häufige Ausflugs- und Fährfahrten
- der Neu- und Ausbau von Hafenanlagen (z.B. Berndshof)
- Baggerarbeiten zur Vertiefung der Fahrrinnen (erhöhte Sedimentverdriftungen!)
- Einrichtung von Badeanstalten
- Schaffung neuer Infrastruktur für die Übernachtungsgäste (Zeltplätze, Ferienhäuser, Pensionen)

Ein grenzübergreifendes Konzept für die Region des Oderhaffs ist daher erforderlich.

¹<http://www.destatis.de>, 21.01.2002

²<http://www.usedom.de>, 07.02.2002

Kapitel 3

Dreissena polymorpha

3.1 Systematik

Stamm Mollusca

Klasse Bivalvia LINNAEUS, 1758

Unterklasse Lamellibranchiata WOODWARD, 1892

Ordnung Heterodonta NEUMAYR, 1884

Unterordnung Dreissenacea GRAY, 1840

Überfamilie Dreissenoida GRAY, 1840

Familie Dreissenidae GRAY, 1840 (3–10 Gatt., > 200 Arten)

Gattung *Congeria*[†]

Prodreissena[†]

Mytilopsis

Dreissena VAN BENEDEN, 1835

Art *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771)

3.2 Lebensweise

Die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*¹ (PALLAS, 1771), auch Dreiecks- oder Dreikantmuschel genannt, trägt im Englischen den Namen „zebra mussel“. Damit werden schon einige ihrer Eigenschaften beschrieben: Sie hat eine dreieckige Form mit drei Kanten; der lateinische Name *polymorpha* deutet außerdem auf die Vielgestaltigkeit der Schalen hin. Die Tiere sind zebraartig schwarz auf braun gestreift und in Europa, mittlerweile auch in Nord-Amerika, recht weit verbreitet. Dabei sind es nicht die adulten Muscheln, die weit wandern, sondern eher die pelagischen Larven, mit denen sich die Art sehr rasch ausbreiten kann (siehe auch Kap. 3.3 Verbreitung).

Diese Fortpflanzungsweise ist für Süßwassermuscheln sehr ungewöhnlich. Mit Ausnahme von *Dreissena* betreiben alle bei uns vorkommenden Süßwassermuscheln Brutpflege. Die befruchteten Eier entwickeln sich in einer Kiemenhöhlung des Muttertieres und wachsen zu Larven heran. Bei den Großmuscheln (Unionoidea) werden die Larven Glochidien

¹frühere Synonyme: *Dreissensia* oder *Dreissenia*



Abbildung 3.1: Verbreitung von *Dreissena polymorpha* in Deutschland.

Aus JUNGBLUTH in GEBHARDT et al. (1996)

genannt. Diese leben ektoparasitisch an Kiemen oder Flossen von bestimmten Wirtsfischen und entwickeln sich nach ca. 2–10 Monaten zu kleinen Muscheln, die sich fallen lassen und am Gewässergrund einen geeigneten Platz zum Leben suchen.

Dreissena hingegen hat ein stammesgeschichtlich altes Merkmal beibehalten: die pelagischen Larven, die sich völlig selbstständig entwickeln und im Laufe einiger Wochen zu Muscheln metamorphosieren. Diese suchen sich dann festes Substrat, auf dem sie sich mit ihren Byssusfäden festheften können (siehe Kapitel 3.8 Anheftung). Als Unterlage können Steine, Holz, Schilf und andere Hartsubstrate dienen, z.B. auch Schalen von Artgenossen oder anderen Arten.

Im Folgenden wird, wenn nicht anders angegeben, der Begriff „Muschel“ für *Dreissena polymorpha* verwendet.

3.3 Verbreitung

Vertreter der Familie der Dreissenidae GRAY, 1840 finden sich bereits in der unteren Kreide (KINZELBACH 1992). Da archaische Dreissenidae sowohl in West-Afrika als auch in Mittel- und Südamerika gefunden wurden, geht man davon aus, dass die Familie spätestens während der Trias entstanden ist, als die Kontinente gerade erst begannen sich zu trennen. *Dreissena* VAN BENEDEN, 1835 ist seit dem Unteren Pliozän bekannt (KINZELBACH 1992). Die Gattung ist wahrscheinlich monophyletisch und ist aus der Gattung

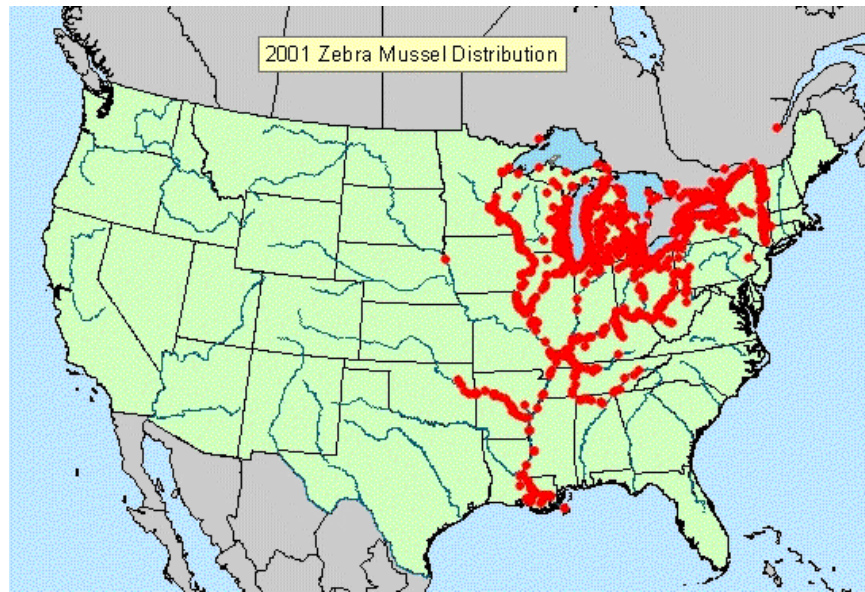


Abbildung 3.2: Karte der rezenten Verbreitung von *Dreissena polymorpha* in Nordamerika (Stand: Juni 2001).

<http://nas.er.usgs.gov/mollusks/images/zmyr2001.jpg> (15.03.2003)

Congeria hervorgegangen.

Bereits vor der letzten Eiszeit war *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) in ganz Norddeutschland verbreitet (MEISENHEIMER 1901). Sie überlebte im Kaspischen Meer und im Einzugsgebiet des Schwarzen Meeres und breitete sich von dort im 18. Jahrhundert wieder aus. 1768 wurde sie im Ural gefunden, 1825 im deutschen Ostseegebiet, 1826 im Rhein (MEISENHEIMER 1901). In den Docks von London wurde sie 1824 nachgewiesen (WESENBERG-LUND 1939). Der Bau von Kanälen und die starke Zunahme der Warentransporte auf den Binnengewässern während der industriellen Revolution förderten die Ausbreitung von *Dreissena*. SZIDAT (1926) führt sie bereits als häufigste Muschel im Kurischen Haff an und auch WILLER (1925) nennt sie „Haff-Ubiquitisten“ (im Frischen Haff). Nicht immer begründete die neue Ansiedlung eine langfristig stabile Population, so konnte sich *Dreissena* in der Elbe aufgrund der Verschmutzung nicht dauerhaft etablieren (KINZELBACH 1992). Auch der von SEGERSTRÅLE (1953) erwähnte Nachweis von *Dreissena* in der Ostsee, vor Stockholm im Jahr 1940, stellt eine Ausnahme dar. Im Allgemeinen kommt *Dreissena* in der Ostsee aufgrund des Salzgehaltes nicht vor. Die aktuelle Verbreitung in Deutschland ist in Abbildung 3.1 dargestellt.

In Nordamerika tauchte *Dreissena polymorpha* zuerst im Jahr 1985 im Lake St. Clair (zwischen Eriesee und Huronsee) auf (HEBERT et al. 1989). Von dort breitete sie sich sehr schnell in die umliegenden Seen und Fließgewässer aus. Wahrscheinlich wurden Larven von *Dreissena* mit Ballastwasser eines transatlantisch verkehrenden Schiffes von Europa aus eingeschleppt. Mittlerweile ist *Dreissena* in allen Großen Seen anzutreffen, im Süden ist sie bereits bis an den Golf von Mexiko vorgedrungen und im Norden entlang des gesamten St. Lorenzstromes bis nach Quebec. Sie ist noch weiterhin in Ausbreitung begriffen (Abbildung 3.2). Man rechnet mit einer Ausbreitungsgeschwindigkeit von etwa 250 km/a (CLAUDI & MACKIE 1994).

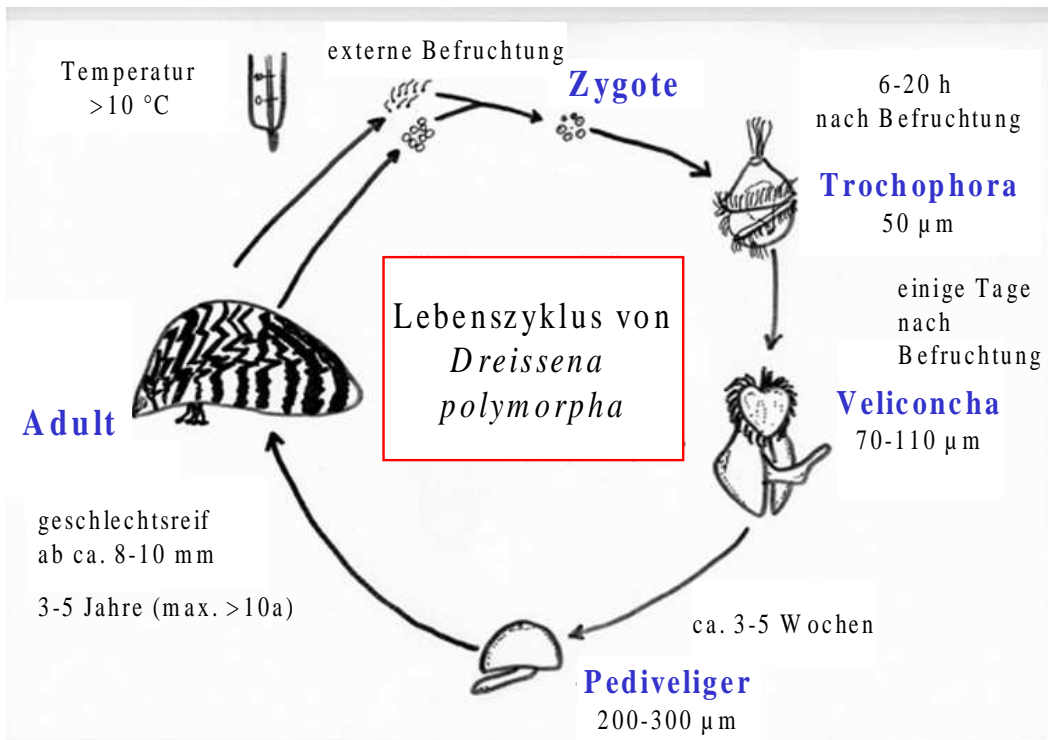


Abbildung 3.3: Lebenszyklus von *Dreissena polymorpha*

3.4 Lebenszyklus

Dreissena polymorpha ist getrenntgeschlechtlich und wird im Oderhaff etwa 5–6 Jahre alt (WIKTOR 1963). Die Altersbestimmung anhand der Schalenringe ist, im Gegensatz zu Großmuscheln (*Anodonta*, *Unio*), bei *Dreissena* schwierig, da das Schalen-Wachstum bei ungünstigen Bedingungen auch im Sommer eingestellt wird, so dass durchaus zwei „Jahresringe“ in einem Jahr entstehen können. Mit Hilfe von Schalenquerschnitten und regelmäßigen Wachstumsmessungen über zwei Jahre konnte STAŃCZYKOWSKA (1977) jedoch gesicherte Aussagen treffen. Sie gibt für *Dreissena* in den Masurischen Seen eine Lebensdauer von 5–6 Jahren an. Auch in anderen Gebieten wird *Dreissena* etwa 5–6 Jahre alt (MORTON 1969b: Seen bei London, WALZ 1973: Bodensee). Maximal kann *Dreissena* auch eine Lebensdauer von 9 Jahre erreichen (Wolga-Stausee, MIKHEEV 1964, zit. nach STAŃCZYKOWSKA 1977). Die amerikanischen Dreissenen werden jedoch nur 1,5 bis 2 Jahre alt (MACKIE 1991).

Dies könnte an den längeren Wintern im nördlichen Nordamerika liegen, die zu höheren Absterberaten führen. Zur Überprüfung dieser Hypothese sollte das Maximalalter der Dreissenen im südlichen Mississippi ermittelt werden. Zum Zeitpunkt von MACKIES (1991) Untersuchung war die *Dreissena*-Population noch nicht so weit nach Süden vorgedrungen.

Ab einer Wassertemperatur von 12 °C und einem pH-Wert zwischen 7,4 und 9,4 werden Eier und Spermien ins Wasser abgegeben (SPRUNG 1987). Sie vereinigen sich zur Zygote, anschließend folgen drei Larvenstadien: Trochophora-Larve, Veliconcha und Pediveliger. Nach etwa 5–6 Wochen suchen die kleinen, nun bereits beschalteten Muscheln ein geeignetes Substrat, an dem sie sich mit ihren Byssusfäden anheften können (Abbil-

Tabelle 3.1: Limitierende Faktoren für *Dreissena polymorpha* (nach CLAUDI & MACKIE 1994)

Hitze	> 30 °C
Kälte	< 0 °C
Salinität	> 12 PSU
pH	< 5,5
Ca²⁺	< 12 mg/l
Strömungsgeschwindigkeit	> 1,5 m/s
Substrat	Schlick
Sauerstoff	0 mg/l

dung 3.3). Details zur Larvalentwicklung finden sich bei KORSCHOLT (1892), MEISENHEIMER (1899, 1901) und SPRUNG (1987, 1989, 1993).

Die europäischen Muscheln werden im zweiten Lebensjahr geschlechtsreif, die amerikanischen sogar schon im ersten (MACKIE & SCHLOESSER 1996).

3.5 Ökophysiologie

Dreissena polymorpha ist eine recht robuste Art. Je nach ihrer Herkunft sind die Muscheln an unterschiedliche Bedingungen angepasst. Die europäischen und nordamerikanischen Populationen zeigen ähnliche physiologische Reaktionen bezüglich der Respiration, Hypoxie/Anoxie, Salzgehalt, Austrocknung, Frostüberdauerung, Toleranz gegenüber pH-Wert und Calciumgehalt des Wassers, sowie Nahrungsmangel (MCMAHON 1996)².

Ein Unterschied besteht jedoch bei dem oberen Temperaturlimit und der Temperatur für das optimale Wachstum: die nordamerikanischen Dreissenen ertragen höhere Temperaturen besser als die europäischen und wachsen auch besser bei höheren Temperaturen. Dies lässt den Schluss zu, dass die nordamerikanische Population wahrscheinlich von einer an Wärme adaptierten Population im Süden Europas abstammt; man nimmt das Nordufer des Schwarzen Meeres als Ursprungsgebiet dieser Tiere an (MCMAHON 1996).

In Nordamerika führte *Dreissena* aufgrund ihrer starken Ausbreitung zu Problemen, da sie z.B. Kühlwasserleitungen in Kraftwerken komplett zusetzte. Es wurden daher viele Möglichkeiten getestet, die Muscheln daran zu hindern, sich anzusiedeln. Wichtige limitierende Faktoren für die nordamerikanischen Muscheln und die entsprechenden Werte sind in Tabelle 3.1 dargestellt.

Die in Tabelle 3.1 angeführten Werte spielen primär für die Bekämpfung von *Dreissena* eine Rolle, limitieren aber auch die Verbreitung der Tiere unter natürlichen Bedingungen.

²In MCMAHONS Artikel werden verschiedene Aufsätze für den Vergleich der europäischen und nordamerikanischen Dreissenen herangezogen. Als „europäische“ Ergebnisse werden oft die Untersuchungen an deutschen und polnischen Muschelpopulationen zitiert. „Nordamerikanisch“ bezieht sich auf die Dreissenen in den Großen Seen (insbesondere Lake Erie).

Die Lebensstadien sind natürlich auch unterschiedlich empfindlich. Während die adulte Muschel widrige Bedingungen eine Weile überstehen kann, indem sie die Schalen fest schließt, ist die freischwimmende Larve allen Einflüssen direkt ausgesetzt. Daraus resultiert, dass die Mortalität der Larvenstadien besonders groß ist. STAŃCZYKOWSKA (1977) geht von einer Mortalität der Larven von bis zu 99 % aus.

Nicht nur fehlendes Anheftungssubstrat und ungünstige abiotische Bedingungen können eine erfolgreiche Metamorphose zur fertigen Muschel verhindern, auch innerartliche Prädation spielt eine wichtige Rolle (MACISAAC et al. 1991). Außerdem dienen die Larven planktonfressenden Fischen, Copepoden und anderen als Nahrung.

3.6 Nahrungsspektrum

Dreissena polymorpha ernährt sich filtrierend, strudelt also über den Einströmsipho Wasser ein und nimmt das darin enthaltene Phytoplankton, Zooplankton, Bakterien und auch Detritus auf. Partikel, die größer sind als $0,7 \mu\text{m}$, werden zurückgehalten (SPRUNG & ROSE 1988); COTNER et al. (1995) fanden als unteres Limit sogar $0,4 \mu\text{m}$. Bevorzugt wird nach CLAUDI & MACKIE (1994) das Größenspektrum von $15\text{--}40 \mu\text{m}$. Die „Maschenweite“ der Cilien auf den Kiemen, die das Fangnetz bilden, liegt bei $0,2\text{--}0,7 \mu\text{m}$ (SILVERMAN et al. 1996).

Die Muscheln sind durchaus in der Lage, selektiv zu fressen. Untersuchungen von BAKER et al. (1998) zeigten, dass Cyanobakterien lieber gefressen werden als Diatomeen. Werden verschieden große Bakterienarten angeboten, so wählen die Muscheln die größeren Arten ab $0,9 \mu\text{m}$ (COTNER et al. 1995). Die Sortierung der Partikel (chemisch und nach Größe) erfolgt auf den Kiemen. Nahrungspartikel werden an den Kiemen abgefiltert, zum Mund geführt, gelangen dann in den Magen-Darmtrakt, werden verdaut, und die Reste werden als Fäzes über die Ausstromöffnung abgegeben. Ton, nicht verwertbarer Detritus oder andere unerwünschte Partikel werden eingeschleimt und als Pseudofäzes über den Einströmsipho wieder ausgestoßen (MORTON 1969a, TEN WINKEL & DAVIDS 1982, GÖTTING 1992, LUDYANSKIY et al. 1993). Mit Hilfe von endoskopischen Videoaufnahmen konnte ein „Zwei-Schichten-Transport“ festgestellt werden: Die bevorzugten Nahrungspartikel werden tief in der Randrinne des jeweils inneren Kiemenblattes zum Mund transportiert, während Partikel, die wieder ausgestoßen werden sollen, oberflächlich in einem Schleimband auf der Randrinne befördert werden (BAKER et al. 2000). Die Muscheln können auch aktiv den Mund schließen, um zu vermeiden, dass unerwünschte Partikel in den Verdauungstrakt gelangen (MORTON 1971).

3.7 Prädatoren und Parasiten

Natürliche Feinde von *Dreissena polymorpha* sind in erster Linie Wasservögel (besonders das Blesshuhn: *Fulica atra*), Fische, insbesondere auch Fischlarven (z.B. Plötze: *Rutilus rutilus* und Aal: *Anguilla anguilla*) sowie Crustaceen (z.B. Copepoden und Amerikanischer Flusskrebs: *Orconectes limosus*) (WILLER 1924, PIESIK 1974 & 1983, KORNOBIS 1977, SPRUNG 1989, MACKIE & SCHLOESSER 1996). Im Gardasee wurden auch Ratten als Prädatoren der Muscheln beobachtet (BEDULLI & FRANCHINI 1978).

Im Allgemeinen wird der Verlust durch Prädation, auch im Larvenstadium, als gering eingestuft (WIKTOR 1963, STAŃCZYKOWSKA 1977, SPRUNG 1989). Die größte Mortalität (bis zu 99 %) liegt offenbar im Pediveliger-Stadium, wenn die Larven kein geeignetes Substrat zum Anheften finden, zu tief absinken und an Sauerstoffmangel leiden oder nicht ausreichend Nahrung in dem von ihnen benötigten Größenspektrum (1–4 μm) zur Verfügung steht (STAŃCZYKOWSKA 1977, SPRUNG 1989).

Eine Ausnahme in Bezug auf Verluste durch Prädatoren stellt die *Dreissena*-Population im Bodensee dar. WALZ (1992) schätzte dort die durchschnittliche Konsumption durch überwinternde Reiherenten (*Aythya fuligula*), Tafelenten (*A. ferina*) und Blesshühner (*Fulica atra*) auf 97 % der *Dreissena*-Population. Auch im Winterhalbjahr 2001/2002 wurden die Muscheln im Uferbereich wieder zu über 90 % von Wasservögeln gefressen (INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE 2002). Im Bodensee ist die Population also prädatorenkontrolliert.

Als Parasiten kommen digene Trematoden in Frage, die *Dreissena* als ersten Zwischenwirt besiedeln. Von besonderer Bedeutung sind die Gattungen *Phyllodistomum* (Gorgoderidae) und *Bucephalus* (Bucephalidae) (DAVIDS & KRAAK 1993). Die Miracidien werden mit dem Atemwasserstrom eingesaugt und setzen sich anschließend in den Muschelkiemen fest (DAVIDS & KRAAK 1993), manchmal auch in der Mitteldarmdrüse oder in den Gonaden (BREITIG 1965). Anschließend erfolgt dort ihre Entwicklung zur Sporocyste, Redie und Cercarie. Dies führt zur Reduktion des Stoffwechsels der Muscheln oder sogar zur Sterilität. Endwirte der Trematoden sind meist Fische. Im Falle von *Echinoparyphium recurvatum*, einem Trematoden, den GIZINKSKAJA (1959, zit. nach BREITIG 1965) im Rybinsker Stausee in Dreissenen fand, sind Wildenten die Endwirte.

Mögliche weitere Parasiten sind Nematoden (nicht weiter bestimmbar, BREITIG 1965).

Die Befallsrate von *Dreissena* (n=150 Tiere) mit *Phyllodistomum* wurde von DAVIDS & KRAAK (1993) in einem Kanal bei St. Maartensvlotbrug, 60 km nördlich von Amsterdam, mit maximal 10 % ermittelt, im Marsseveen-See fanden die Autoren lediglich eine Befallsrate von 1,4 % (n=1400 Tiere). BREITIG (1965) ermittelte im Großen Pohlitzer See bei Eisenhüttenstadt eine Befallsrate von 0,4 % (n=499). Die Befallsrate von *Dreissena* mit *Bucephalus* war in BREITIGS (1965) Untersuchung auch relativ gering (2,6 %), für polnische Seen gibt BATURO (1979, zit. nach DAVIDS & KRAAK 1993) 0,6–3,7 % an. Die enorme Vermehrungsfähigkeit der Trematoden führte in dieser Untersuchung dann jedoch zu Befallsraten der Fische (*Rutilus*, *Scardinius*, *Blicca*, *Alburnus*) von 22–87 %.

In der vorliegenden Untersuchung wurden bei n=60 Tieren keine Parasiten gefunden.



Abbildung 3.4: Byssusfäden von *Dreissena polymorpha* (rasterelektronenmikroskopische Aufnahme)

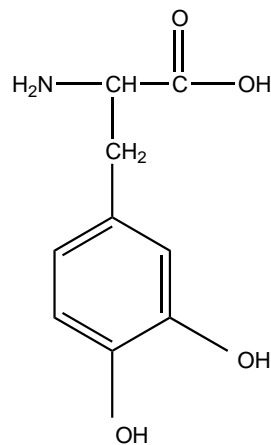


Abbildung 3.5: 3,4-Dihydroxyphenylalanin

3.8 Anheftung

Mit Hilfe ihrer Byssusfäden, die in der Byssusdrüse im Fuß produziert werden, sind die Muscheln in der Lage, sich auf festem Untergrund anzuheften (Abbildung 3.4). In Ermangelung geeigneten Substrates nutzen Jungmuscheln auch Pflanzen, z.B. Schilfstängel. Im Eriesee wurde als Ausnahme sogar schon eine Besiedlung auf Schlick nachgewiesen (BERKMAN et al. 1998). Auch im Kleinen Haff gibt es schlickige Bereiche, die von *Dreissena* besiedelt werden. Wahrscheinlich heften sich in diesem Fall die Muscheln aneinander, denn in reinem Schlick könnten sie sich allein nicht halten.

Die Byssusfäden bestehen aus Proteinen, deren Hauptbestandteil die Aminosäure 3,4-Dihydroxyphenylalanin (DOPA) ist (Abbildung 3.5). Es gibt mindestens zwei verschiedene Arten dieser Byssusfäden, die einen sind lang und dünn und werden für kurzfristige Anheftungen genutzt, die anderen sind kürzer und dicker und dienen der dauerhaften Anheftung (RZEPECKI & WAITE 1993, ECKROAT et al. 1993).

3.9 Exkurs: *Dreissena bugensis*

Ein Experiment in der vorliegenden Arbeit, die Untersuchung des Cilienschlages auf den Kiemen bei verschiedenen pH-Werten, wurde vergleichend an zwei *Dreissena*-Arten durchgeführt (*D. polymorpha* und *D. bugensis*). Daher sei hier auch kurz *Dreissena bugensis*, die Quagga-Muschel, vorgestellt.

Die beiden Arten sind sich phänotypisch, physiologisch und in ihrem Lebenszyklus sehr ähnlich. Sie stammen beide aus SO-Europa und wanderten Ende der 1980er Jahre in Nordamerika ein (HEBERT et al. 1989, ROSENBERG & LUDYANSKIY 1994). *Dreissena bugensis* ANDRUSOV, 1897 und *Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771) unterscheiden sich genetisch (MAY & MARSDEN 1992), aber auch morphologisch: *Dreissena bugensis* hat ventral asymmetrischen Schalen und ist ventral gewölbt. *Dreissena polymorpha* hingegen hat bilateral symmetrische Schalen, die ventral in einer geraden Linie aufeinander stoßen und ist ventral abgeplattet (DOMM et al. 1993).

In den Großen Seen Nordamerikas lebt *Dreissena bugensis* in Tiefen bis zu 130 m, während *Dreissena polymorpha* flachere Bereiche bevorzugt (MILLS et al. 1996). Im Ontariosee wurde *D. polymorpha* bis in 110 m Tiefe gefunden, doch mit zunehmender Tiefe dominiert *D. bugensis* immer stärker. Physiologisch unterscheiden sich die Arten in Bezug auf Salinität und Temperatur. Bei beiden Parametern ist *D. bugensis* empfindlicher als *D. polymorpha* (DOMM et al. 1993, MILLS et al. 1996).

Kapitel 4

Material und Methoden

4.1 Wasseranalysen

Die Probenahmefahrten im Oderhaff wurden monatlich mit der MS Bornhöft der Universität Greifswald in den eisfreien Monaten (i.d.R. März–November) durchgeführt. Dabei wurden an 8 repräsentativen Stationen Wasserproben in 1 m Tiefe entnommen (Abbildung 4.1, Tabelle 4.1). Die Stationen entsprachen den Stationen I bis VIII im Projekt GOAP (Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse), einem von 1993 bis 1997 laufenden BMBF-Verbundprojekt. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt (mg/l) und Sauerstoffsättigung (%) wurden direkt an Bord gemessen. Im Labor erfolgte anschließend die Messung des pH-Wertes und der Leitfähigkeit des Wassers (mS cm^{-1}). Die Leitfähigkeit ist von der Art und Konzentration der Ionen im Wasser abhängig und ist somit ein unspezifisches Maß für die Gesamtkonzentration an Ionen (SCHWOERBEL 1986). Sie lässt sich in Salinität umrechnen. Zusätzlich wurde die Salinität auch über die Konzentration der Chloridionen berechnet; diese wurde ionenchromatographisch gemessen. Ebenfalls mit dem Ionenchromatographen (SYCAM) wurden die Nährstoffe Nitrat, Nitrit und Sulfat untersucht. Ammonium, Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor und Orthophosphat wurden nach DIN 38405/D9, D10, D11 und 38406/E5 photometrisch bestimmt (Nanocolor 200 D). Zur Messung der Karbonathärte (Konzentration der Bicarbonate) wurden 50 ml des durch Faltenfilter (Schleicher&Schuell, 604 1/2) gefilterten Wassers mit 0,1 n HCl bis zum pH-Wert von 4,1–4,2 titriert. Der Endwert, multipliziert mit 5,6 ergibt die Karbonathärtegrade (temporäre Härte) (verändert nach KLEE 1993).

Die Bestimmung der Chlorophyll-a-Konzentration der Wasserproben wurde über die ethanolische Extraktion nach KLEE (1993) vorgenommen. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff im Wasser (TOC, total organic carbon) wurde mit einem TN/TC Analysator multi-NC der Firma Analytik Jena bestimmt. Dabei wurde der Gesamtkohlenstoff und der anorganische Kohlenstoff (in mg/l) gemessen. Aus der Differenz der beiden Werte ergibt sich der organische Kohlenstoff.

Die Sichttiefe wurde mit der Secchi-Scheibe ermittelt. Im Normalfall ist die Sichttiefe eng mit dem Chlorophyllgehalt des Wassers korreliert, da eine hohe Menge an planktischen Algen die Sichttiefe herabsetzt. Allerdings kann eine erhöhte Trübung auch durch Huminsäuren verursacht werden, an windigen Tagen durch aufgewirbeltes Sediment, oder

Abbildung 4.1: Probenahmestationen im Kleinen Haff (Ausklappkarte): Die Proben für die Wasseranalysen wurden an den Stationen I bis VIII genommen, die Makrozoobenthosgemeinschaften im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden an den Stationen IV, V, VI, VII und VIII untersucht. Die Ansiedlungsversuche (siehe Kapitel 4.4) wurden an den Stationen W, M und P durchgeführt; W = westliche Station, M = Meta-Plattform, P = Grenz-Pfahl. (Verändert aus LEWIN 1998)

Tabelle 4.1: Probenahmestationen im Kleinen Haff

Station	geographische Koordinaten
I	53° 50,50' N 13° 51,50' O
II	53° 50,00' N 14° 00,00' O
III	53° 46,32' N 14° 00,00' O
IV	53° 51,58' N 14° 02,28' O
V	53° 48,43' N 14° 04,40' O
VI	53° 48,91' N 14° 09,26' O
VII	53° 46,97' N 14° 13,15' O
VIII	53° 48,17' N 14° 15,73' O

durch mitgeführte Schwebstoffe im Fall von Hochwasser. Die Sichttiefe multipliziert mit dem Faktor 3 ergibt in etwa die Kompensationsebene, also die Tiefe in der das Verhältnis von Assimilation und Dissimilation gleich 1 ist (SCHLIEPER 1968). Nach GÜNTHER (mündl. Mitteilung) wird für hiesige Gewässer der Faktor 2,3 verwendet. Unterhalb der Kompensationsebene ist keine Nettoprimärproduktion mehr möglich.

4.2 Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaften im Haff

In den Jahren 1996 und 1998 wurden von Bord der MS Bornhöft (Universität Greifswald) an den repräsentativen Stationen IV, V, VI, VII und VIII (Abbildung 4.1) im Kleinen Haff Benthosproben genommen. Bei den Stationen waren die typischen Habitate Schlick, Sand und Muschelbank vertreten. Es wurde ein Kastengreifer (60 cm²) benutzt, dessen Eindringtiefe in das Sediment bei 25–30 cm lag. Die Probentermine sind in Tabelle 4.2 dargestellt. Pro Station wurden je 3 parallele Proben genommen (an einigen Terminen auch mehr) und an Bord gesiebt (Maschenweite 250 oder 500 µm). Zum Makrozoobenthos zählen im Allgemeinen Tiere >1000 µm. Andere Definitionen des Makrozoobenthos gehen von Tieren aus, die noch mit bloßem Auge sichtbar sind¹. Es zeigte sich, dass 3

¹http://www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_gewaesser/gewaesserrubrik1/unterseite8/unterseite7/06.02.03

Tabelle 4.2: Probenahmetermine

Wenn nicht anders angegeben, wurden pro Station je 3 Parallelproben des Makrozoobenthos genommen. Falls mit unterschiedlicher Maschenweite gesiebt wurde, ist dies einzeln aufgeführt, sonst gilt die Maschenweite für alle 3 Parallelproben.

Datum	Stationen	Sieb-Maschenweite
24./25.04.1996	V, VI, VII, VIII	500 μm , je 6 Proben (Station VI: 5 Proben)
22./23.05.1996	V, VI, VII, VIII	V, VIII: 250 μm , VI: 500 μm , VII 1–2: 250 μm , VII 3: ungesiebt
04./05.07.1996	V, VI, VII, VIII	V 1: 250 μm , V 2–3: 500 μm , VI: 250 μm , VII: 500 μm , VIII 1–3: 500 μm , VIII 4–6: 250 μm
21./22.08.1996	V, VI, VII, VIII	V, VI: 250 μm , VII: 500 μm , VIII 1–2: 250 μm , VIII 3: 500 μm
25.09.1996	V, VI, VII, VIII	V, VI, VIII: 250 μm , VII: 500 μm
22.10.1996	V, VI, VII, VIII	V, VI, VIII: 250 μm , VII: 500 μm
28.11.1996	V, VI, VII, VIII	V, VI, VIII: 250 μm , VII: 500 μm
23.06.1998	IV, VI	IV 1–3: 250 μm , IV 4–6: 500 μm , VI 1–2: 250 μm , VI 3–6: 500 μm
27.08.1998	IV, VI, VIII	IV, VI, VIII: 500 μm
22.09.1998	IV, VI, VIII	IV, VI, VIII: 500 μm

Parallelproben geeignet waren, die natürliche Heterogenität der Verteilung der Tiere an der jeweiligen Station zu erfassen (siehe auch GÜNTHER 1998, JÖNSSON et al. 1998). Die Maschenweite 250 μm führte nur in etwa einem Drittel der Fälle zu höheren Fangzahlen, besonders bei den Oligochaeten. Dabei wurde eine unverhältnismäßig lange Zeit für das Aussieben benötigt. An der Sandstation VII und bei den beiden letzten Probennahmeterminen 1998 wurde daher nur mit 500 μm gesiebt (siehe Tabelle 4.2), da auch damit auf jeden Fall das richtige Größenspektrum erfasst wurde.

Die Proben wurden anschließend lebend im Labor unter dem Binokular (10–40fache Vergrößerung) ausgesammelt, die Arten bestimmt und das Frischgewicht ermittelt. Die Schalenlänge und -höhe bei *Dreissena polymorpha* wurden mit einer elektronischen Schiebellehre gemessen (auf 1/100 mm genau). Auch bei *Bithynia tentaculata* wurden Gehäusehöhe und -breite auf diese Weise gemessen. Zur Lagerung wurden die Tiere dann in 3 %iges Formol überführt. Nach einem Jahr Lagerung wurden die Tiere erneut gewogen, dann bei den Mollusken die Schalen mit 2,5 %iger Salzsäure entfernt und die Masse der Tiere ohne Schale bestimmt. Im Anschluss daran wurde das Makrozoobenthos 48 h getrocknet (Gefriertrocknung Alpha 1-4, Fa. Christ), um weitere enzymatische, bakterielle oder chemische Veränderungen des Gewebes zu vermeiden. Die getrockneten Tiere wurden im Exsikkator (Unterfüllung mit Calciumchlorid) verwahrt und erneut gewogen. Von insgesamt 853 Muscheln wurde der Energiegehalt im Semibombmicrocalorimeter (Parr

Instrument Company) ermittelt. Dazu wurde vorher das getrocknete Muschelfleisch in einem Homogenisator (HO-4, Edmund Bühler) zerkleinert und zu Tabletten (0,025–0,2 g) gepresst.

4.3 Zusammensetzung der *Dreissena*-Population im Haff

Zur Ermittlung der Zusammensetzung der *Dreissena*-Population wurde zusätzlich zu den oben genannten Makrozoobenthosproben am 23.11.1999 eine Dredge-Probe an der Station Grambin, etwa 500 m vor der Zarow-Mündung, genommen (53° 46,3' N, 14° 01,5' O). Von 132 Muscheln wurden Schalenlänge und -höhe mit einer Schieblehre individuell gemessen (siehe 4.2) und die Frischmasse ermittelt, weitere 4074 Tiere wurden vermessen und in Größenklassen eingeteilt, die wiederum als Gruppe gewogen wurden.

4.4 Ansiedlungsversuche

Um die Frage zu klären, ob und in welchen Dichten sich Larven von *Dreissena polymorpha* in Gebieten ansiedeln würden, die sonst nicht von dieser Art besiedelt werden, wurden verschiedene Materialien (Backsteine, Holz, Muschelschalen, PVC, Fischerei-Netze) für vier Monate in ein bis vier Meter Tiefe im Haff ausgebracht. Anschließend wurden die Materialien eingeholt und die darauf festhaftenden Muscheln im Labor gezählt und vermessen.

4.4.1 Ansiedlungsversuche mit natürlichen Substraten

Am 23. Juli 1998 wurden zehn jeweils einen Quadratmeter große Holzrahmen (Abbildung 4.2) an zwei Stellen im Haff unter Wasser befestigt, davon zwei Rahmen an einem Messpfahl an der deutsch-polnischen Grenze und acht an der Forschungsplattform „Meta 2“ (Meta-Plattform) der GKSS² im Zentrum des Kleinen Haffs (Abbildung 4.1). Die Ausbringung erfolgte mit dem Forschungsschiff „Ludwig Prandtl“.

Die aus Kiefernholzdachlatten hergestellten Rahmen waren in der Mitte mit Fischerei-Netzen (Maschenweite: 1,7 cm) bespannt. Darauf waren jeweils neun Backsteine mit Angelsehne befestigt. Die Backsteine waren vor dem Befestigen auf dem Netz jeweils zwei Mal durchbohrt worden, um einen festen Halt zu ermöglichen. Auf einem der Rahmen waren nur vier Backsteine angebracht, zusätzlich wurden 622 Muschelschalen (*Mya* oder als Ostsee-Form auch *Arenomya arenaria* genannt) auf eine Angelsehne „aufgefädelt“ und auf dem Netz befestigt. Dieser Rahmen wurde an dem oben erwähnten Messpfahl in zwei Meter Tiefe stationiert. Ein zweiter Rahmen wurde dort in vier Meter Tiefe angebracht. Von den Rahmen an der Meta-Plattform hingen je vier in 2 m und vier in 4 m Tiefe. Alle Rahmen wurden am 10. November 1998 wieder gehoben und waren somit 110 Tage exponiert worden.

²GKSS Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Max-Planck-Str., 21502 Geesthacht

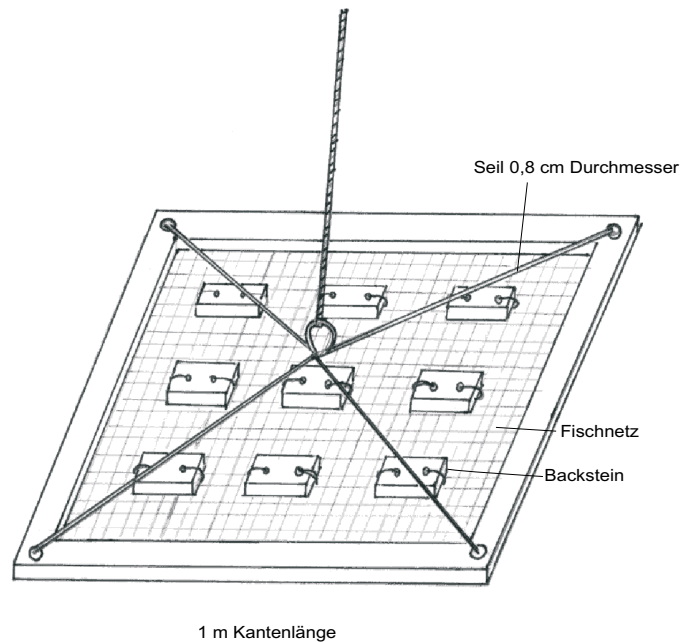


Abbildung 4.2: Ein im Jahr 1998 verwendeter Holzrahmen zur Ermittlung der Ansiedlungsdichte und Materialpräferenz von *Dreissena polymorpha*

Weitere Ansiedlungsversuche wurden mit Backsteinketten durchgeführt. Jeweils vier Steine wurden dazu durchbohrt und an einem dicken Draht im 50 cm Abstand fixiert. Fünf dieser Steinketten wurden dann an der Meta-Plattform befestigt. Die Steine hingen in 2 m, 2,50 m, 3 m und 3,50 m Tiefe. Die Expositionszeit betrug, wie bei den Rahmen, 110 Tage (23.7.–10.11.1998).

4.4.2 Ansiedlungsversuche mit Holz- und PVC-Platten

1999 wurden die Ansiedlungsversuche noch weiter standardisiert. Es wurden insgesamt drei große Geräte in Eigenarbeit hergestellt. Sie trugen je 36 Platten (Abbildung 4.3). Die Konstruktion bestand aus zwei großen Eisenstangen (2 m lang) zwischen denen Plastik-Schnüre gespannt waren. Das System wurde hängend angebracht, so dass sich im Wasser eine Stange in der Nähe der Oberfläche, die zweite in Grundnähe befand. An den senkrecht verlaufenden Schnüren wurden Platten (15 × 15 cm) in verschiedenen Tiefen befestigt, so dass je sechs Platten untereinander hingen. Die Abstände zwischen den Platten betrug je 50 cm. Neben der Tiefe wurde auch die Ausrichtung variiert: an einem Gerät hingen je 3 × 6 Platten horizontal und 3 × 6 vertikal. Zwei dieser Geräte wurden mit 36 Platten aus PVC bestückt, eines mit Holzplatten. Die genauen Abmessungen der Holzplatten waren 15 × 15 × 1,8 cm, die PVC-Platten maßen 15 × 15 × 0,5 cm.

Am 16.7.99 wurden die Geräte nach Ueckermünde transportiert und mit dem Schiff (MS Storch, GKSS) ins Haff gebracht. Dort wurde an der Meta-Plattform je ein Gerät mit Holz- und eines mit PVC-Platten befestigt; an einer Boje in der Nähe eines Messpfahls im nordwestlichen Teil des Haffs (Station W) wurde ein Gerät mit PVC-Platten angebracht (Abbildung 4.1).

Am 9.9.99 wurden zusätzliche Einzelplatten ausgebracht, die in 2 m Tiefe an der „Meta“ befestigt wurden. Wieder wurden je drei horizontale und drei vertikale Platten

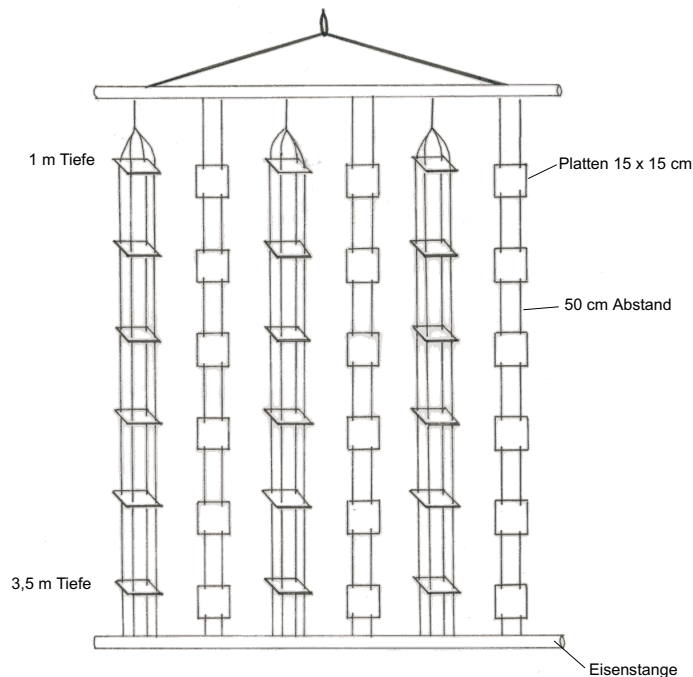


Abbildung 4.3: Plattenkonstruktion zur Testung der Ansiedlung von *Dreisena polymorpha* im Oderhaff 1999

eingesetzt, so dass insgesamt noch einmal 12 Platten für den Besiedlungsversuch zur Verfügung standen (6 aus Holz, 6 aus PVC), um eventuelle späte Larvenströme zu erfassen. Alle Platten wurden am 8.11.99 wieder geborgen (nach 115 Tagen), so dass die Platten an den Geräten knapp vier Monate, die Einzelplatten zwei Monate exponiert waren.

4.5 Filtrationsuntersuchungen

4.5.1 Geschlossenes System

Je 10 Muscheln einer bestimmten Größenklasse wurden in jeweils 3–5 Parallelen in definierten Wassermengen gehalten (entweder 1,5 l oder 2,2 l). Als Kontrolle diente ein Ansatz ohne Muscheln. Um eine ausreichende Sauerstoffzufuhr zu gewährleisten, wurde jedes Gefäß mit einem Sprudelstein über eine Aquariumpumpe belüftet.

Zur Fütterung wurde Bäckerhefe (*Saccharomyces cerevisiae*) verwendet. In alle Versuchsgefäße wurden 0,200 g Hefe gegeben, dann wurden in regelmäßigen Zeitabständen (nach 30 Minuten, 1, 2, 4, 6, 10, 20 und 21 h) Wasserproben aus einer definierten Tiefe (5 cm über den Muscheln) entnommen. Die Versuche liefen im Schnitt 2–3 Tage. Um Veränderungen des Trübungsgrades festzustellen, wurden Messungen der Wasserproben im Photometer (Nanocolor) bei 620 nm durchgeführt. Als Standard wurde reine Hefelösung in verschiedenen Konzentrationen verwendet (Abbildung 4.4).

Die Versuche fanden bei verschiedenen Temperaturen statt (13–25 °C). Zur Konstanthaltung der Temperatur wurden die Versuchsgefäße in den Ansätzen mit 3 Parallelen in

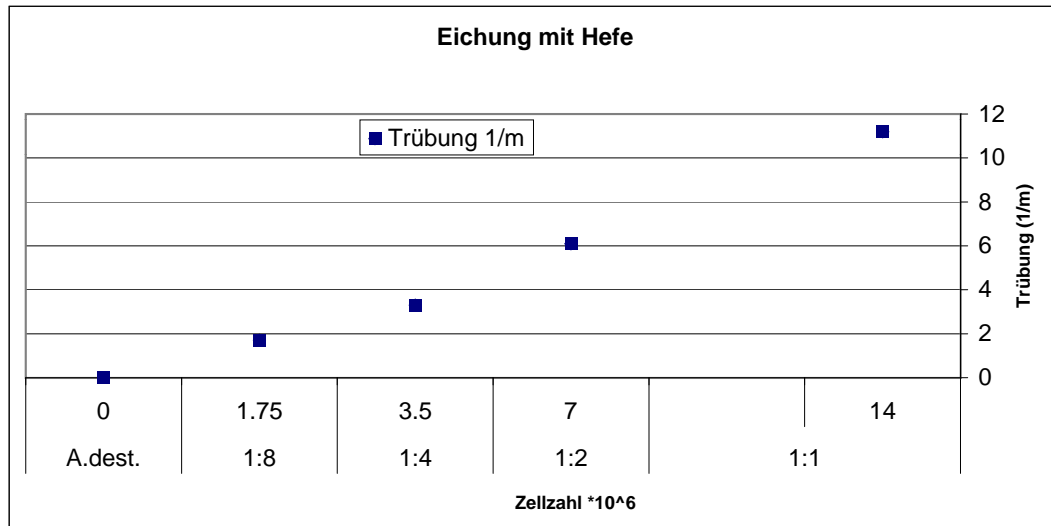


Abbildung 4.4: Eichgerade der durch die Hefezellen erzeugten Trübung, die im Photometer bei 620 nm gemessen wurde. Die Hefezellen wurden zuvor bei verschiedenen Verdünnungen in einer Zählkammer unter dem Mikroskop gezählt.

ein $50 \times 50 \times 40$ cm großes Wasserbad gestellt, das temperiert werden konnte.

Als weitere Methode wurde auch der „Partmaster“ eingesetzt, ein Partikelzählgerät am Geographischen Institut der Universität Greifswald. Mit Hilfe dieses Gerätes ist es möglich, die Zahl der in der Lösung vorhandenen Partikel zu zählen und darauf aufbauend, die Konzentration zu berechnen. Es wird dabei von „idealen“ Partikeln ausgegangen, die einen sphärischen Durchmesser haben. Da die am „Partmaster“ erzielten Ergebnisse jedoch recht stark variierten und die Untersuchungen durch die nötige große Verdünnung sehr zeitaufwendig waren, wurde dieser Ansatz nicht weiter verfolgt.

4.5.2 Durchflusssystem

Im September und Oktober 1999 wurden mehrtägige Filtrationsversuche im Freiland durchgeführt. Die Versuche im September (Wassertemperatur 20 °C) fanden auf der Meta-Plattform im Kleinen Haff statt, die im Oktober auf dem Forschungsschiff „Ludwig Prandtl“ der GKSS im Großen Haff (Wassertemperatur 12 °C). Dabei wurde die Versuchsanordnung eingesetzt, die auch schon im Labor getestet worden war ($4 \times 1,5$ l-Zylinder). Sie wurde durch eine Methode auf der Basis eines Durchströmungssystems ergänzt (Abbildung 4.5). Hierzu wurde ein 2,15 m langes Abflussrohr (Durchmesser 20 cm, 47 Liter Volumen) mit Spezialdeckeln an beiden Enden verschlossen. In der Mitte des Rohres wurde ein etwas erhöhter Sichtkasten mit aufklappbarem durchsichtigem Deckel angebracht. Das Rohr wurde in Spezialhalterungen auf Holzböcke gestellt, wobei das eine Ende 3 cm erhöht stand, um einen langsamen, gleichmäßigen Durchfluss zu gewährleisten. Das durch ein Loch am oberen Ende eingeleitete frische Haffwasser wurde zur Erzeugung einer möglichst laminaren Strömung zunächst durch eine Scheibe mit gleichmäßigen Bohrungen (Durchmesser 10 mm) geführt, dann über die Muscheln, die

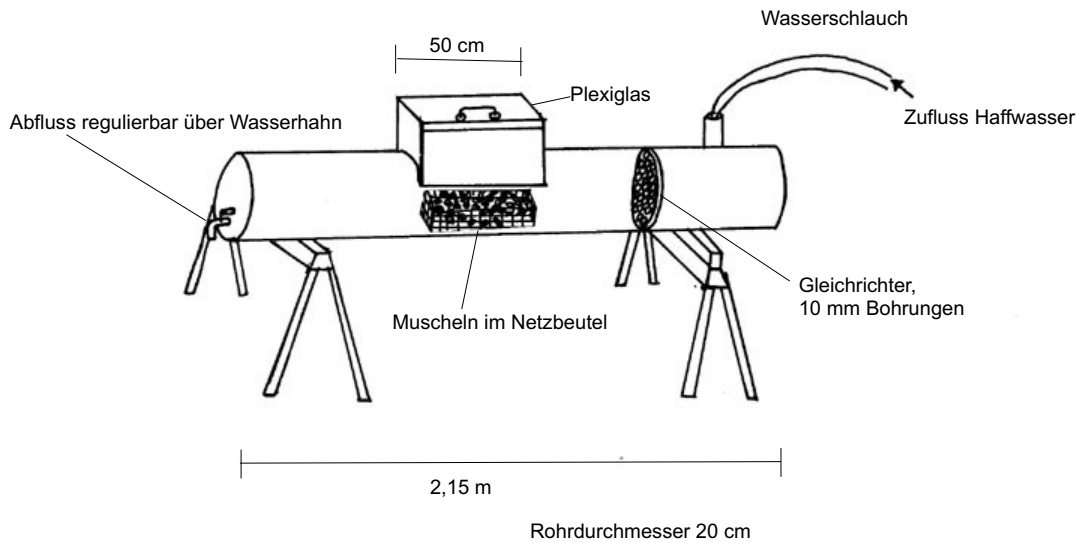


Abbildung 4.5: Durchströmungsrohr zur Ermittlung der Filtrationsraten von *Dreissena polymorpha*

sich in einem Netzbeutel in der Mitte des Rohres auf einer kleinen Platte befanden. Es wurden natürliche Gemeinschaften von Muscheln verwendet, mit einer Schalenlänge von 4–27 mm (Mittelwert 18 mm); für die Versuchsserie im September wurden 1100 Muscheln verwendet, für die im Oktober 1828 Muscheln.

Der Abfluss des Wassers aus dem Rohr wurde über einen Hebel-Wasserhahn gewährleistet, der am unteren Ende des Rohres angebracht worden war. Die Strömungsgeschwindigkeit im Rohr wurde mit zwei Methoden ermittelt, die jeweils mehrfach wiederholt wurden:

1. Messung der Zeit, die 10 l Wasser benötigten, um aus dem Rohr zu fließen,
2. Messung der Zeit, die eine halb mit Wasser gefüllte 100 ml-PET-Flasche brauchte, um 50 cm im sichtbaren Teil des Rohres zurückzulegen.

Die Mittelwerte beider Ansätze ergaben eine sehr niedrige Strömungsgeschwindigkeit (ca. 1,8 l/min oder 43 cm/min), wie sie auch natürlicherweise im Oderhaff vorkommt.

Der Vorteil dieses Versuchsansatzes bestand darin, dass die Muscheln ständig von frischem Wasser überspült wurden. 50 ml-Wasserproben wurden vor und nach der Passage der Muscheln entnommen, um auf Trübung und den Gehalt an Seston sowie organischem Kohlenstoff (TOC) untersucht zu werden. Die Trübung wurde wie bei den Laborversuchen mit dem Photometer (Nanocolor, 620 nm) gemessen, der Sestongehalt wurde durch Wägung ermittelt (Wiegen des trockenen GFC-Glasfaserfilters, Durchfiltern einer definierten Wassermenge, Trocknung des Filters bei 105 °C für 30 min, dann erneute Wägung; Differenz der beiden Wägungen gibt den Sestongehalt an). Der organische Kohlenstoffgehalt des Wassers wurde mit einem TN/TC Analysator multi-NC der Firma Analytik Jena analysiert. Des Weiteren wurde für einen Teil der Sestonproben auch noch der organische Gehalt ermittelt. Dafür wurden die Glasfaserfilter 2 h bei 550 °C geblüht, so dass nur noch der anorganische Sestongehalt auf den Filtern verblieb. Nach dem Abkühlen

(im Exsikkator) wurden die Filter erneut gewogen und aus der Differenz Gesamtseston – anorganisches Seston wurde der organische Sestonanteil ermittelt.

Als weitere Möglichkeit des Nachweises der Filtration wurde bei den Oktober-Untersuchungen neben der Messung der Trübung und des TOC auch noch der Chlorophyll-a-Gehalt mit überprüft (Methode nach GÖCKE 1988).

Alle Parameter repräsentierten entweder das Phytoplankton und/oder das Seston, welches den Muscheln als Nahrung dient. Die dominierenden Arten des Phytoplanktons waren im September 1999 *Microcystis flos-aquae*, *Aphanizomenon „baltica“*, *Coscinodiscus rothii* und *Cryptomonas erosa/ovata* (Küstengewässer-Monitoring des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie). Das gesamte Phytoplankton-Volumen lag bei 22,3 mm³/l; dies ist selbst für das Kleine Haff ein sehr hoher Wert, der langjährige Mittelwert liegt bei 10,3 mm³/l. Die anderen inneren Küstengewässer lagen im September 1999 eine Größenordnung darunter (z.B. Greifswalder Bodden: 2,2 mm³/l).

4.6 Vergleich der Toleranz gegenüber veränderten pH-Werten bei nordamerikanischen und europäischen Dreissenen (Cilienexperimente)

Die Cilien auf den Kiemen und Mundlappen der Muscheln tragen entscheidend zur Filtration bei, indem sie Partikel und Wasser weitertransportieren. Im Sommer kann das Haffwasser wegen der hohen Primärproduktion hohe pH-Werte annehmen (vgl. Kapitel 5.1.4), daher sollte der Einfluss dieses wichtigen Parameters auf die Cilientätigkeit geprüft werden.

4.6.1 Cilienexperiment mit Muscheln aus dem Eriesee

Um die physiologischen Reaktionen der Wandermuscheln diesseits und jenseits des Atlantiks zu vergleichen, wurde ein Versuch durchgeführt, mit dem die Auswirkungen verschiedener pH-Werte auf die Schlagfrequenz der Cilien auf den Kiemen untersucht wurden.

Die Muscheln für die Versuche in Nordamerika wurden am 2. März 1999 aus dem Einlaufkanal eines Wärmekraftwerkes in Nanticoke am Eriesee (Ontario, Kanada) entnommen. Dort wird ständig die mögliche Befallsdichte kontrolliert, indem große Platten in das Wasser des Einlaufkanals gehängt werden. Von diesen konnten die Muscheln abgesammelt werden. Die Tiere wurden mit wenig Wasser und auf Eis gelagert nach Kitchener/Waterloo (ON) transportiert und dort am Biology Department der Wilfrid Laurier University weiterbearbeitet.

Die Muscheln wurden nach einer möglichst schonenden Akklimatisierung im Aquarium bei +21 °C gehältert. Während im Kleinen Haff nur die Art *Dreissena polymorpha* (Wandermuschel) vorkommt, gibt es in Nordamerika noch zwei weitere Arten, *Dreissena bugensis* und *Mytilopsis leucophaeta* die der Wandermuschel sehr ähneln. Für die Versuche wurden beide *Dreissena*-Arten verwendet, und zwar für jeden pH-Wert je 10 Tiere jeder Art. Der natürliche pH-Wert des Wassers aus dem Eriesee lag bei 8,6. Durch Zugabe von Salzsäure bzw. Natronlauge wurden Lösungen mit pH-Werten von 2,0, 3,0, 4,0, 5,0, 6,0, 6,5, 7,0, 7,5, 8,0, 9,0 und 10,0 hergestellt. Zusammen mit dem natürlichen Wasser ergab das 12 verschiedene Medien, in denen kleine Stücke der Muschelkiemen getestet wurden.

Die Präparation der Kiemen wurde unter dem Binokular durchgeführt, anschließend wurden kleine Kiemenstücke auf Hohlsliffobjektträger mit Wasser des zu testenden pH-Wertes übertragen. Unter dem Umkehrmikroskop wurde dann die Cilienschlagfrequenz beobachtet und protokolliert. Die Experimente fanden im März und April 1999 an insgesamt 23 Tagen statt. Nach der ersten Versuchsreihe hatten sich einige pH-Werte, offenbar durch die Pufferung des Wassers, in Richtung des natürlichen pH-Wertes verschoben. Daher wurde mit diesen Werten (5,0, 6,0, 6,5, 7,0, 7,5, 10,0) im April 1999 an drei Tagen eine zweite Versuchsreihe durchgeführt. Die anschließenden pH-Messungen zeigten, dass die Werte sich durch die Pufferwirkung des Wassers wieder leicht in Richtung des natürlichen pH-Wertes verschoben hatten, jedoch ihre ursprüngliche Staffelung und damit ihren relativen Abstand zueinander beibehalten hatten.

4.6.2 Cilienexperiment mit Muscheln aus dem Oderhaff

Das gleiche Experiment wie unter 4.6.1. beschrieben wurde im Jahr 2000 mit Muscheln aus dem Oderhaff durchgeführt. Die Probenahme erfolgte am 27. April 2000 vor Grambin, etwa 500 m nördlich der Zarow-Mündung.

Die Muscheln wurden bei +21 °C im Aquarium gehalten. Der natürliche pH-Wert des Haffwassers lag bei 8,3 (Eriesee: 8,6). Nach 5 Tagen Akklimatisierung wurde mit den Experimenten begonnen. Die Dauer des Cilienschlages der Muschelkiemen wurde in pH-Werten von 2,0, 3,0, 4,0, 5,0, 6,0, 6,5, 7,0, 7,5, 8,0, 8,6, 9,0, 10,0 und dem natürlichen Haffwasser getestet. Die Experimente wurden vom 2.5. bis 16.5.2000 durchgeführt.

Kapitel 5

Ergebnisse

Das Vorkommen und die Existenz der Wandermuschel wird durch eine Reihe abiotischer und biotischer Parameter bestimmt (z.B. Wassertemperatur, Salinität, pH-Wert, Ca^{2+} -Ionen, Prädatoren). Besonders hervorzuheben sind dabei die Wechselbeziehungen zwischen den Muscheln und dem Makrozoobenthos, dessen Artenvielfalt und Abundanzen auf den Muschelbänken höchste Werte erreicht.

Im Folgenden werden daher zunächst die für *Dreissena* wichtigen Umweltbedingungen dargestellt und ihre Bedeutung kurz erläutert. Sie stellen die Ausgangsbedingungen für die Ansiedlungs- und Filtrations-Experimente dar, die im zweiten Teil (Kapitel 5.4–5.6) vorgestellt und dann schwerpunktmäßig in der Diskussion behandelt werden.

5.1 Ergebnisse der Wasseranalysen

5.1.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur ist ein wichtiger Faktor für die Wandermuscheln, u.a. als Auslöser für die Fortpflanzung. Für eine erfolgreiche Befruchtung der Eier von *Dreissena polymorpha* müssen mindestens 10 °C herrschen, für die Larvalentwicklung sind 12–24 °C nötig (Optimum: 18 °C) (SPRUNG 1993).

Auf den etwa monatlich stattfindenden Probenahmefahrten wurden die Wassertemperaturen im Haff gemessen. Zusätzlich wurden auch die von April bis Oktober kontinuierlich von der GKSS¹ gemessenen Werte an drei Stationen miteinbezogen. Die maximalen Temperaturen in den Jahren 1996 bis 1998 lagen bei 22–23 °C. Im Winter konnten keine Messungen durchgeführt werden. In besonders kalten Wintern friert das Haff zu. Im Winter 1995/96 war z.B. bis in den April eine Eisdecke vorhanden. Normalerweise liegen die Wassertemperaturen im Winter aber noch über 0 °C. Bedingt durch die Flachheit des Gewässers erwärmt sich das Wasser im Frühjahr meist sehr schnell, so dass ab Ende April/Anfang Mai bereits mehr als 10 °C erreicht werden. Ebenso rasch kann die Abkühlung im Herbst erfolgen (Sept. 1998: 15 °C, Nov. 1998: 5 °C). Im Jahresmittel ergibt sich eine Wassertemperatur von etwa 9–10 °C.

¹Forschungszentrum Geesthacht, JeBo Elektronik, Max-Planck-Str., 21502 Geesthacht

5.1.2 Sauerstoff

Besonders die jungen Dreissenen sind gegenüber Hypoxie oder Anoxie relativ empfindlich. Sie sterben bei Sauerstoffmangel umso schneller, je höher die Temperaturen sind (McMAHON 1996). Es wurde daher monatlich die Sauerstoffkonzentration im Gewässer an der Oberfläche und am Gewässergrund gemessen. Die Sauerstoffsättigung lag 1998 (Mai–Nov.) im Mittel bei 106,3 % an der Oberfläche und 105,1 % am Gewässergrund. Dies entspricht absoluten Gehalten von 10,7 bzw. 10,8 mg/l O₂. Maximal wurden 143,5 % (13,36 mg/l) erreicht. Sauerstoffübersättigungen lagen in der Regel auch in den Sommermonaten der Jahre 1996 und 97 vor. Sie entstehen, wenn durch eine hohe Primärproduktion mehr Sauerstoff gebildet wird als sich physikalisch im Wasser lösen kann. Auch das Minimum lag relativ hoch, nämlich bei 91,0 % Sättigung und 8,50 mg/l O₂ (Juni 1998, am Gewässergrund). Die geringe Wassertiefe ist für die Durchmischung des Wasserkörpers von Vorteil, denn so bestehen generell nur kleine Differenzen zwischen der Sauerstoffsättigung in Oberflächennähe und in der Nähe des Gewässergrundes. Nur bei ruhigen warmen Wetterlagen ohne Wind kann es vorübergehend zu Schichtungen und damit zu größeren Differenzen im Sauerstoffgehalt kommen.

Die Sauerstoffsituation ist als gut einzustufen.

5.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert im Haff ist basisch, er liegt im Schnitt bei 8,3–8,5. Zu Zeiten hoher Primärproduktion (Mai und August 1996) wurden sogar pH-Werte bis 9,6 gemessen. Basische pH-Werte sind typisch für Gewässer mit hoher Primärproduktion.

In Abhängigkeit vom pH-Wert liegt der gelöste anorganische Kohlenstoff in drei verschiedenen Formen vor: als CO₂, HCO₃⁻ oder CO₃²⁻. Weniger als 1 % wird zu Kohlensäure (H₂CO₃) hydratisiert. Bei niedrigen pH-Werten liegt überwiegend freies CO₂ und Kohlensäure vor, bei pH 8 fast ausschließlich Hydrogencarbonationen, und bei hohen pH-Werten Carbonationen (LAMPERT & SOMMER 1993). Alle Pflanzen können CO₂ für die Photosynthese verwenden; einige, die das Enzym Carboanhydrase besitzen, können auch HCO₃⁻ verwenden, hierzu zählen z.B. *Myriophyllum* und *Elodea*.

Das bei der Respiration abgegebene CO₂ kann Kalk lösen [H₂O + CO₂ + CaCO₃ → Ca(HCO₃)₂]. Das dabei entstehende Calciumhydrogencarbonat ist relativ gut löslich und erhöht die Menge an Ca²⁺- und HCO₃⁻ Ionen. HCO₃⁻ kann zu OH⁻ und CO₂ umgewandelt werden; diese OH⁻-Ionen erhöhen dann den pH-Wert des Wassers. Wenn durch eine massive Pflanzenproduktion alle CO₂-Reserven aufgebraucht sind, kann Calciumcarbonat durch Hydrolyse auch noch gespalten werden [CaCO₃ + H₂O → Ca(OH)₂ + CO₂]. Der pH-Wert kann durch Ca(OH)₂ auf 11 steigen. Dies ist für viele Organismen, besonders Fische, toxisch, da dann auch statt des unschädlichen Ammoniums (NH₄⁺) nur noch das giftige Ammoniak (NH₃) vorliegt.

Für *Dreissena* sind auch niedrige pH-Werte problematisch. Sie kommen in Europa nicht in Gewässern mit weniger als pH 7,3 vor (McMAHON 1996). Daher ist der pH-Wert ein wichtiger begrenzender Faktor für das Vorkommen der Wandermuscheln.

5.1.4 Salinität

Für die Verbreitung und Abundanz von *Dreissena* spielt die Salinität eine entscheidende Rolle. Je nach dem Ausmaß der Schwankungen und der genauen Zusammensetzung der Ionen (Verhältnis ein- und zweiwertiger Ionen) liegen die oberen Toleranzgrenzen zwischen 0,6 und 12 PSU (STRAYER & SMITH 1993).

Zur Berechnung der Salinität wurde monatlich die Leitfähigkeit gemessen. Je mehr Ionen im Wasser gelöst sind, desto größer ist die Leitfähigkeit.

Es werden verschiedene Einheiten für die Salinität verwendet, die sich jedoch alle auf den selben Wert beziehen. Neben der alten Kennzeichnung Promille kann die Salinität auch in PSU (practical salinity unit) oder dimensionslos angegeben werden. Das Kleine Haff zählt zur β -mixo-oligohalinen Zone (S 0,5–3 PSU). Der Gesamtgehalt an Ionen ist im Kleinen Haff sehr viel höher als in Flusswasser, aber viel niedriger als im Meerwasser und der Pommerschen Bucht (Tabelle 5.5). Der Anteil bestimmter Ionen (z.B. Ca^{2+}) ist im Haffwasser jedoch höher als im Meerwasser (Tabelle 5.4).

Unter normalen Bedingungen ist die Salinität im Oderhaff kein begrenzender Faktor für *Dreissena*. Die Tiere werden aber nicht so groß wie im Süßwasser. Bei niedrigem O_2 -Gehalt und hohen Temperaturen kommt es auch bei den relativ geringen Salzgehalten zu Stresssituationen für die Muscheln (WIEGEMANN 1999).

Tabelle 5.1: Leitfähigkeit und Salinität im Kleinen Haff in den Jahren 1996 (Apr.–Nov.) und 1998 (Mai–Nov.)

Jahr		Leitfähigkeit (mS/cm)		Salinität (PSU)
1996	Mittelwert	2,03		0,99
	Minimum	1,67	(Aug.)	0,75
	Maximum	2,57	(Apr.)	1,32
1998	Mittelwert	1,96		0,91
	Minimum	1,48	(Mai)	0,56
	Maximum	2,30	(Nov.)	1,23

5.1.5 Phosphor- und Stickstoffverbindungen

Nährstoffe, insbesondere Phosphor- und Stickstoffverbindungen, sind wichtige Parameter bei der Einschätzung der Trophie von Gewässern. Sie üben einen indirekten Einfluss auf *Dreissena* aus, indem sie das Wachstum des Phytoplanktons fördern, und dienen daher als Anhaltspunkt für die Abschätzung der Ernährungssituation der Muscheln.

Phosphor kommt in Gewässern in drei Formen vor: anorganisch gelöstes Phosphat als Orthophosphat (HPO_4^{2-} oder H_2PO_4^- , je nach pH-Wert), organisches gelöstes Phosphat und organisches partikuläres Phosphat (Organismen und Detritus). Alle Fraktionen zusammen werden als Gesamtphosphat bezeichnet.

Tabelle 5.2: Phosphatkonzentrationen im Kleinen Haff in den Jahren 1996 und 1998

Jahr	Zeitraum	Orthophosphat ($\mu\text{mol/l}$)	Gesamtphosphat ($\mu\text{mol/l}$)
1996	Apr.–Nov.	1,75	4,75
1998	Mai.–Nov.	2,24	5,49

Tabelle 5.3: Jahresdurchschnittswerte für Ammonium (NH_4), Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-) und Gesamtstickstoff (Gesamt-N) im Kleinen Haff in den Jahren 1996 und 1998

Jahr	Zeitraum	NH_4 ($\mu\text{mol/l}$)	NO_2^- ($\mu\text{mol/l}$)	NO_3^- ($\mu\text{mol/l}$)	Gesamt-N ($\mu\text{mol/l}$)
1996	Apr.–Nov.	11,69	1,41	42,42	127,74
1998	Mai–Nov.	8,26	0,50	18,11	99,39

Gemäß der Einteilung des Gewässergüteberichtes (1991) zeigen die Phosphatkonzentrationen im Kleinen Haff (Tabelle 5.2) einen eutrophen Zustand an. Allerdings wird der Orthophosphatgehalt in flachen Seegewässern mit starker Wechselwirkung zwischen Wasserkörper und Sediment normalerweise nicht berücksichtigt.

Auch Stickstoff kommt in verschiedenen Verbindungen im Gewässer vor; die bedeutendsten für die Primärproduktion sind Nitrat und Ammonium. Auch Nitrit spielt eine Rolle. Weiterhin kommen organische Verbindungen wie z.B. Harnstoff, Proteine und Aminosäuren vor. Einige Cyanobakterien können molekularen Stickstoff (N_2) aufnehmen. Sie sind damit anderen Algen überlegen, wenn Nitrat aufgezehrt ist.

Alle gemessenen Stickstoffverbindungen zeigten den typischen Verlauf eines sehr produktiven Gewässers mit Wintermaxima, abnehmenden Werten in der Vegetationsperiode und dann wieder ansteigenden Werten im Herbst. Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen führen nach dem Gewässergütebericht (1991) zu einer Klassifizierung des Haffs als polytroph (1996) bis stark eutroph (1998).

5.1.6 Biochemischer und Chemischer Sauerstoffbedarf

Der biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) ist die Menge an Sauerstoff, die in einem bestimmten Zeitraum (meist 5 Tage) bei 20 °C im Dunkeln verbraucht wird. Dieser Sauerstoff wird von Bakterien für die Mineralisierung organischer Substanz benötigt oder bei der Respiration der Algen verbraucht. Der biochemische Sauerstoffbedarf ist ein gutes Maß zur Beurteilung des Verschmutzungsgrades des Wassers. Im Jahr 1996 wurde dieser Parameter noch nicht gemessen.

Im Kleinen Haff lag der BSB_5 1998 (Mai–Nov.) im Schnitt bei 5,17 mg/l (Minimum:

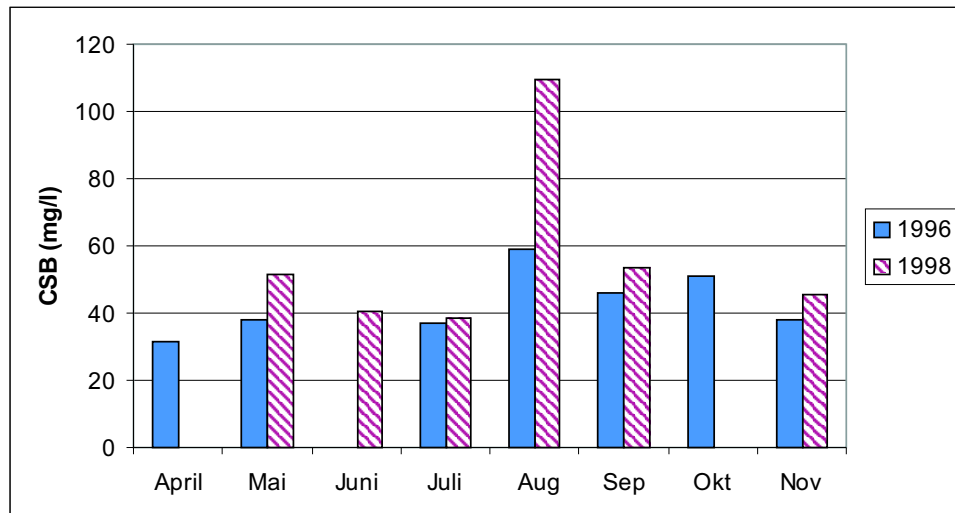


Abbildung 5.1: Chemischer Sauerstoffbedarf in mg/l für die Jahre 1996 und 98. Angegeben sind die Monats-Mittelwerte für je 8 Stationen im Kleinen Haff.

3,43 mg/l (Nov.), Maximum: 6,67 mg/l (Aug.)). Bei starkem Algenwachstum (Phytoplankton) wird nachts durch die Respiration wieder viel Sauerstoff verbraucht, in diesem Fall würden die BSB-Werte ansteigen.

Der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) ist die Menge an Sauerstoff, die zur Oxidation sämtlicher organischer und anorganischer Substanzen im Wasser benötigt wird. Der Wert dient als Indikator für die Belastung des Gewässers mit organischen Verbindungen. Das Jahresmittel lag 1996 (April–November) bei 42,98 mg/l (Min. im April: 31,40 mg/l; Max. im Aug.: 59,25 mg/l). Im Jahr 1998 lagen die Werte etwas höher: der Durchschnitt (Mai bis November) betrug 57,14 mg/l, das Minimum lag bei 40,71 (Juni), das Maximum bei 109,50 mg/l (August). Normalerweise sind die Werte im Sommer am höchsten, da durch das Zooplankton, das Zoobenthos und Mikroorganismen im Sediment viele organische Verbindungen freigesetzt werden. Diese Tendenz trifft auch für das Haff zu, jedoch ist die Kurve zum Sommer hin nicht gleichmäßig ansteigend (Abbildung 5.1).

5.1.7 Kieselsäure, Bromid, Chlorid und Sulfat

Die Konzentration der Kieselsäure zeigt wie erwartet einen Abfall während der Sommermonate, da die Diatomeen Silikate für ihre Schalen benötigen. Im Schnitt wurde 1996 33,78 $\mu\text{mol/l}$ Silikat gemessen, 1998 43,70 $\mu\text{mol/l}$. Das Minimum lag 1996 im Juli (9,33 $\mu\text{mol/l}$), 1998 im Mai (5,81 $\mu\text{mol/l}$). Das Maximum wurde 1996 im April gemessen (86,00 $\mu\text{mol/l}$), 1998 im November (102,57 $\mu\text{mol/l}$). Im Vergleich zu Durchschnittswerten für Flüsse Europas (WETZEL 2001) sind die Silikatkonzentrationen im Haff eher niedrig. Die Mittelwerte der Bromidkonzentrationen waren in beiden Jahren fast identisch: 1996: 1,46 mg/l und 1998: 1,45 mg/l. Chlorid ist das bedeutendste Anion: 1996 wurde durchschnittlich 541,22 mg/l erreicht, 1998 waren es 493,55 mg/l (siehe auch Tabelle 5.5). Der Sulfat-Anteil an der Gesamtsalinität ist im Haff fast doppelt so hoch wie im Meer-

Tabelle 5.4: Vergleich der Prozentanteile der wichtigsten Ionen im Meerwasser und im Kleinen Haff (berechnet aus den Mittelwerten für 1996 und 98) (Meerwasserangaben nach OTT 1996)

		Prozent des Gesamt- salzgehalts (Meer) (%)	Prozent des Gesamt- salzgehalts (Kl. Haff) (%)
Anionen			
Chlorid	Cl ⁻	55,04	52,34
Sulfat	SO ₄ ²⁻	7,68	14,67
Bromid	Br ⁻	0,19	0,15
Kationen			
Natrium	Na ⁺	30,61	21,39
Magnesium	Mg ²⁺	3,69	3,95
Calcium	Ca ²⁺	1,16	5,96
Kalium	K ⁺	1,10	1,00

wasser (Tabelle 5.4). 1996 wurden durchschnittlich 143,26 mg/l gemessen, 1998 waren es 146,82 mg/l. Auch die Calcium-Ionen treten im Haff in deutlich höherem Prozentsatz auf als im Meerwasser. Natrium hingegen ist in geringerem Ausmaß an der Gesamtsalinität beteiligt, ist aber auch im Haff das mit Abstand häufigste Kation (siehe folgender Abschnitt).

Tabelle 5.4 belegt, dass das Wasser im Haff nicht einfach „verdünntes Meerwasser“ ist, sondern eine etwas andere Zusammensetzung hat. Auch die Ostsee hat aufgrund des hohen Süßwassereintrags erhöhte Konzentrationen an Calcium und Magnesium (G. NAUSCH, IOW, schriftl. Mitteilung).

5.1.8 Natrium, Kalium, Magnesium, Calcium

Von den Alkali- und Erdalkali-Ionen hat Natrium (Na⁺) im Haffwasser die mit Abstand größte Konzentration. (1996: 263,23 mg/l, 1998: 159,68 mg/l). Kalium (K⁺) war 1996 nur einmal nachweisbar (August: 0,82 mg/l), 1998 wurden durchschnittlich 19,68 mg/l gemessen. Magnesium (Mg²⁺) erzielte in beiden Jahren etwa gleiche Werte (1996: 38,96 mg/l, 1998: 39,17 mg/l). Die Calciumkonzentrationen (Ca²⁺) lagen 1996 im Schnitt bei 47,39 mg/l, 1998 bei 70,52 mg/l. Siehe hierzu auch Tabelle 5.4 und Tabelle 5.5.

Im Vergleich zu den Angaben für Flüsse Europas (WETZEL (2001), Tabelle 5.5) ist der Ionengehalt im Kleinen Haff recht hoch. Dies ist für die Muscheln günstig, sie benötigen z.B. mindestens 12 mg/l Calciumgehalt (CLAUDI & MACKIE 1994), u.a. für den Schalenbau und die Muskelkontraktion.

DIETZ et al. (1996) fanden, dass die Epithelien von *Dreissena polymorpha* besonders durchlässig waren. Die Muscheln waren nicht in der Lage, erhöhte Kaliumgehalte (1mM)

Tabelle 5.5: Vergleich einiger wichtiger Ionen (in mg/l) im Meerwasser, Ostseewasser, im Kleinen Haff und Flüssen Europas. (Angaben für Meerwasser aus GÖTTING et al. (1988) und G. NAUSCH, IOW, schriftl. Mitteilung; Ostsee: berechnet aus den Meerwasserangaben; Kleines Haff: eigene Messungen; Flüsse Europas: WETZEL (2001), k. A. = keine Angabe, PSU = practical salinity unit)

	Meerwasser (mg/l)	Ostsee (Pommersche Bucht) (mg/l)	Kleines Haff (mg/l)		Flüsse Europas (mg/l)
Anionen			1996	1998	
Chlorid	19000	3800	541,22	493,55	6,9
Sulfat	2649	530	143,26	146,82	24,0
Bromid	65	13	1,46	1,45	k. A.
Kationen					
Natrium	10721	2144	263,23	159,68	5,4
Magnesium	1350	270	38,96	39,17	5,6
Calcium	410	82	47,39	70,52	31,1
Kalium	398	80	—	19,68	1,7
insgesamt	35 PSU	7 PSU	1–2 PSU		0 PSU

auszugleichen und starben. Im Haff kommt Kalium jedoch nur selten in größeren Mengen vor, oft liegen die Konzentrationen unter der Nachweisgrenze. Wichtig für das Überleben in oligohalinem Wasser ist für viele Süßwassermuscheln das Verhältnis von Natrium zu Kalium. Dieses scheint im Haff ein geeignetes Maß zu haben.

5.1.9 Karbonathärte

Die Härte des Wassers wird durch die Konzentration der Erdalkali-Ionen Calcium, Magnesium, Strontium und Barium bestimmt. Die beiden letzten spielen in der Praxis keine große Rolle. Wasser mit einem hohen Gehalt an Ca^{2+} und Mg^{2+} -Ionen wird als „hart“ bezeichnet. Da der größte Anteil der Härte durch Karbonate gebildet wird, wurde die Karbonathärte bestimmt.

Die Karbonathärte lag 1996 im Schnitt bei 9,87 °dKH (Min. im Juli: 8,20; Max. im Okt.: 11,41 °dKH). 1998 hingegen wurden durchgängig niedrigere Werte erreicht: Mittelwert 7,24 °dKH, Minimum im Mai 6,91, Max. im Sep 7,64.

Das Wasser des Oderhaffs ist daher etwa als weich bis mittelhart einzustufen.

5.1.10 Chlorophyll-a und Sichttiefe

Der Chlorophyll-a-Gehalt ist positiv mit der Primärproduktion korreliert und dient als Anhaltspunkt für die Nahrungsgrundlage von *Dreissena*. Die Sichttiefe ist im Normalfall eng mit dem Chlorophyllgehalt des Wassers korreliert, da eine hohe Menge an planktischen Algen die Sichttiefe herabsetzt. Allerdings kann eine erhöhte Trübung auch durch aufgewirbeltes Sediment oder mitgeführte Schwebstoffe verursacht werden.

Die Sichttiefe schwankte 1996 zwischen 0,54 m (Mai und August) und 1,30 m (Oktober), der Mittelwert war 0,86 m. 1998 lag der Mittelwert bei 0,77 m, das Minimum betrug 0,66 m (November), das Maximum 0,86 m (Mai). Die Werte sind jeweils Durchschnitte von 8 Stationen. Aufgrund der geringen Sichttiefe ist die Primärproduktion auf eine Schicht von 1,5 m unter der Wasseroberfläche begrenzt (WESTPHAL & LENK 1998). Licht wird hier zum limitierenden Faktor. Dennoch liegen die Chlorophyllgehalte recht hoch: Im Jahr 1996 erreichten sie einen Mittelwert von 21,40 $\mu\text{g/l}$. Im Jahr 1998 lagen sie bei durchschnittlich 40,41 $\mu\text{g/l}$.

WESTPHAL & LENK (1998) fanden für die Jahre 1993 bis 1996, dass die absolute Menge des Chlorophylls im Kleinen Haff mehr als fünfmal so groß war wie im Greifswalder Bodden.

Die Primärproduktion ist außer von der Intensität der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) auch von der Temperatur abhängig, insofern ist sie jedes Jahr recht variabel. Im November 1998 lagen z.B. die Wassertemperaturen noch bei etwa 5 °C, während sie im November 1996 schon auf 1–2 °C gesunken waren.

5.1.11 Organischer Kohlenstoff

Die Gesamtheit der im Wasser schwebenden organischen und mineralischen Partikel wird als Seston bezeichnet. Der überwiegende Teil des Sestons besteht aus Detritus (Reste von Tieren, Pflanzen, Bakterien, Pilzen usw.). Dieser befindet sich in verschiedenen Stadien der Zersetzung. Er enthält oft eine mehrfach höhere Konzentration an gelöstem und partikulärem Kohlenstoff als die Lebewesen (Bakterien, Plankton, Flora und Fauna) (BIRGE & JUDAY 1927, zit. nach WETZEL 2001). Da sich die Wandermuscheln teilweise auch von Detritus ernähren, ist der organische Kohlenstoff ein weiterer Indikator für die Nahrungsgrundlage der Tiere.

Der durchschnittliche Gehalt an organischem Kohlenstoff im Wasser lag 1998 bei 11,84 mg/l. Dies entsprach einem Drittel des Gesamtkohlenstoffgehalts (33,73 mg/l). In einer Vergleichsuntersuchung im Oktober 2001 ergab sich im Großen Haff ein organischer Seston Gehalt von durchschnittlich 4,38 mg/l (n=22). Dies entspricht ungefähr einem organischen Kohlenstoffgehalt von 2,15 mg/l. Durch die hohe Durchströmung des Großen Haffs mit frischem Wasser aus der Oder ist der organische Kohlenstoffgehalt dort üblicherweise geringer als im Kleinen Haff.

5.2 Makrozoobenthos

5.2.1 Artenzusammensetzung und Abundanzen

Neben den abiotischen Parametern stellen die Artenzusammensetzung und die Abundanzen der Sedimentbesiedler, des Makrozoobenthos, eine wichtige Information zur Einschätzung des Lebensraumes dar.

Im Vergleich zum Süßwasser oder dem Meer können im Kleinen Haff (durchschnittlich 0,5 PSU) nur relativ wenige Arten leben. REMANE (1934) prägte den Begriff „Brackwasserminimum“. Nach der Venedig-Nomenklatur (ANONYMOUS 1958) zählt das Kleine Haff zum Oligohalinikum (0,5–5,0 PSU). Der Hauptgrund für die geringe Artenzahl im Brackwasser ist in dem erhöhten Energiebedarf zu sehen, der sich für die ursprünglich aus dem Meerwasser stammenden Arten aus der erhöhten Osmoregulation ergibt und für die ursprünglich aus dem Süßwasser stammenden Arten aus der Notwendigkeit der erhöhten Ionenregulation. Nur sehr wenige Arten sind echte Brackwasserarten, die ihr physiologisches Optimum bei Brackwassersalzgehalten haben.

Einen Gesamtüberblick der im Kleinen Haff im Rahmen der eigenen Untersuchung gefundenen Arten zeigt Tabelle 5.6. Soweit möglich wurden die Tiere bis auf das Artniveau bestimmt; einige Taxa, z.B. die Eintagsfliegen (Ephemeroptera), die meisten Oligochaeten sowie die Chironomiden sind als Ordnung bzw. Familie erfasst. Die genauen Abundanzen sind in den Tabellen im Anhang dargestellt.

Des Weiteren wurden Ehippien von Cladoceren und Schalen von folgenden Mollusken gefunden:

<i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS)	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (SMITH)
<i>Anodonta anatina</i> (L.)	<i>Theodoxus fluviatilis</i> (L.)
	<i>Radix ovata</i> (DRAPARNAUD)
	<i>Radix auricularia</i> (L.)
<i>Bithynia tentaculata</i> (L.)	<i>Viviparus viviparus</i> (L.)
<i>Gyraulus crista</i> (L.)	<i>Viviparus contectus</i> (MILLET)

Bei der Besiedlung der drei großen Habitate Sand, Schlick und Muschelbänke gibt es deutliche Unterschiede: Besonders hohe Abundanzen, bis über 40 000 Tiere/m², wurden auf den Muschelbänken gefunden (Stationen IV, VI, VIII), die Sandbereiche liegen im Mittelfeld mit etwa 10 000 Tieren/m² (Station VII) und auf den Schlickflächen sind es maximal 2700 Tiere/m². Die geringsten Schwankungen im Jahresverlauf traten bei der Sand-Station (VII) auf (Abbildung 5.2, Abbildung 5.3).

Am artenreichsten und individuenreichsten sind die *Dreissena*-Muschelbänke. Diese bilden in den Randbereichen des Haffs keine „Bänke“ (wie z.B. die Miesmuscheln im Wattenmeer), sondern Ansammlungen von Klumpen. Auf den Schalen und in den vielen Zwischenräumen leben zahlreiche Oligochaeten, Asseln, Egel, die Schnauzenschnecke *Bithynia tentaculata* und bisweilen auch die Seepocke *Balanus improvisus*. Die verhältnismäßig

Tabelle 5.6: Im Kleinen Haff im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesene Makrozoobenthos-Taxa

CNIDARIA

Hydrozoa

- Hydra sp.*
- Pelmatohydra oligactis* (PALLAS)
- Cordylophora caspia* (PALLAS)

PLATHELMINTHES

Turbellaria, Tricladida

- Planaria torva* O.F. MÜLLER
- Dendrocoelum lacteum* (O.F. MÜLLER)
- Dugesia lugubris* (O. SCHMIDT)
- Polycelis tenuis* IJMA
- Bdellocephala punctata* (PALLAS)

NEMERTINI

- Prostomatella obscura* (SCHULTZE)

NEMATHELMINTHES

Nematoda

MOLLUSCA

Bivalvia

- Dreissena polymorpha* (PALLAS)
- Pisidium spp.*
- Anodonta anatina* (L.)

Gastropoda

- Bithynia tentaculata* (L.)
- Valvata piscinalis* (O.F. MÜLLER)
- Valvata cristata* O.F. MÜLLER
- Theodoxus fluviatilis* (L.)
- Potamopyrgus antipodarum* (SMITH)
- Gyraulus crista* (L.)
- Radix ovata* (DRAPARNAUD)

ANNELIDA

Polychaeta

- Marenzelleria viridis* (VERRILL)

Clitellata

Oligochaeta

- Criodrilus lacuum* (HOFFMEISTER)
- Stylaria lacustris* (L.)
- Potamothrix hammoniensis* (MICHAELSEN)
- Chaetogaster limnaei* (V.BAER)

Hirudinea

- Glossiphonia complanata* (L.)
- Glossiphonia heteroclita* (L.)
- Helobdella stagnalis* (L.)
- Erpobdella octoculata* (L.)
- Hemiclepsis marginata* (O.F. MÜLLER)

ARTHROPODA

Crustacea

Cirripedia

Toracica

- Balanus improvisus* DARWIN

Ostracoda

Malacostraca

Isopoda

- Asellus aquaticus* (L.)

Amphipoda

- Gammarus sp.*
- Gammarus tigrinus* SEXTON

Insecta

Ephemeroptera

Diptera

- Chironomidae
- Ceratopogonidae
- Bezzia sp.*

hohe Artendiversität der Muschelbänke wird in den Abbildungen (Abbildung 5.4, Abbildung 5.5) deutlich. Besonders artenarm sind die Schlickflächen, dort können nur noch Chironomiden und Oligochaeten leben (Station V, Abbildung 5.2, Abbildung 5.4).

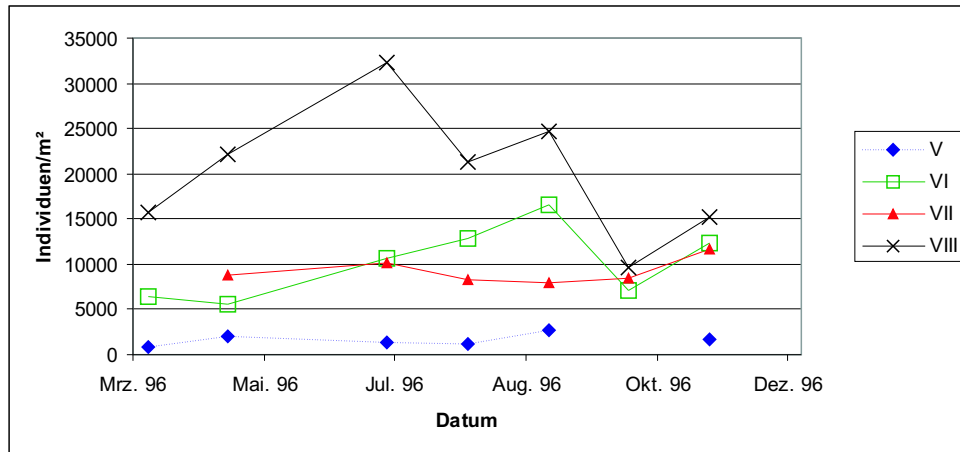


Abbildung 5.2: Abundanzen im Jahr 1996 basierend auf monatlichen Probenahmen (April bis November 1996) an vier verschiedenen Stationen im Kleinen Haff. Die Stationen repräsentieren unterschiedliche Substrattypen: Station V = Schlick, Station VI und VIII: Muschelbänke, Station VII: Sand

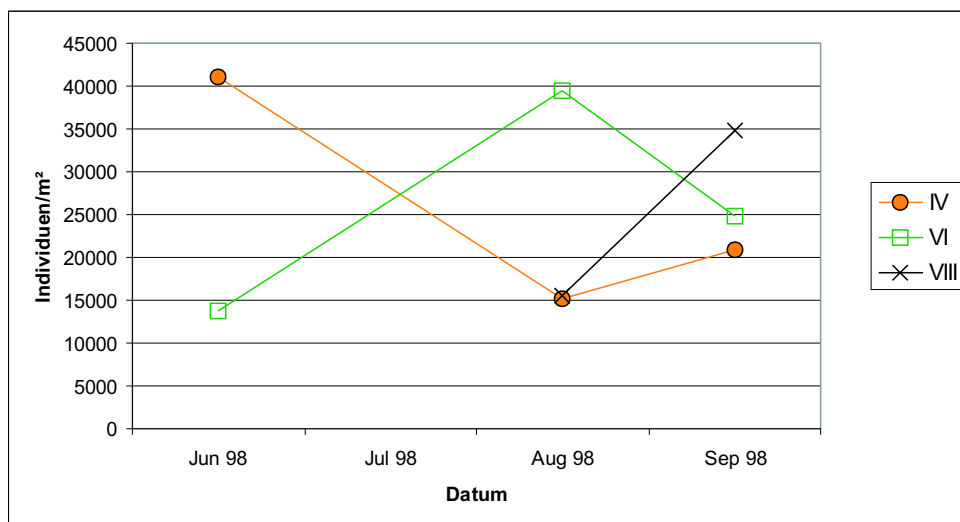


Abbildung 5.3: Abundanzen im Jahr 1998 im Kleinen Haff an verschiedenen Muschel-Stationen

In den sandigen Randstreifen dominiert der erst in den 1980er Jahren eingewanderte Polychaet *Marenzelleria viridis* (Station VII, Abbildung 5.2, Abbildung 5.4). Diese Art erreichte 1996 an der Sandstation im Durchschnitt 8278 Individuen/m² und stellte somit 90 % der dort gefundenen Tiere.

Im Jahr 1998 wurden schwerpunktmäßig drei verschiedene Muschelstationen beprobt (Abbildung 5.5). Diese wiesen im Wesentlichen die gleiche Artenzusammensetzung auf; von den Abundanzen her sind sie jedoch individuell verschieden. *Dreissena* stellte an Station IV 15 % der gefundenen Tiere, an den anderen Stationen rund die Hälfte (54 % an Station VI, 47 % an Station VIII).

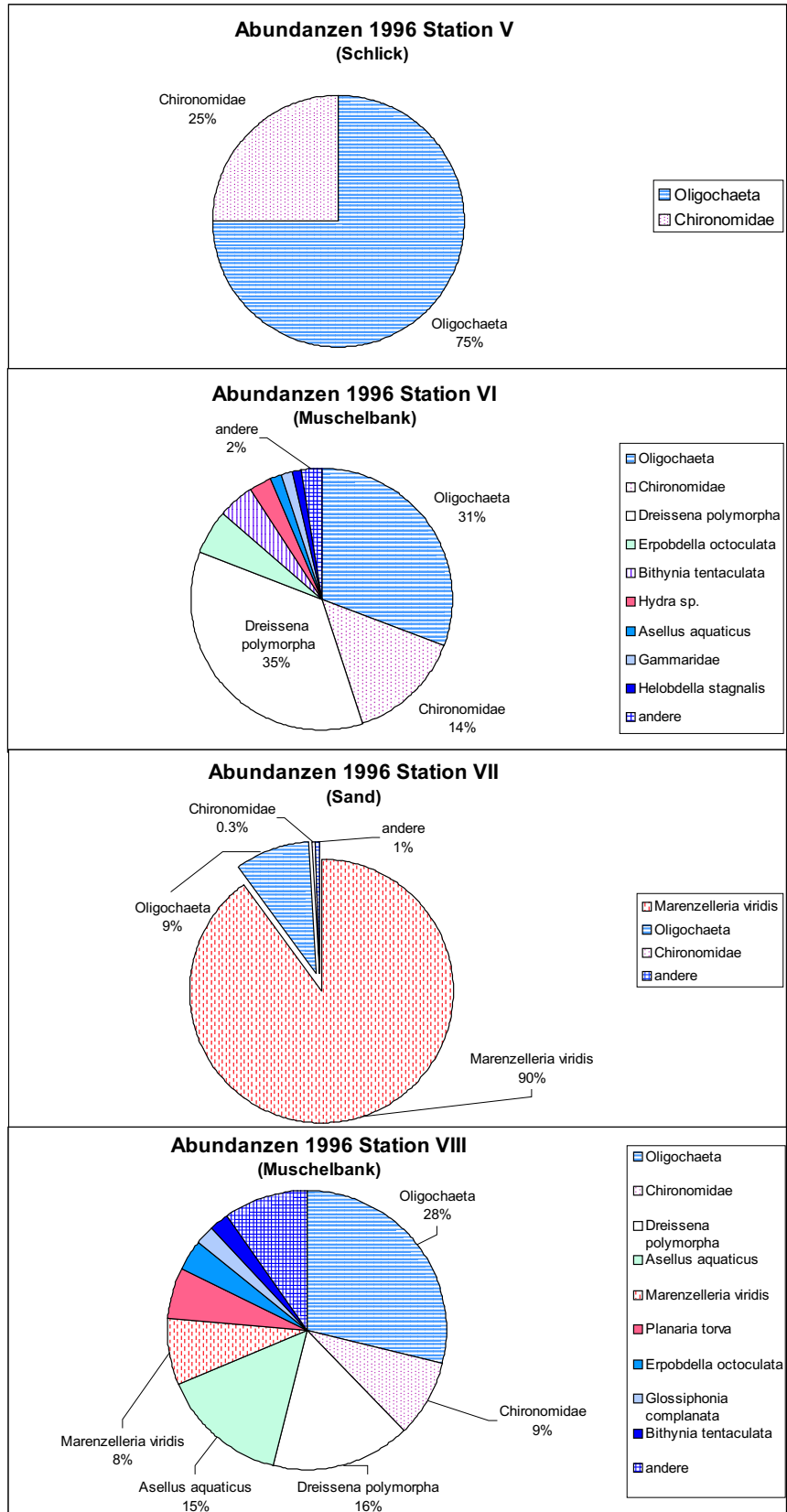


Abbildung 5.4: Artenzusammensetzung an verschiedenen Stationen im Jahr 1996 (durchschnittliche Abundanzen, basierend auf monatlichen Probenahmen vom April bis November 1996)

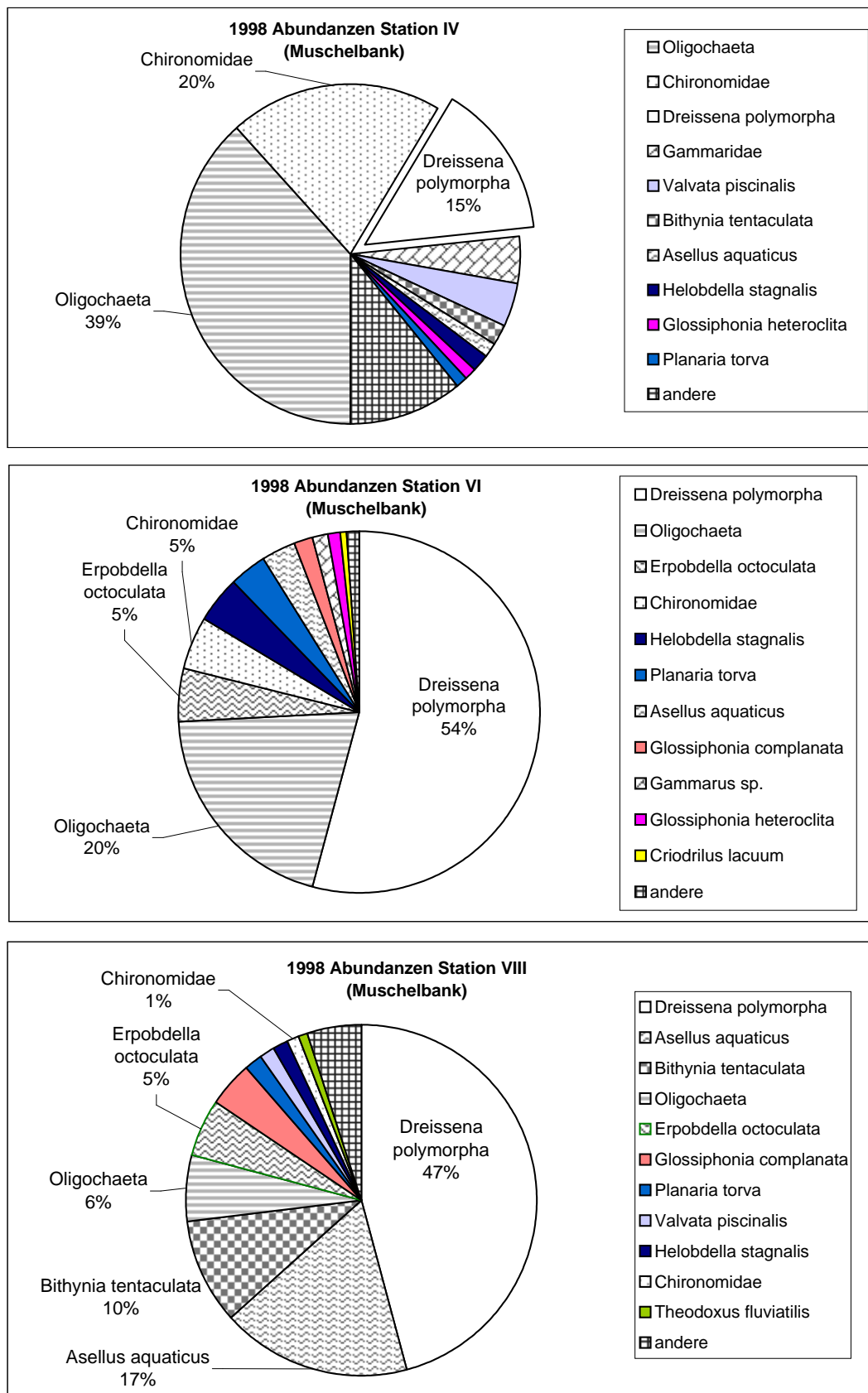


Abbildung 5.5: Artenzusammensetzung im Jahr 1998 im Kleinen Haff an verschiedenen Muschel-Stationen (basierend auf durchschnittlichen Abundanzen bei monatlichen Probenahmen von Juni-September 1998)

5.2.2 Biomasse

Die unterschiedlich starke Besiedlung der verschiedenen Habitate spiegelt sich auch in den Biomassen wider. Sie wurden wie folgt abgekürzt:

- Frischmasse (FM): Masse der lebenden Tiere (nach Abtupfen auf Filterpapier)
- Masse nach Lagerung (MnL): Masse nach etwa einem Jahr Lagerung in 3 %igem Formol
- Masse ohne Schale (MoS): bezieht sich auf Muscheln und Schnecken; die Schale wurde mit Hilfe von 2,5 %iger Salzsäure entfernt (nach der Lagerung)
- Trockenmasse (TM): Masse nach 48 h Gefriertrocknung

Die verschiedenen Wägungen wurden durchgeführt, um Vergleiche mit Literaturwerten zu ermöglichen. In frischem Zustand ist es nicht ganz auszuschließen, dass die Muscheln noch Restwasser mit in ihre Schalen einschließen, daher verwenden manche Autoren nur die Werte nach Fixierung. Andererseits kann auch das Fixierungsmittel (Formol oder Alkohol) die eigentliche Masse fälschlich verändern. Die Trockenmasse gibt die akkumulierte Substanz in den Tieren gut wieder.

Die arten- und individuenarmen Schlickflächen erreichten im Jahresmittel 1996 nur etwa 14,7 g Frischmasse/m², an der Sandstation waren es 1070,6 g FM/m², auf den Muschelbänken durchschnittlich 2066,1 g FM/m² — an Station VI sogar 2752,6 g FM/m² (Abbildung 5.6). Das heißt, dass auf den Sandflächen rund 73-mal mehr Biomasse als auf den Schlickflächen gebildet wurde und auf den Muschelbänken sogar 141-mal mehr.

Für das Jahr 1998 liegen die durchschnittlichen Massen der Muschelbankhabitate noch etwas höher (bis zu 2985,2 g FM/m²), da hier nur die hochproduktiven Sommermonate beprobt wurden (Abbildung 5.7).

Selbst an der Muschelbank-Station IV, bei der *Dreissena* im Jahresdurchschnitt 1998 zahlenmäßig nur 15 % der Gesamtabundanz ausmacht (Abbildung 5.5), stellt sie dennoch den übergroßen Teil der Biomasse, nämlich 93 % bezogen auf die Frischmasse oder 79 % der Gesamt-Trockenmasse (ohne Muschelschalen!) (Abbildung 5.8).

Die einzelnen Werte der verschiedenen Stationen für Abundanzen, Frischmassen, Massen nach Lagerung und Trockenmassen, sowie jeweilige Massen pro Quadratmeter finden sich in den Tabellen im Anhang.

Die besondere Bedeutung der *Dreissena*-Muschelbänke liegt zum einen in der deutlich höheren Artenvielfalt an diesen Stationen (IV, VI, VIII), aber auch in der hohen Biomasse. Dies gilt nicht nur für die Muscheln selber, sondern auch für die anderen Besiedler: Eine Gruppe, die an allen untersuchten Stationen vorkam, die Oligochaeten, wies an den Muschelbank-Stationen höhere Abundanzen und insgesamt höhere Biomassen auf als an den Schlickstationen.

Vergleicht man die Massen nach Lagerung mit den Frischmassen, so zeigt sich in der Regel ein leichter Gewichtsverlust von rund 10 %. Bei dem Vergleich von Frischmasse und Trockenmasse bzw. bei den Mollusken außerdem auch Masse ohne Schale und Trockenmasse ergeben sich je nach Tiergruppe unterschiedliche Verhältnisse. Auch variieren

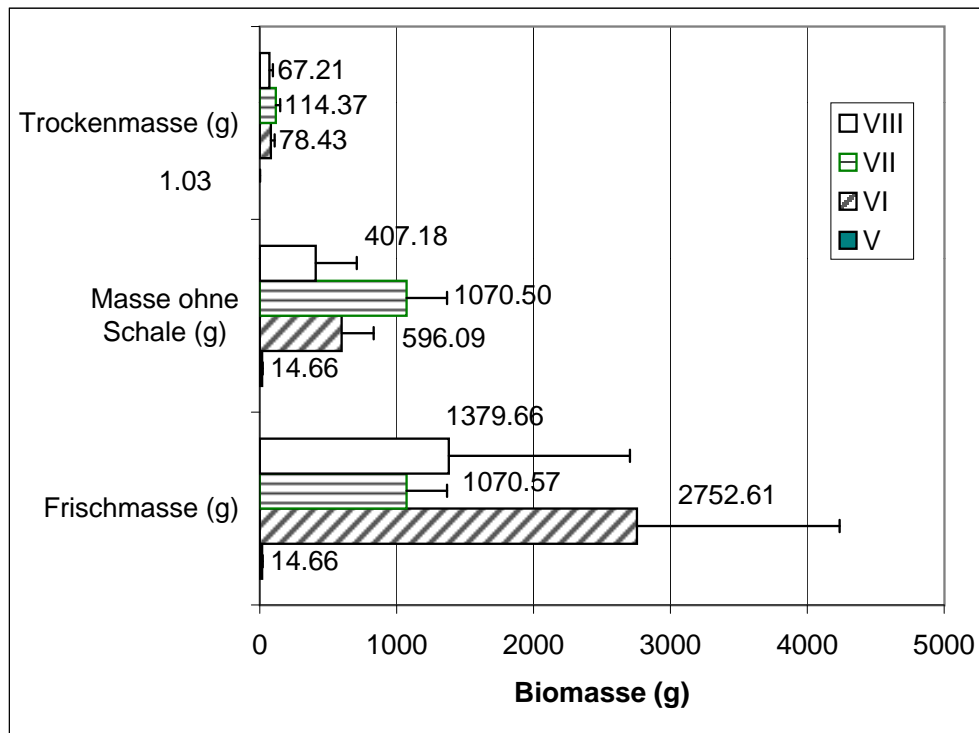


Abbildung 5.6: Biomassen pro Quadratmeter im Jahr 1996 an vier verschiedenen Stationen, welche unterschiedliche Substrattypen repräsentieren: Station V = Schlick, Station VI und VIII: Muschelbänke, Station VII: Sand

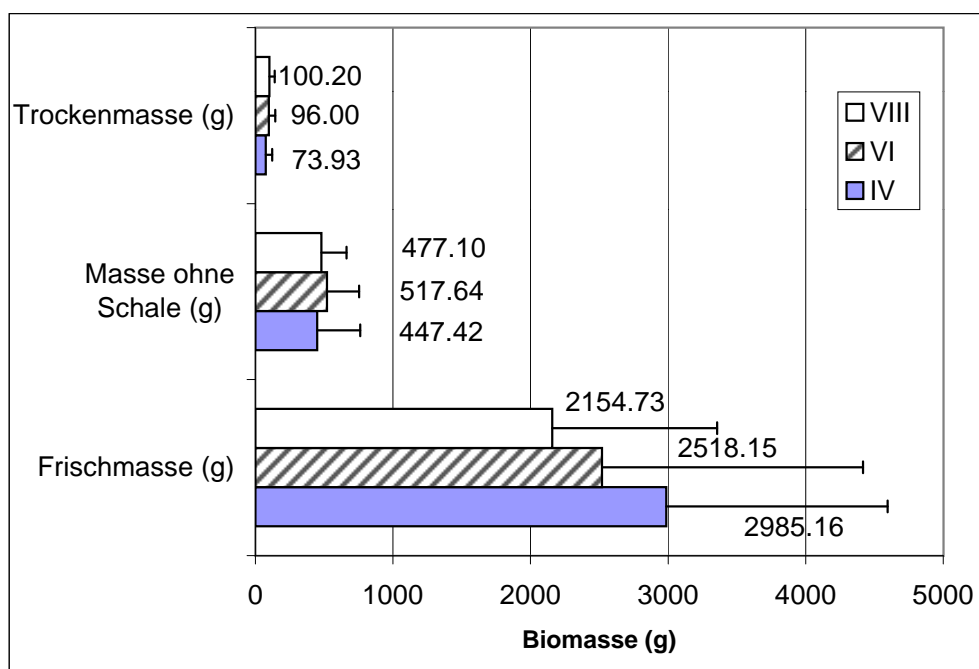


Abbildung 5.7: Biomasse pro Quadratmeter an drei Muschel-Stationen (IV, VI und VIII) im Kleinen Haff im Jahr 1998

Tabelle 5.7: Anzahl der in die Berechnung für die Verhältnisse von Frisch- zu Trockenmassen eingegangenen Tiere der häufigsten Arten und Gruppen

Art / Taxa	Anzahl der einbezogenen Tiere
<i>Dreissena polymorpha</i>	537
<i>Bithynia tentaculata</i>	105
<i>Marezzelleria viridis</i>	426
Oligochaeta	628
Chironomidae	247
<i>Erpobdella octoculata</i>	141
<i>Helobdella stagnalis</i>	66

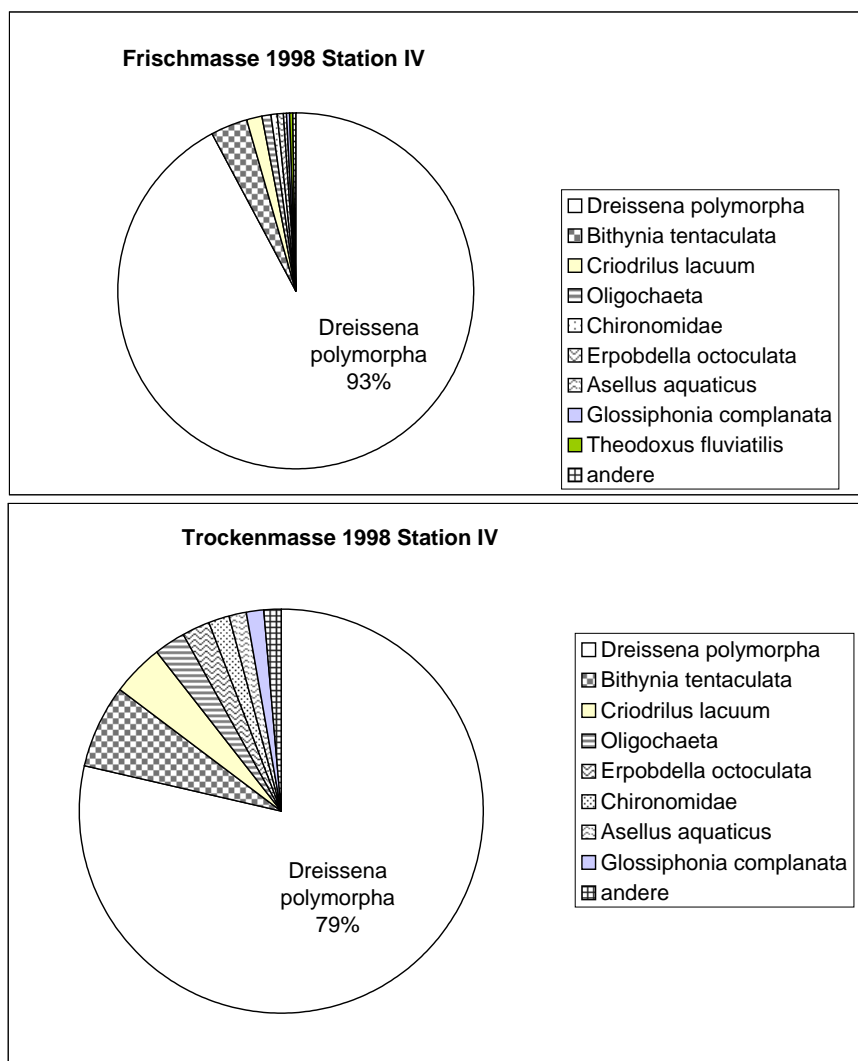


Abbildung 5.8: Anteil der verschiedenen Taxa an der Biomasse im Jahr 1998 an Station IV

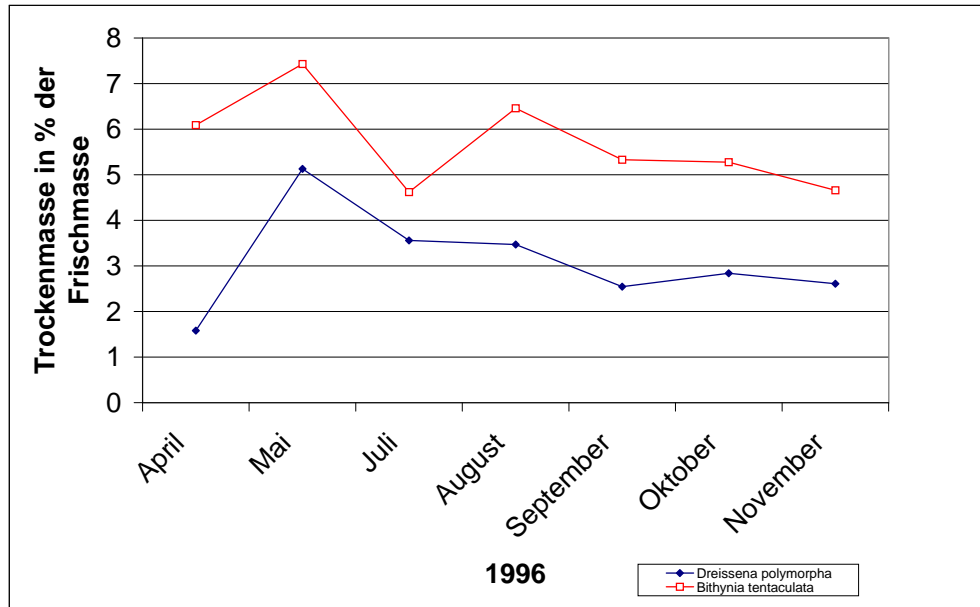


Abbildung 5.9: Anteil der Trockenmasse an der Frischmasse (inklusive Schale) bei *Dreissena polymorpha* und *Bithynia tentaculata* 1996

diese Verhältnisse im Jahresgang. In die Berechnung wurden jeweils die Tiere einer Art von allen Stationen einbezogen; die genauen Anzahlen sind in Tabelle 5.7 dargestellt.

Für *Dreissena polymorpha* lag 1996 der Anteil der Trockenmasse an der Frischmasse (inklusive Schale) im Schnitt bei $3,12 \pm 1,11$ %, für *Bithynia tentaculata* bei $5,70 \pm 1,02$ % (Abbildung 5.9).

Ausgehend von 808 Dreissenen von 1998 wurden mit Hilfe des Programmes SPSS Regressionen für die Verhältnisse zwischen Schalenlänge und Frischmasse bzw. zwischen Schalenlänge und Trockenmasse berechnet (Abbildung 5.10, Abbildung 5.11). Es ergaben sich folgende Formeln:

$$FM = 0,1061 \times (SL)^{3,0246} \quad (5.1)$$

Formel 5.1: Regressionsgleichung zur Berechnung der Frischmasse (FM in mg) aus der Schalenlänge (SL in mm)

$$TM = 1,315 \times 10^{-2} \times (SL)^{2,5507} \quad (5.2)$$

Formel 5.2: Regressionsgleichung zur Berechnung der Trockenmasse (TM in mg) aus der Schalenlänge (SL in mm)

Der Anteil der Trockenmasse an der Frischmasse lag 1998 für *Dreissena* bei $4,29 \pm 1,53$ %. Die Verhältnisse zwischen Trockenmasse und Frischmasse für die häufigsten anderen Arten sind in Tabelle 5.8 wiedergegeben.

Bei *Dreissena* liegt das Verhältnis Masse ohne Schale zu Trockenmasse in den Sommermonaten zwischen 4 und 7:1 (Abbildung 5.12). Der hohe Wert (12,0) im April 1996 ist wahrscheinlich auf die Gonadenentwicklung zurückzuführen, die zu dieser Zeit verstärkt abläuft. Ein hohes Verhältnis ergibt sich, wenn die Frischmasse einen hohen Wassergehalt hat.

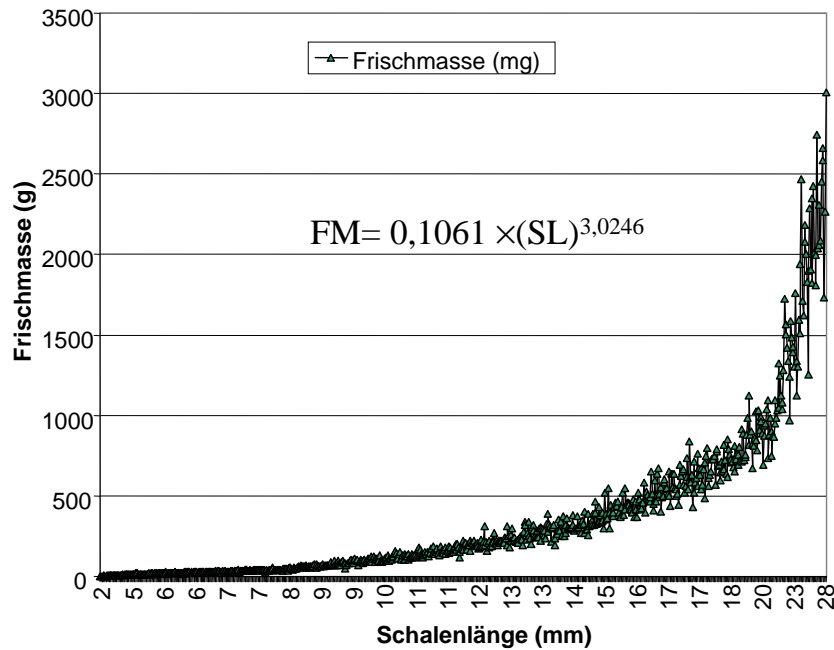


Abbildung 5.10: Frischmasse von *Dreissena polymorpha* in Abhängigkeit von der Schalenlänge (n=808)

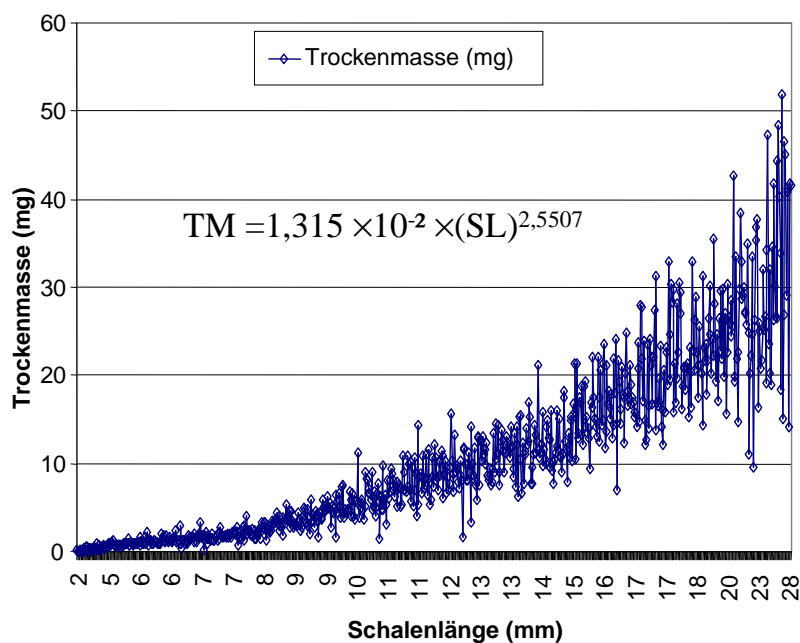


Abbildung 5.11: Trockenmasse von *Dreissena polymorpha* in Abhängigkeit von der Schalenlänge (n=808)

Das Verhältnis Masse ohne Schale zu Trockenmasse lag bei *Bithynia* bis auf eine Ausnahme (Juli 96) unter dem von *Dreissena*. Die verhältnismäßig hohe Trockenmasse deutet auf einen geringeren Wassergehalt der Gewebe im frischen Zustand hin. *Bithynia* ernährt sich als Weidegänger, sie frisst hauptsächlich Detritus. Anders als *Dreissena* hat sie keine großen zarten Kiemen, sondern insgesamt etwas festere Gewebe, daher liegt das genannte Verhältnis niedriger.

Tabelle 5.8: Prozentualer Anteil der Trockenmasse an der Frischmasse bei den dominanten Vertretern des Makrozoobenthos im Haff 1996. MW = Mittelwert, STAW = Standardabweichung

1996	Apr.	Mai	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.	Nov.	MW	STAW
<i>Marenzelleria viridis</i>	10.67	10.22	10.01	10.46	12.62	11.91	10.02	10.84	1.02
Oligochaeta	11.33	7.05	8.99	11.25	12.77	8.70	8.93	9.86	1.97
Chironomidae	10.17	9.89	12.09	11.87	11.01	10.33	11.41	10.97	0.86
<i>Helobdella stagnalis</i>	15.97	15.97	9.61	18.40	18.05	16.39	20.04	16.35	3.33
<i>Erpobdella octoculata</i>	11.06	11.26	11.12	16.53	14.48	12.60	18.32	13.62	2.91
Wassertemperatur, Grund	9.04	13.35	16.43	21.15	11.44	10.9	2.68	12.14	5.80

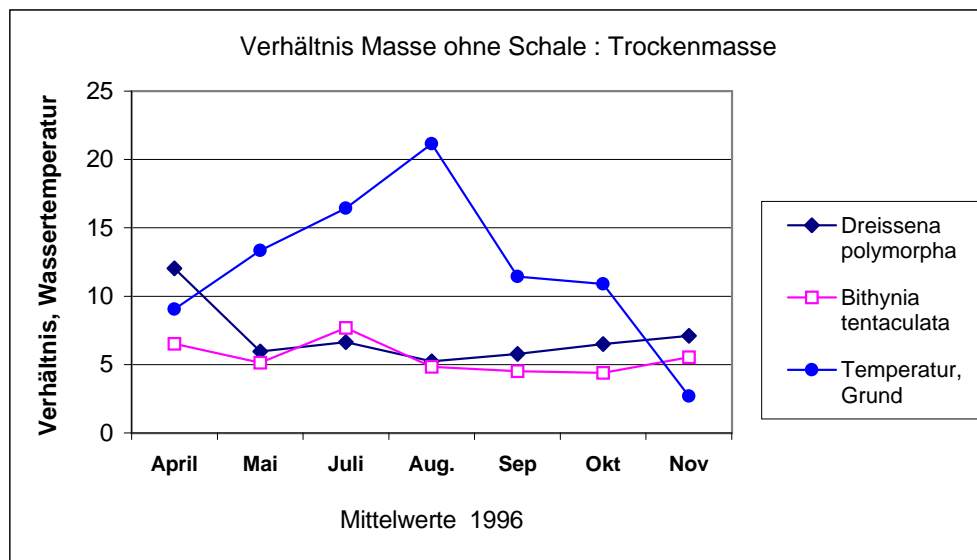


Abbildung 5.12: Verhältnis Masse ohne Schale zu Trockenmasse bei *Dreissena polymorpha* und *Bithynia tentaculata* im Jahr 1996; die Verhältnisse ändern sich im Jahresverlauf nicht in dem Ausmaß wie die Wassertemperatur, die ein möglicher Korrelationsparameter wäre.

Die Verhältnisse der Frischmasse zu Trockenmasse der häufigsten anderen Arten sind in Abbildung 5.13 dargestellt. Keine großen Veränderungen im Jahresverlauf zeigt der Polychaet *Marenzelleria viridis* (einbezogene Tiere n=426). Diese ursprünglich marine Art kann sich aufgrund des niedrigen Salzgehaltes im Haff nicht fortpflanzen. Bei den Oligochaeten (n=628) hingegen ist ein Peak im Mai zu erkennen (14,2). Auch zum Herbst hin nimmt das Verhältnis wieder zu. Oligochaeten zeichnen sich durch eine schnelle Reproduktion aus und haben im Haff wahrscheinlich zwei Fortpflanzungsperioden (Frühjahr und Herbst).

Bei den Chironomiden (n=247) ändert sich das Verhältnis im Jahresverlauf kaum. Da die Adulten das Gewässer verlassen und dennoch auch im Spätherbst noch Larven im

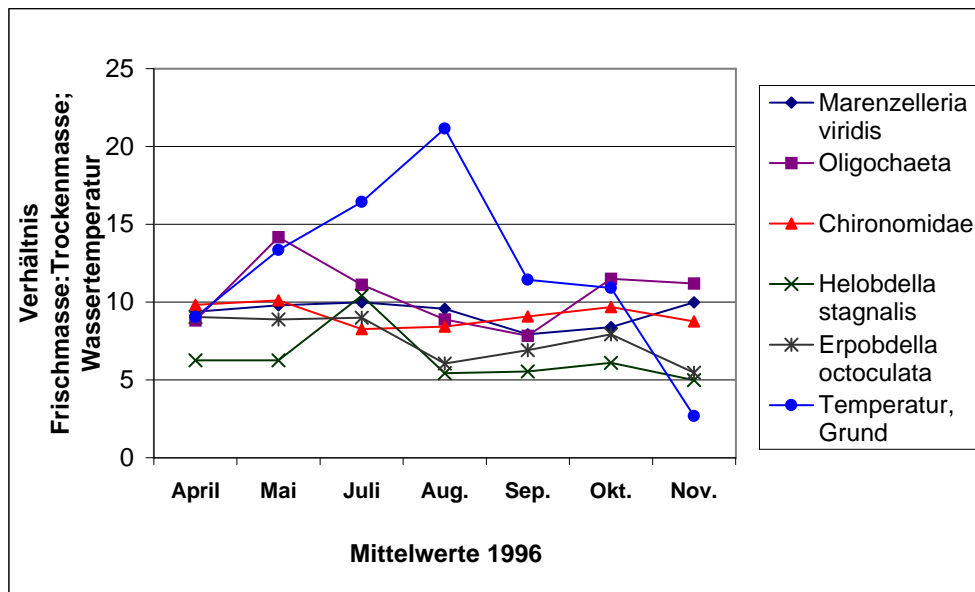


Abbildung 5.13: Verhältnis Frischmasse zu Trockenmasse bei häufigen Makrozoobenthosarten im Kleinen Haff 1996. Die Verhältnisse sind im Jahresverlauf nicht direkt mit der Wassertemperatur korreliert.

Gewässer anzutreffen sind, kann man davon ausgehen, dass es sich hier um mehrere Arten mit verschiedenen Schlupfterminen handelt, die sich jedoch in Bezug auf das Verhältnis Frischmasse zu Trockenmasse sehr ähnlich verhalten.

Die Egel *Helobdella stagnalis* (n=66) und *Erpobdella octoculata* (n=141) haben durch ihre kräftige Muskulatur (räuberische Lebensweise!) einen geringeren Wasseranteil, so dass die Verhältnisse der Frischmasse zu Trockenmasse in der Regel niedriger als die der anderen Tiere sind.

5.2.3 Energiegehalt von *Dreissena polymorpha*

Die Weichkörper von insgesamt 853 Muscheln aus verschiedenen Monaten der Jahre 1996 und 98 wurden nach der Gefriertrocknung mikrokolorimetrisch untersucht, um den Energiegehalt im Jahresverlauf zu ermitteln. Unterschiede im Energiegehalt deuten auf jährliche Stoffwechselrhythmen hin. Als Mittelwert für alle Muscheln ergab sich ein Wert von $17,6 \pm 2,9$ kJ/g.

Aus Abbildung 5.14 lässt sich ersehen, dass der Energiegehalt der Muscheln im Sommer abnimmt und dann zum Winter hin wegen der Einlagerung von Reservestoffen wieder ansteigt. Es wäre naheliegend, die Abnahme des Energiegehaltes mit der Abgabe von Geschlechtsprodukten zu erklären. Allerdings lag auch der Energiegehalt der kleinen Muscheln im August niedriger als in den anderen Monaten, obwohl diese noch nicht an der Fortpflanzung teilnahmen. Zwischen den Größenklassen gab es keine signifikanten Unterschiede im Energiegehalt.

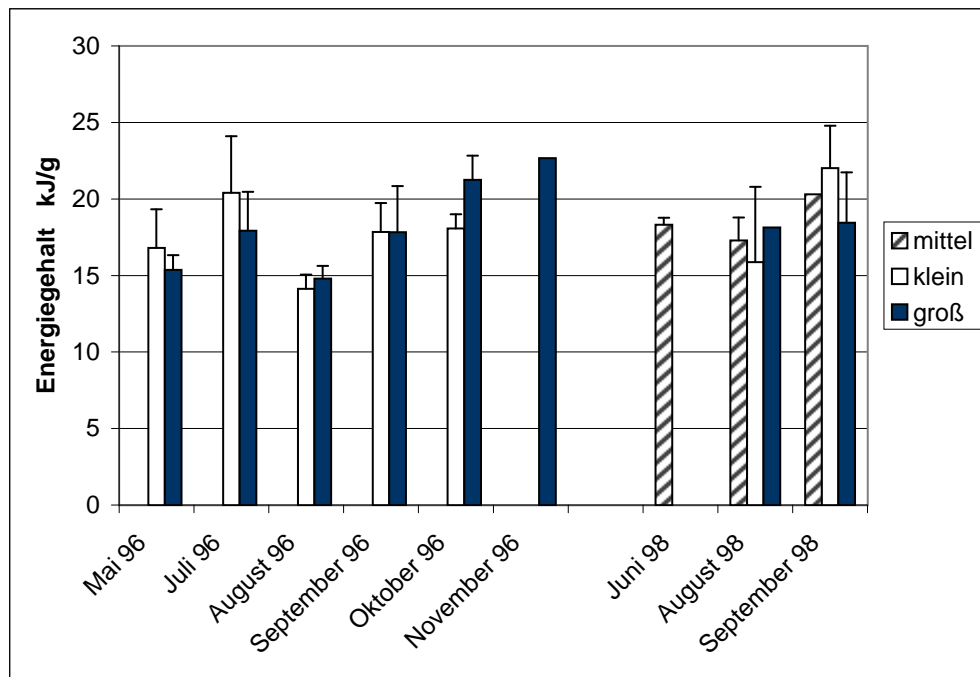


Abbildung 5.14: Energiegehalte (mit Standardabweichungen) von *Dreissena polymorpha* (n=853) aus dem Kleinen Haff in den Jahren 1996 und 1998. Kleine (juvenile) Muscheln hatten eine Schalenlänge von <13 mm, die großen Muscheln (>17 mm) waren auf jeden Fall geschlechtsreif; die mittleren lagen größtmäßig dazwischen.

5.2.4 Standortvergleich

Die Artenzusammensetzung und Abundanzen verschiedener Standorte wurden verglichen, um eine geeignete Referenzstation zu ermitteln, die als Vergleich für neu anzusiedelnde Muschelbänke dienen könnte. Falls es große Unterschiede, z.B. auch zwischen den verschiedenen bereits existierenden Muschel-Standorten gäbe, gälte es zu prüfen, ob es Bedingungen gibt, die einen späteren Einsatz der Muscheln verhindern oder den Erfolg vermindern würden.

Für den Vergleich von Artengemeinschaften werden verschiedene Indices verwendet. Im Anschluss an die Berechnung der Abundanzen pro Quadratmeter (= absolute Häufigkeit) wurden die Dominanzen ermittelt. Die Dominanz D_i ist die Anzahl der Individuen einer Art i geteilt durch die Gesamtanzahl N der Individuen einer Probe, also die relative Häufigkeit einer Art, bezogen auf die beprobte Fläche (Formel 5.3).

$$D_i = \frac{n_i \times 100}{N} \quad (\%) \quad \begin{array}{l} n_i = \text{Individuenzahl der Art } i \\ N = \text{Gesamtzahl der Individuen} \\ \text{in der Artengemeinschaft} \end{array} \quad (5.3)$$

Formel 5.3: Dominanz

Die Häufigkeiten lassen sich nach einer logarithmischen Einteilung in zwei große Gruppen gliedern, die Hauptarten und die Begleitarten (ENGELMANN 1978, Tabelle 5.9)

Nach dieser Einteilung war *Dreissena* an der Station VI in beiden Jahren eudominant und an der Station IV dominant. An Station VIII war *Dreissena* 1996 dominant, 1998

Tabelle 5.9: Einteilung der Dominanzklassen nach ENGELMANN (1978)

Dominanzklasse	Häufigkeit in %	
eudominant	32,0 – 100,0	Hauptarten
dominant	10,0 – 31,9	
subdominant	3,2 – 9,9	
rezedent	1,00 – 3,19	Begleitarten
subrezedent	0,32 – 0,99	
sporadisch	< 0,32	

eudominant. Die anderen Arten traten, falls *Dreissena* nicht eudominant war, in entsprechend hohen Dichten auf. Die Wandermuschel stellt in diesen Bereichen die Leitform der Lebensgemeinschaft dar.

Mit Hilfe verschiedener Indices wurde ein Faunenvergleich vorgenommen. Dabei wurde der Renkonen-Index (RENKONEN 1938), die Jaccard'sche Zahl (JACCARD 1901) und der Wainstein-Index (WAINSTEIN 1967) herangezogen.

Der Renkonen-Index, auch Renkonensche Zahl oder Dominanten-Identität genannt, ist ein Maß für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von zwei Artengemeinschaften. Die Berechnung erfolgte nach folgender Formel (alle Formeln nach MÜHLENBERG 1989):

$$Re = \sum_{i=1}^G \min(D_{Ai}, D_{Bi}) \quad (\%) \quad (5.4)$$

G = Anzahl der sowohl in Gebiet A als auch B auftretenden Arten

$\min(D_{Ai}, D_{B,i})$ = der jeweils kleinere der Dominanzwerte der Art i in den Gebieten A und B in %

Formel 5.4: Renkonen- Zahl (Vergleich der Dominanzen zweier Artengemeinschaften)

Die Jaccard'sche Zahl drückt die Artenidentität aus, also den Vergleich der Artenzahlen aus zwei Gebieten im Verhältnis zur Zahl der Arten, die in beiden Gebieten vorkommen (Formel 5.5).

$$JZ = \frac{G \times 100}{S_A + S_B - G} \quad (\%) \quad (5.5)$$

G = Anzahl der sowohl in Gebiet A als auch B auftretenden Arten

S_A, S_B = Anzahl der in Gebiet A bzw. B auftretenden Arten

Formel 5.5: Jaccard'sche Zahl (Prozentwert der Artenidentität zweier Gebiete)

Tabelle 5.10: Faunenvergleich der Muschelstationen im Kleinen Haff.
Re = Renkonen-Zahl, *JZ* = Jaccard'sche Zahl, *K_W* = Ähnlichkeitsindex nach Wainstein

Jahr	Station	<i>Re</i> (%)	<i>JZ</i> (%)	<i>K_W</i> (%)
1996	VI/VIII	71.50	57.14	40.85
1998	VI/VIII	67.63	54.17	36.63
1998	IV/VI	58.94	60.00	35.37
1998	IV/VIII	71.28	43.33	30.89

Re = Renkonen-Zahl (Maßzahl für die Übereinstimmung in den Dominanzverhältnissen von 2 Artengemeinschaften)

JZ = Jaccard'sche Zahl (Artenidentität = Zahl der in beiden Gebieten auftretenden Arten durch Summe der in Gebiet A und B vorkommenden Arten minus Zahl gemeinsamer Arten)

K_W = Ähnlichkeitsindex nach Wainstein (Berücksichtigung der Zahl der Arten und ihrer jeweiligen Häufigkeit)

Station IV wurde 1996 nicht untersucht.

Der Wainstein-Index schließlich ist das Produkt aus Renkonen-Index und Jaccard'scher Zahl. Er drückt ebenfalls die Ähnlichkeit zweier Artengemeinschaften aus, berücksichtigt dabei aber auch die jeweilige Häufigkeit der verschiedenen Arten (Formel 5.6).

$$K_W = \frac{Re \times JZ}{100} \quad (\%) \quad (5.6)$$

Re = Renkonen-Zahl

JZ = Jaccard'sche Zahl

Formel 5.6: Ähnlichkeitsindex nach Wainstein

Vergleicht man die Artenzusammensetzungen an den drei Muschelstationen IV, VI und VIII (Tabelle 5.10), so zeigt sich in beiden Untersuchungsjahren, dass Station VI (zentral im Kleinen Haff gelegen) und VIII (an der deutsch-polnischen Grenze) sich am ähnlichsten sind.

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse wurden die Ähnlichkeiten zwischen den Standorten mit Hilfe des Programmes „Cluster“ in Baumdiagrammen dargestellt. Dabei wird das average linkage-Verfahren angewendet (JONGMAN et al. 1987, HARTUNG & ELPELT 1995). In Abbildung 5.15 ist die Dominanten-Identität (Renkonen-Zahl) wiedergegeben. Dabei wird die Summe der geringeren Dominanzwerte von zwei an beiden Proben beteiligten Arten summiert (Formel 5.4). Diese Methode überbewertet die dominanten Arten.

Bei dem in Abbildung 5.16 gezeigten Mengenquotienten wird die Anzahl der in zwei Proben gemeinsam vorkommenden Arten verglichen mit der Anzahl der nur in Probe A bzw. nur in Probe B vorkommenden Arten. Dies entspricht der Jaccard'schen Zahl (Formel 5.5). Diese Art der Berechnung betont im ökologischen Vergleich die seltenen Arten.

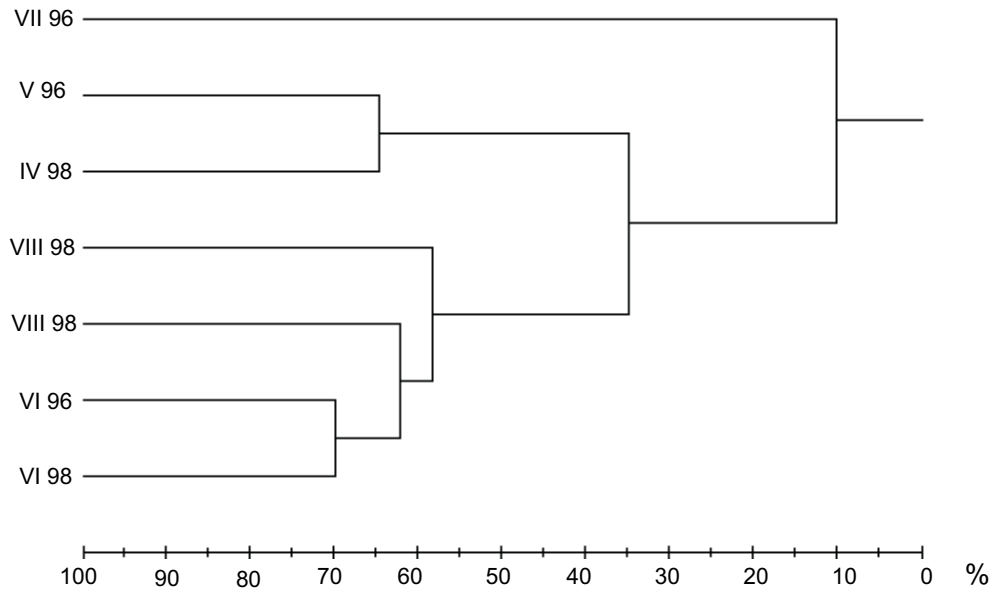


Abbildung 5.15: Dominantenidentität (Renkonen-Index), Vergleich der Probestationen IV, V, VI, VII und VIII in den Jahren 1996 und 98. Auf der x-Achse ist die Ähnlichkeit in % angegeben.

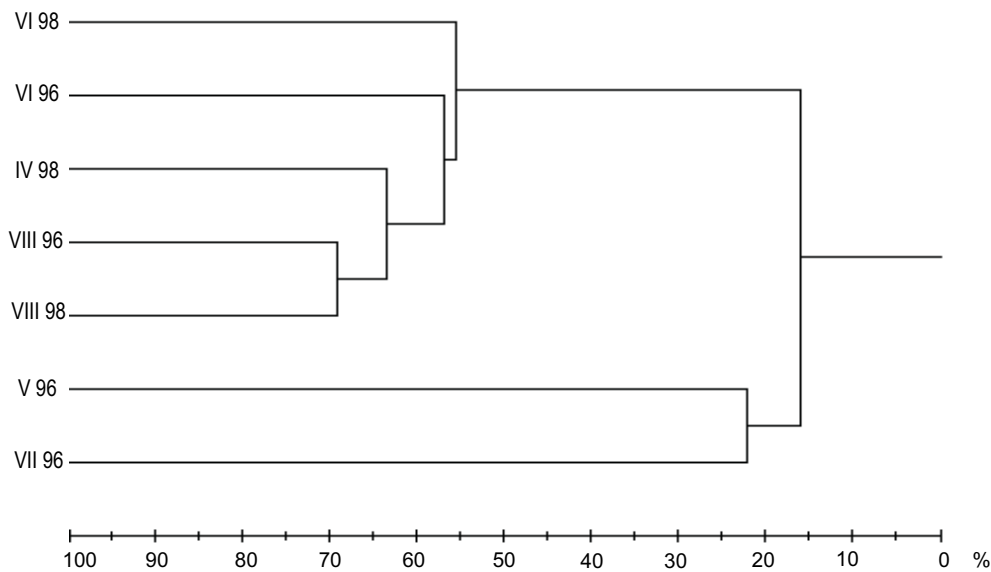


Abbildung 5.16: Artenidentität (Mengenquotient); Vergleich der Probestationen IV, V, VI, VII und VIII in den Jahren 1996 und 98. Auf der x-Achse ist die Ähnlichkeit in % angegeben.

Einen Ausgleich zwischen der Überbewertung der dominanten Arten durch die Dominantenidentität und der seltenen Arten durch den Mengenquotienten schafft der Wainstein-Index, bei dem die beiden genannten Indices multipliziert werden (Formel 5.6). Es wird deutlich, dass die Stationen VII (Sandbank, Repziner Haken) und V (Schlick, zentrales Becken) sich deutlich von den anderen Stationen absetzen.

Über die Jahre bleibt jedoch die Ähnlichkeit an den jeweiligen Stationen nicht immer

5.3 Populationsanalyse von *Dreissena polymorpha*

Die Population von *Dreissena polymorpha* im Kleinen Haff besteht aus mindestens 3-4 Jahrgängen. Dies lässt sich aus den graphischen Darstellungen der Schalenlängen erkennen (Abbildung 5.18, Abbildung 5.19, Abbildung 5.20). Hierzu wurden im Jahr 1996 622 Muscheln vermessen, 1998 814 und 1999 insgesamt 4206. Die Schalenlängen wurden dann in Gruppen von jeweils 2 mm eingeteilt (<2 mm, <4 mm, <6 mm usw.). Im April 1996 sind Peaks bei vier Schalenlängen zu sehen: bei 4 mm, 14 mm, 20 und 24 mm (Abbildung 5.18). Den größten Anteil stellen im Frühjahr die großen Muscheln; 65 % sind zwischen 20 und 28 mm lang. Sie sind wahrscheinlich 4 Jahre alt und hatten genug Zeit, genügend Speicherstoffe einzulagern, um den Winter zu überdauern. Immerhin 29 % der im April 1996 gefundenen Muscheln waren aber auch kleiner als 6 mm und damit noch juvenil. Auch diese müssen in der Lage gewesen sein zu überwintern. Die Lücke zwischen 8 und 12 mm weist daraufhin, dass diese Größenklasse vollständig vernichtet wurde, z.B. durch Fraß von Wasservögeln. Eine Bevorzugung von einjährigen Muscheln stellten STARK et al. (2002) im Bodensee fest. Dort wurden die Muschelbestände des Litorals im Winterhalbjahr zu über 90 % reduziert.

Im weiteren Verlauf des Jahres bis zum September 1996 stellen Muscheln mit der Schalenlänge um 6 mm den größten Anteil der Population. Es sind die 1996 neu entstandenen Jungmuscheln. Dies deutet auf einen kontinuierlichen Larvenfall hin. Es gibt also im Haff nicht nur eine definierte Fortpflanzungsperiode, sondern einen Zeitraum der Fortpflanzung über mehrere Monate. Untersuchungen des Zooplanktons im Haff zeigten, dass die Abundanzen an *Dreissena*-Veligern Ende Juli 1997 besonders hoch waren: bis zu 1,3 mio/m³ wurden nachgewiesen (A. LINDAU, mündl. Mitteilung). Auch die Jungmuscheln des vorangegangenen Jahres wuchsen rasch heran und füllten die „Größenlücke“ bis 14 mm wieder auf. Allerdings waren weiterhin auffallend wenige Muscheln in den Größenklassen zwischen 16 und 22 mm vorhanden. Dies könnte an dem Prädationsdruck liegen, der besonders auf mittlere Größenklassen wirkt.

Die vorhandenen Muscheln wachsen im ersten Jahr etwa 2–4 mm pro Monat. Besonders auffällig ist die Rechtsverschiebung der Kurve (also das Größenwachstum) von September bis Oktober 1996 (Abbildung 5.18). Die kontinuierlichen Messungen der GKSS zeigten, dass die Wassertemperaturen im Laufe des Septembers deutlich absanken (von 19 auf 11 °C) und sich dann in der ersten Hälfte des Oktobers auf ca. 11–12 °C hielten. Diese Bedingungen reichten aber offenbar aus, um den Muscheln ein gutes Wachstum zu ermöglichen. Offenbar war die Primärproduktion noch ausreichend, um den Energiebedarf der Muscheln zu decken. Sie sind außerdem ja nicht nur auf frisches Material angewiesen, sondern fressen auch Detritus. Die in kühlerem Wasser bessere Lösbarkeit von Sauerstoff im September könnte ein Vorteil für die Muscheln sein, der den Nachteil der womöglich bereits reduzierten Nahrungsmenge aufwiegt.

Im Jahr 1998 sah die Größenverteilung etwas anders aus (Abbildung 5.19). Drei eindeutige Peaks liegen bei 4, 12–14 und 26 mm, so dass auf jeden Fall 3 Jahrgänge vorhanden waren. Eventuell ist ein Jahrgang noch bei 16–18 mm auszumachen. Anders als 1996 ist die mittelgroße Fraktion (10–16 mm Schalenlänge) 1998 recht stark vertreten. Das bedeutet, dass wahrscheinlich mehr Muscheln in etwas größerem Zustand (ca. 6–10 mm) den

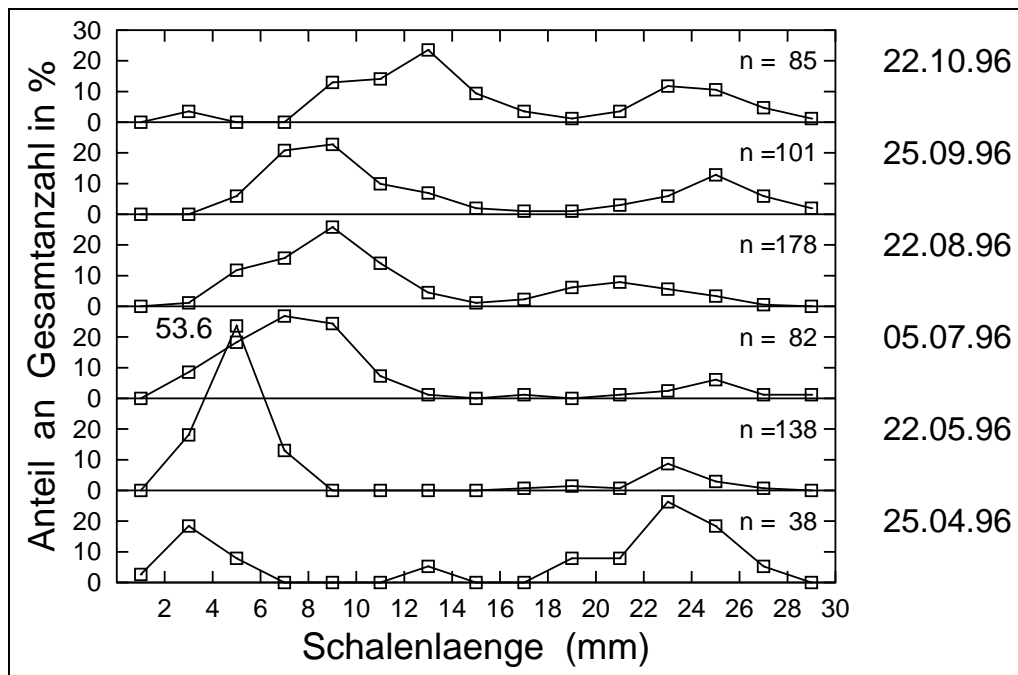


Abbildung 5.18: Schalenlängen von *Dreissena polymorpha* im Oderhaff im Verlauf des Jahres 1996, n=622.

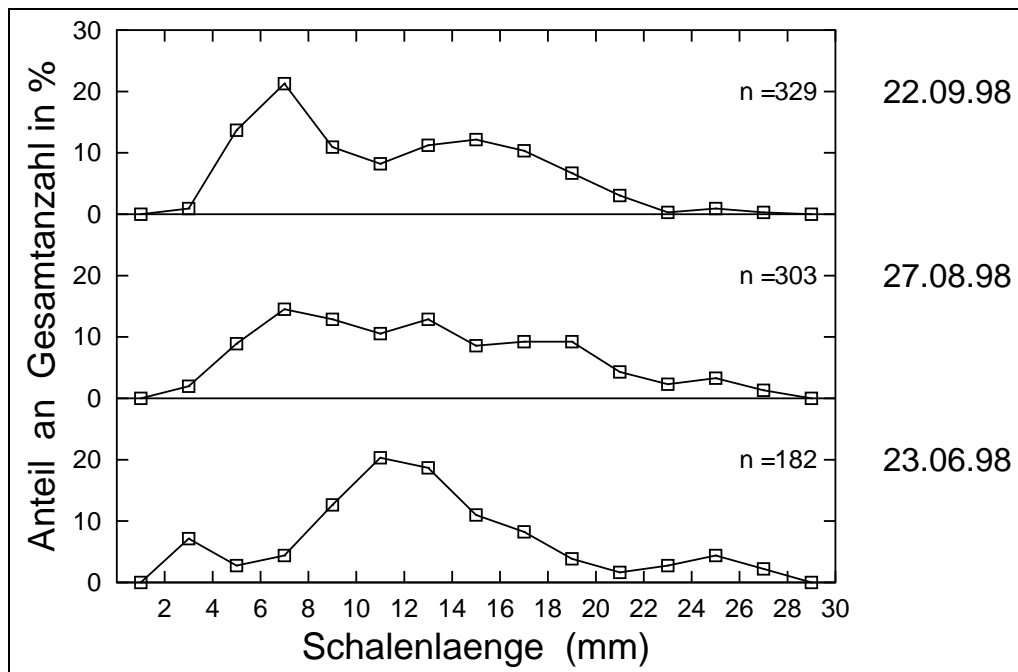


Abbildung 5.19: Schalenlängen von *Dreissena polymorpha* im Oderhaff im Verlauf des Jahres 1998, n=814.

Winter 1997/98 überdauert haben. Der Winter 1995/96 war außergewöhnlich kalt, das Haff war bis April eisbedeckt, dennoch haben in diesem Winter offenbar gerade die ganz kleinen Muscheln es geschafft, zu überwintern, während die mittelgroße Fraktion kaum nachzuweisen war (Abbildung 5.18). Im weiteren Verlauf von 1998 wird dann wieder der starke Nachschub an Jungmuscheln deutlich.

Bei der dritten großen Vermessung und Wägung von Muscheln aus dem Kleinen Haff im November 1999 wurden 132 Tiere individuell vermessen (Abbildung 5.20), die anderen

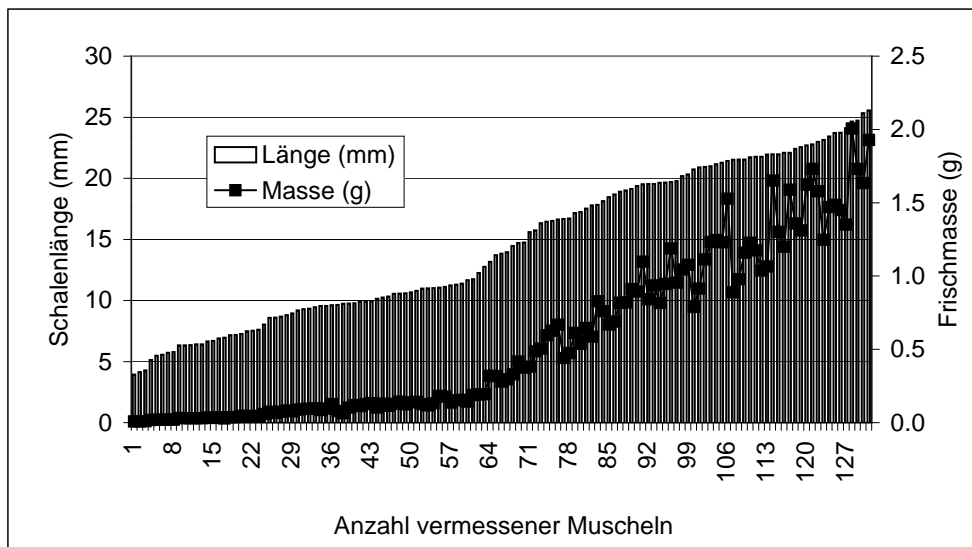


Abbildung 5.20: Schalenlänge und Frischmasse von 132 Wandermuscheln im Oderhaff (23.11.1999 vor Grambin, Kleines Haff).

4074 gruppenweise. Ordnet man die Schalenlängen der Größe nach, so lassen sich in etwa die Jahrgänge innerhalb der Population erkennen. Zwar gehen die Größen fast kontinuierlich ineinander über, es sind jedoch kleine Absätze bei ca. 8 mm, 12 mm, 16 mm, 19 mm und 24 mm zu sehen. Das heißt, dass die Muscheln im ersten Jahr bis zu 8 mm wuchsen und in den folgenden Jahren etwa 4 mm pro Jahr. Jedoch lässt sich bei *Dreissena*, anders als bei anderen Arten, der Schalenzuwachs nicht eindeutig dem Alter zuordnen (STAŃCZYKOWSKA 1977). Der Größenzuwachs ist am Anfang besonders groß und nimmt mit steigendem Alter ab.

Bei den juvenilen Muscheln (bis 8–9 mm Schalenlänge) liegt die Frischmasse (mit Schale) unter 100 mg. Nach Eintritt der Geschlechtsreife steigt die Frischmasse stark an (bis 500 oder 1000 mg). Die ganz großen und alten Muscheln erreichen schließlich Werte von über 2000 mg Frischgewicht pro Tier.

Der Anteil der Juvenilen an der Gesamtpopulation ist besonders im Sommerhalbjahr sehr groß; im Mai 1996 erreichte er 84,2 %. In Abbildung 5.21 sind jeweils die Anzahlen aller Muscheln mit weniger als 100 g Frischmasse summiert, weiterhin solche mit Frischmassen zwischen 100 und 500 g, zwischen 500 und 1000 g usw. Betrachtet man jedoch die tatsächlichen Gesamtmassen, so wird deutlich, dass trotz des geringen Anteils, den die großen (alten) Muscheln an der Gesamtpopulation haben, sie mit Abstand den größten Anteil der Biomasse stellen (Abbildung 5.22).

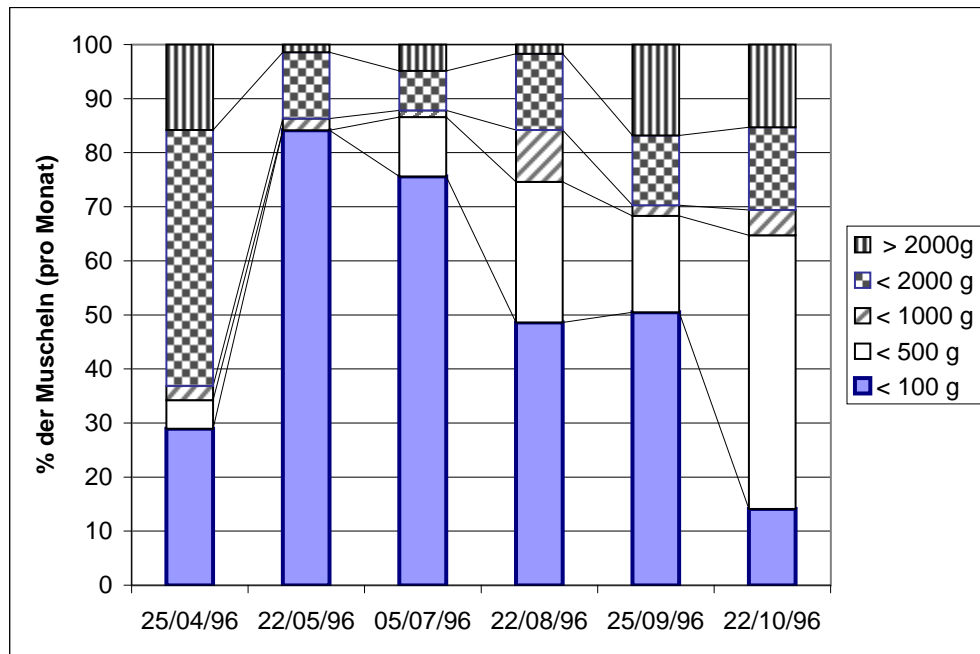


Abbildung 5.21: Prozent der Muscheln (Anzahl) in verschiedenen „Gewichtsklassen“: Im Sommer dominiert der Anteil der Juvenilen deutlich (bis zu über 80 % der Gesamtzahl)

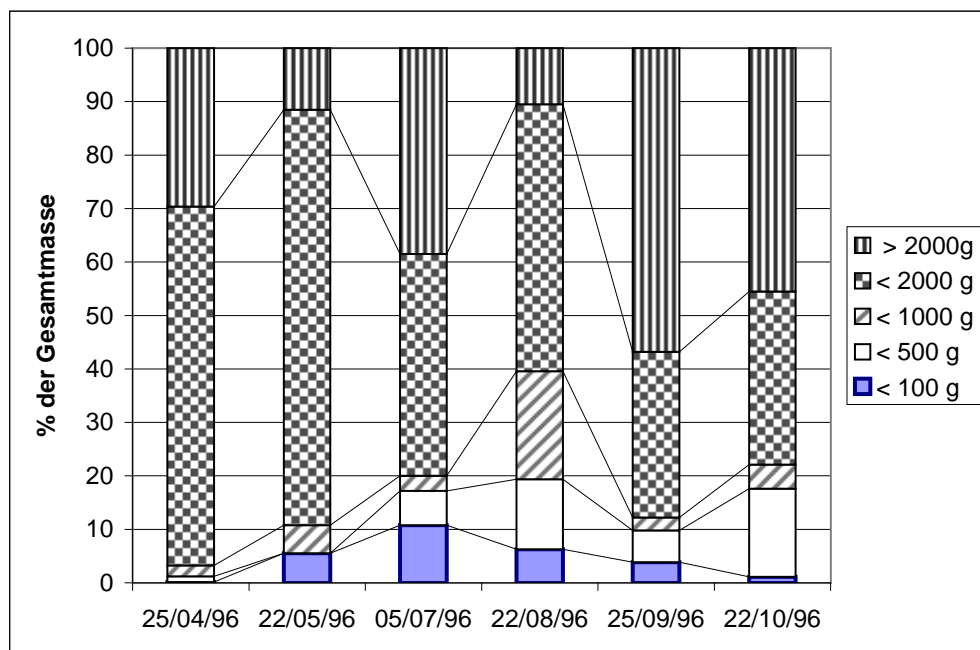


Abbildung 5.22: Gesamt-Frischmassen der verschiedenen „Gewichtsklassen“ von *Dreissena polymorpha*. Die großen Muscheln stellen trotz geringer Anzahl den größten Teil der Gesamtbiomasse.

5.4 Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* auf verschiedenen Materialien

Für eine gezielte Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* im Rahmen eines Küstenzonenmanagementplanes ist es wünschenswert, die genauen Präferenzen der Tiere zu kennen. Um zu prüfen, auf welchen Materialien und in welchen Tiefen sich die Larven von *Dreissena polymorpha* im Haff bevorzugt ansiedeln, wurden daher verschiedene Materialien (Holz, Steine, PVC, Muschelschalen, Fischereinetze) ausgebracht und nach 4 Monaten auf ihren Bewuchs kontrolliert.

Die in den Ansiedlungsexperimenten angebotenen Materialien waren nicht nur für die Larven der Wandermuscheln attraktiv, sondern auch für *Cordylophora caspia*, eine Brackwasser-Hydrozoenart, die in dichten Kolonien lebt. Die Platten, Rahmen, Steine usw. mussten daher sehr sorgfältig und unter Einsatz von Lupe und Binokular abgesehen werden, um auch die kleinsten Muscheln zu finden. Im Jahr 1999 wurden 2406 der insgesamt 8277 angesiedelten Muscheln unter dem Binokular mit einem Okularmikrometer vermessen. Die neu angesiedelten Muscheln hatten eine durchschnittliche Größe von 2,174 mm, die kleinste war 0,274 mm, die größte 6,175 mm lang (Abbildung 5.23). Nach ihrer Metamorphose von der Veligerlarve zur beschalteten Muschel wachsen die Muscheln während eines Sommers durchschnittlich etwa 2 bis 3 mm. Wenn sie sich schon früher im Jahr ansiedeln können, ist ein Größenwachstum bis ca. 8 mm Schalenlänge möglich. Im Winter erfolgt kaum ein weiteres Größenwachstum.

Vergleicht man alle in den Jahren 1998 und 99 eingesetzten Materialien, so wurde die höchste durchschnittliche Ansiedlungsdichte, 6388 Muscheln/m², auf den Netzen gefunden (Abbildung 5.24). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die besiedelbare Fläche pro Netz kleiner als 1 m² ist, da es nicht massiv ist, sondern aus Maschen besteht. Auch die

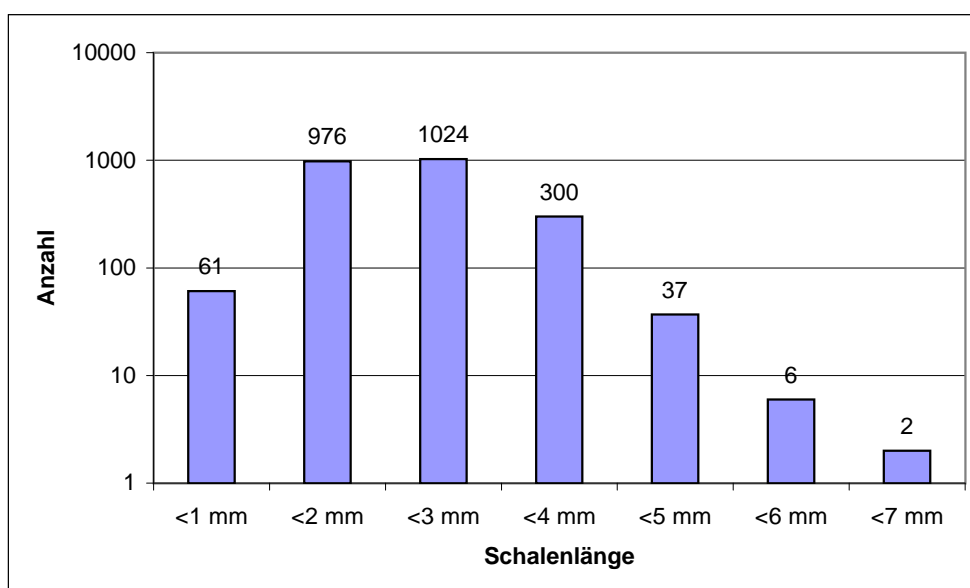


Abbildung 5.23: Länge und Anzahl der neu angesiedelten Muscheln auf den Platten im Oderhaff 1999. n=2406 (logarithmische y-Achse)

Tabelle 5.11: Varianzanalyse (ANOVA) zur Prüfung von Unterschieden in der Besiedlung verschiedener Materialien, Games-Powell post hoc Test. Abhängige Variable: Muscheln/m²

Material	Material	Mittlere Differenz	Standardfehler	Signifikanz
PVC	Holz	-2793,0029	433,5466	0,000
	Stein an Rahmen	-1988,4089	408,0579	0,000
	Steinkette	-1656,7463	526,9377	0,021
	Netz	-4858,7500	1074,1889	0,205

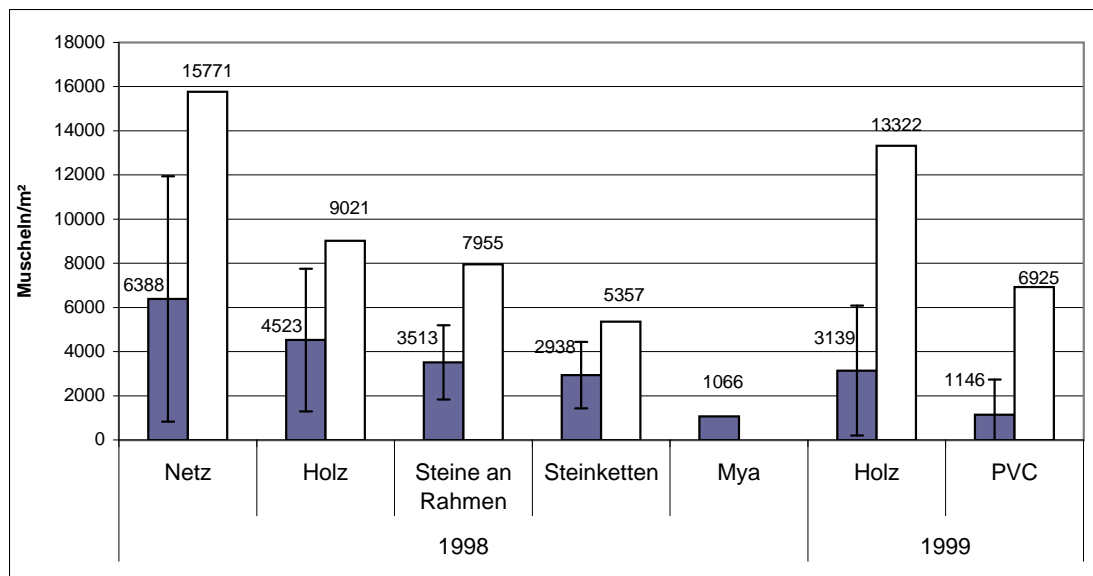


Abbildung 5.24: Mittelwerte mit Standardabweichungen (dunkle Säulen) und maximale Anzahl neu angesiedelter Wandermuscheln (helle Säulen) auf verschiedenen Materialien in den Jahren 1998 und 1999

maximale Besiedlungsdichte (Einzelwert) wurde auf Netz erreicht (15 771 Muscheln/m²). Holz und Steine wurden ebenfalls gut besiedelt, während PVC wenig attraktiv war. Dies könnte an der sehr glatten Oberfläche liegen. Weichmacher wie Phthalate dürften aus den sehr harten PVC-Platten nicht freigesetzt worden sein.

Bezogen auf die durchschnittliche Zahl neu angesiedelter Muscheln ergab sich folgende Rangfolge in der Attraktivität der Substrate: Netz > Holz > Steine > PVC > *Mya*-Muschelkette. In die statistische Analyse (SPSS 10.0) wurde die *Mya*-Muschelkette nicht miteinbezogen, da sie nur einmal verwendet wurde (keine Parallelen). Bei den anderen Substraten ergaben sich signifikante Unterschiede zwischen PVC und allen anderen Materialien (Varianzanalyse ANOVA, Games-Powell post hoc Test, $p < 0,05$, siehe Tabelle 5.11), d.h. PVC wurde signifikant schlechter besiedelt als Holz oder Steine. Zum Substrat „Netz“ ergab sich kein signifikanter Unterschied, jedoch lag dies an der verhältnismäßig geringen Anzahl an Netz- Parallelen ($n=8$) und der großen Standardabweichung (siehe Abbildung 5.24). Holz, Netze und Steine (sowohl die auf den Rahmen als auch in

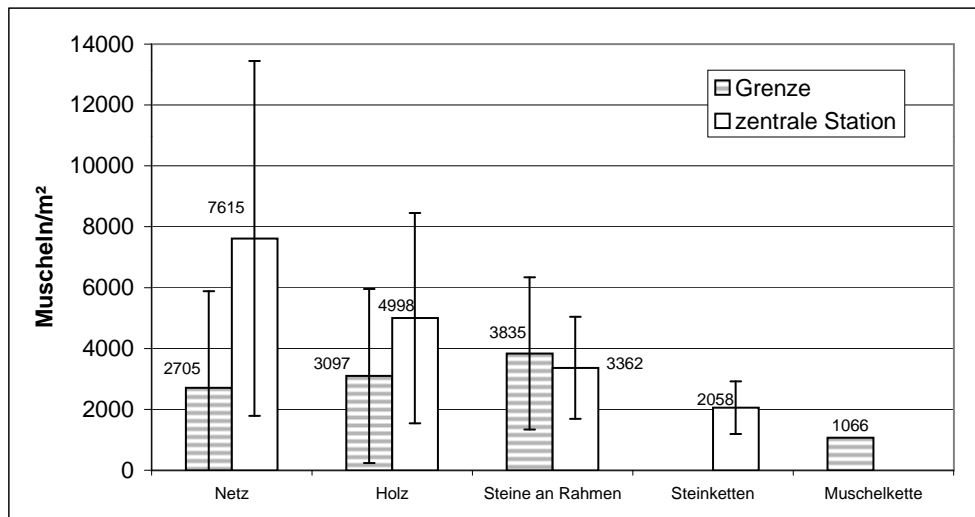


Abbildung 5.25: Vergleich der Besiedlung verschiedener Materialien im Jahr 1998 an der zentralen Station (Meta-Plattform) und an der Station Grenze. Die Substrate Steinkette (aus Backsteinen) und *Mya*-Muschelkette wurden jeweils nur an einer Station geprüft.

den Ketten) unterschieden sich nicht signifikant (ANOVA, Games-Powell post hoc Test, $p > 0,05$).

In beiden Jahren wurde die zentrale Station (Meta-Plattform) gegenüber den randlich gelegeneren Stationen bevorzugt, jedoch war dieser Unterschied nicht statistisch signifikant (t-Test, $p > 0,05$). Die Rangfolge in der Zahl der neu angesiedelten Muscheln war: zentrale Station > deutsch-polnische Grenze > westliche Station (Lage der Stationen siehe Abbildung 4.1). Eine Ausnahme bildeten die Steine an den Rahmen; auf ihnen hatten sich an der Grenzstation etwas mehr Muscheln als an der zentralen Station angesiedelt, der Unterschied war jedoch nicht sehr groß (Abbildung 5.25).

1999 war der Unterschied zwischen den Stationen besonders eklatant: Insgesamt 8277 Muscheln siedelten sich an den Platten der zentralen Station an (Meta-Plattform) an, während sich keine einzige an den (PVC-) Platten der westlichen Station festsetzte. Für die statistische Auswertung der Ergebnisse von 1999 wurde daher nur die zentrale Station berücksichtigt. An den von September bis November 1999 exponierten 12 Einzelplatten hatten sich insgesamt nur drei Muscheln festgeheftet (eine an der Unterseite einer horizontalen PVC-Platte, zwei an einer horizontalen Holzplatte (Unterseite und Seite)). Es gab also 1999 offenbar keinen späten Larvenpeak mehr, und die Mehrzahl der Larven hatte sich schon vor September angesiedelt.

Bevorzugt siedelten die Muscheln auf den Oberseiten der Materialien (beispielhaft dargestellt für die Steinketten in Abbildung 5.26). Insgesamt wurden die horizontal ausgerichteten Materialien signifikant stärker besiedelt als die vertikal ausgerichteten (ANOVA, Games-Howell post hoc-Test $p = 0,029$; siehe auch Abbildung 5.26 und Abbildung 5.27). Zwischen den Tiefen gab es keine statistisch signifikanten Unterschiede (ANOVA, Games-Howell post hoc-Test $p > 0,05$). Auch bei einer Einteilung der Ergebnisse in nur zwei Tiefenklassen (1,0–2,5 m und 3,0–4,0 m mit $n=212$ bzw. $n=209$ Fällen) ergaben sich

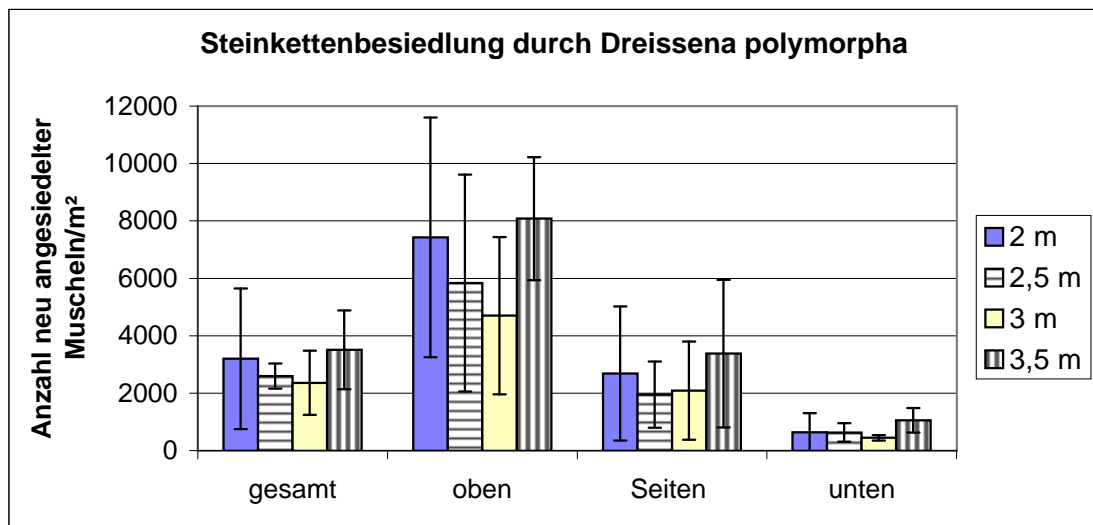


Abbildung 5.26: Muschel-Besiedlung (Mittelwerte und Standardabweichungen) der Backsteine an den Steinketten an der zentralen Station (Meta-Plattform) im Jahr 1998. Die Oberseite wurde besonders bevorzugt.

keine statistisch signifikanten Unterschiede in der Ansiedlung in einer bestimmten Tiefe (t-Test, $p = 0,283$).

Dass die Steine an den Rahmen etwas stärker besiedelt wurden als die Steinketten, könnte an der insgesamt größeren Fläche liegen, die die Rahmen bildeten. Die Chance, dort eine besiedelbare Fläche zu finden, war größer als auf den isolierten Steinen. Bei dem Substrat Holz gab es ebenfalls höhere durchschnittliche Ansiedlungsdichten, wenn die Gesamtfläche größer war: 1998 siedelten auf den 1m^2 großen Holzrahmen mehr Tiere pro Flächeneinheit an (4523 Muscheln/ m^2) als 1999 auf den 225 cm^2 großen Holzplatten (3139 Muscheln/ m^2).

Die Holzplatten waren etwas dicker als die PVC-Platten, so dass pro Platte rund 15 % mehr besiedelbare Fläche zur Verfügung stand. Dennoch war die Bevorzugung der Muscheln für Holz deutlich. Selbst wenn man zu den Ergebnissen der PVC-Platten noch 15 % addiert, liegen die Besiedlungszahlen deutlich unter denen für Holz (Tabelle 5.12).

Tabelle 5.12: Zusammenfassende Besiedlungszahlen der 1999 getesteten Materialien

Material	durchschnittliche Besiedlung (Muscheln/ m^2)	Standardabweichung (Muscheln/ m^2)
Holz horizontal (n=17)	5386	2733
PVC horizontal (n=18)	2126	1773
Holz vertikal (n=18)	1016	682
PVC vertikal (n=18)	165	114

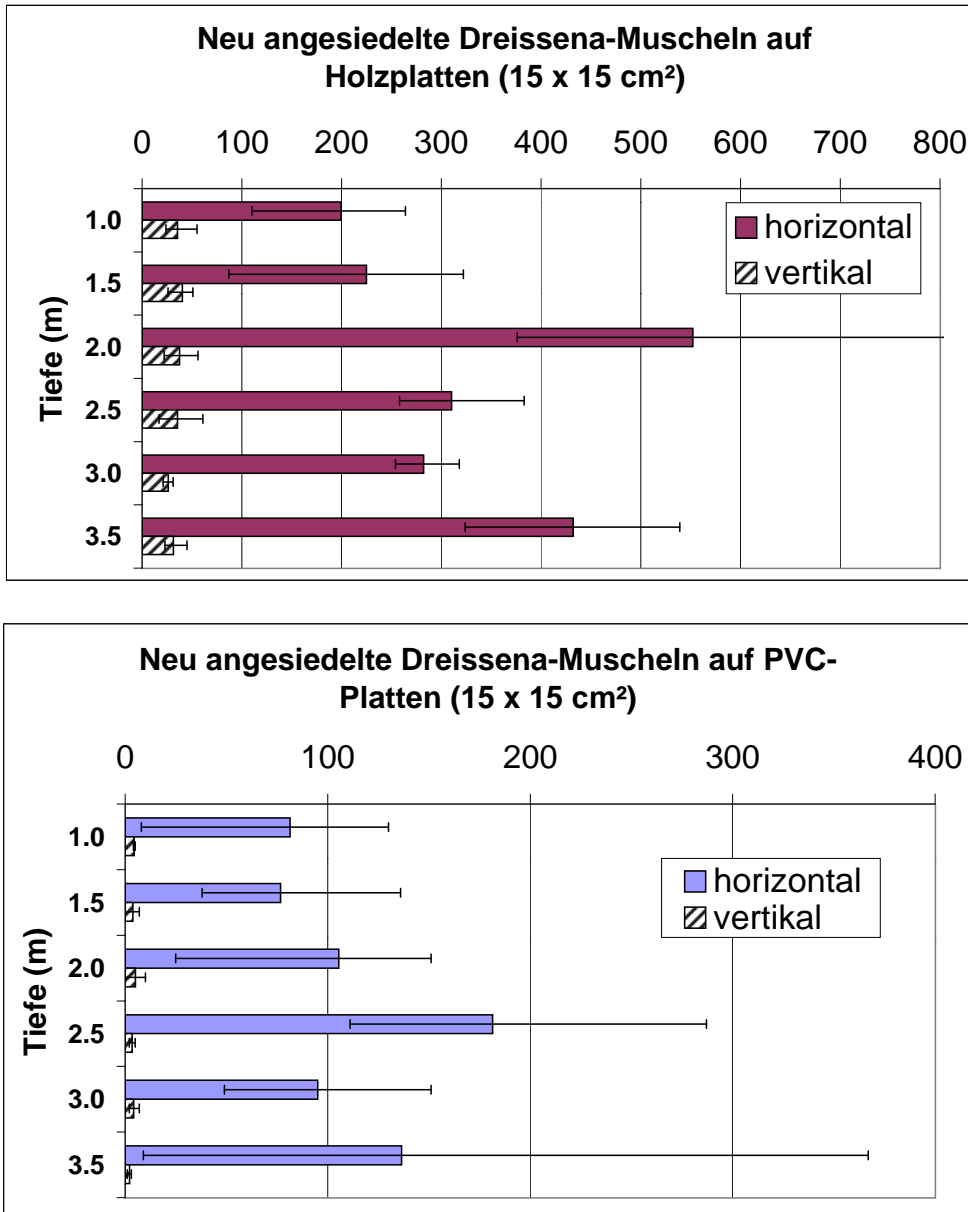


Abbildung 5.27: Besiedlung an der zentralen Station (Meta-Plattform) im Jahr 1999. Dargestellt sind Mittelwerte, Maxima und Minima ($n=3$ pro Material und Ausrichtung). Die horizontalen Holzplatten waren besonders attraktiv für *Dreissena*-Larven.

Die *Mya*-Muschelkette, die als „natürliche“ Oberfläche in 2 m Tiefe 1998 angeboten wurde, war offenbar nicht sehr attraktiv für *Dreissena polymorpha*-Larven. Die Gesamtfläche der *Mya*-Muscheln wurde abgeschätzt mit Hilfe der Gleichung für eine Ellipse. Die Ergebnisse wurden mit 2 multipliziert, um die Innen- und Außenfläche der Schalen zu berücksichtigen (Formel 5.7).

$$\text{Fläche } Mya\text{-Schale} = \text{Länge} \times \text{Höhe} \times 0,7854 \times 2 \quad (5.7)$$

Formel 5.7: Schätzung der Fläche der *Mya*-Muschelschalen (als potentielle Besiedlungsfläche für *Dreissena polymorpha*-Larven)

Bei einer zufällig ausgewählten Stichprobe von 50 *Mya*-Schalen (von insgesamt 622) wurde die Länge und Höhe gemessen. Diese Werte wurden in die Formel 5.7 eingesetzt; daraus ergab sich ein durchschnittlicher Wert von $1825,72 \text{ mm}^2$ pro Schale. Für die gesamte Muschelkette ergibt sich die Fläche von etwa $1,14 \text{ m}^2$. Es wurden 1211 neu angesiedelte *Dreissena*-Muscheln auf der *Mya*-Kette gefunden. Dies entspricht einer Besiedlung von $1066/\text{m}^2$.

5.5 Filtrationsleistung von *Dreissena polymorpha*

Die Ermittlung der Filtrationsleistung von *Dreissena polymorpha* im Oderhaff war wichtig, um den Einfluss der Tiere auf die Wasserqualität abschätzen zu können. Da die Art in erster Linie im Süßwasser lebt und ihre Verbreitungsgrenze bei etwa 5 PSU hat, ist ihre Aktivität im leicht brackigen Wasser schon etwas eingeschränkt. Die Filtrationsleistung der Muscheln wurde berechnet aus der Konzentrationsabnahme von verschiedenen Parametern, die jeweils vor und nach der Filtrationstätigkeit der Tiere gemessen wurden. Analysiert wurde in den Laborversuchen (geschlossenes System) die Trübung und die absolute Partikelanzahl sowie ihre Konzentration, bei den Freilandversuchen (Durchflusssystem) zusätzlich der Gehalt an Seston, Chlorophyll- a und organischem Kohlenstoff (TOC).

5.5.1 Filtrationsraten im geschlossenen System

Die Laborexperimente (in Plexiglas-Röhren oder Glas-Quadern mit 1,5 bzw. 2,2 l Wasser) wurden mit Hefezellen durchgeführt. Je 0,2 g Hefe wurden in den einzelnen Gefäßen gelöst, anschließend wurden regelmäßig Wasserproben genommen und auf ihren Trübungsgehalt hin untersucht. Der Vergleich mit der Eichkurve ergab die Konzentration (vgl. Kap. 4.5.1). Die Ausgangskonzentration lag etwa bei $12,8 \times 10^6$ Hefezellen/ml. In den Kontrollen ohne Muscheln sank die Konzentration aufgrund von Sedimentation der Hefezellen im Laufe des Experiments um durchschnittlich 23 %. Dieser Wert wurde daher von den Ergebnissen, die in den Parallelen mit Muscheln erzielt wurden, abgezogen.

Die Filtrationsleistung war temperaturabhängig: je höher die Temperatur desto größer die Anzahl zurückgehaltener Zellen (Abbildung 5.28). Eine Muschel mit 22–25 mm Schalenlänge filterte bei $13 \text{ }^\circ\text{C}$ $59,6 \times 10^6$ Hefezellen/h/l aus dem Wasser, bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$ wurden $193,5 \times 10^6$ Zellen/h/l und bei $25 \text{ }^\circ\text{C}$ $206,7 \times 10^6$ Zellen/h/l herausgefiltert.

Mit Hilfe der Formel 5.8 nach COUGHLAN (1969) lassen sich die individuellen Filtrationsraten berechnen. Dabei wurden die Werte für die 3 Parallelen mit Muscheln gemittelt und die Filtrationsraten für mehrere Zeitpunkte (1 h, 2 h, 4 h, 6 h, . . .) nach Versuchsbeginn berechnet. Diese Raten wurden dann wiederum gemittelt, um möglichst zutreffende Aussagen für die Filtrationsraten über einen längeren Zeitraum zu erhalten.

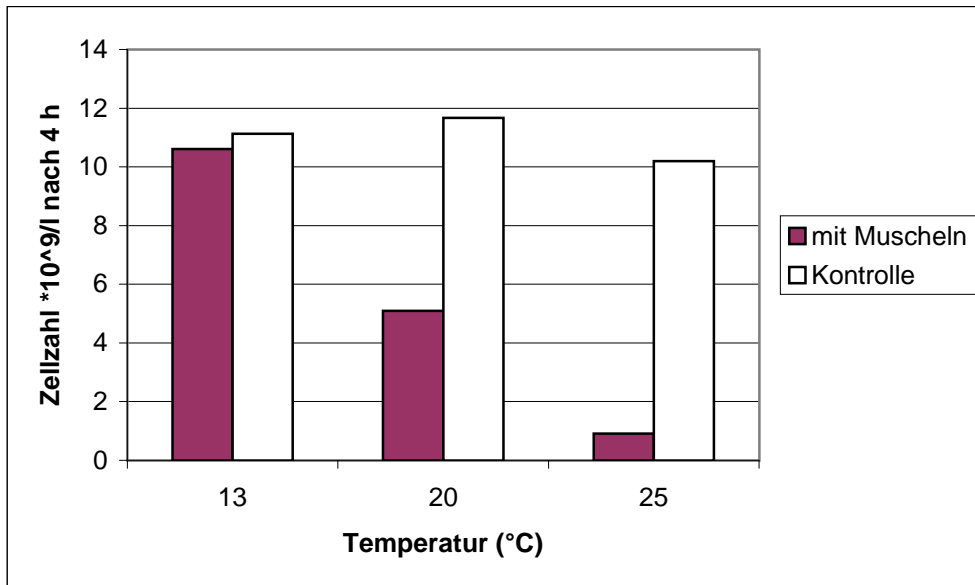


Abbildung 5.28: Filtrationsleistung von 10 Muscheln (22–25 mm Schalenlänge) bei verschiedenen Temperaturen in 1,5 l Haffwasser. Die dunklen Säulen stellen Mittelwerte aus 3 Messungen dar, die hellen Säulen sind die Kontrollen ohne Muscheln. Auf der y-Achse ist die verbleibende Zahl der Hefezellen im Wasser nach 4 Stunden dargestellt.

$$FR = \frac{V}{n \times t} \left[\ln \left(\frac{c_0}{c_1} \right) - \ln \left(\frac{c'_0}{c'_1} \right) \right] \quad (5.8)$$

FR = Filtrationsrate

V = Volumen der Suspension

n = Anzahl der Muscheln

t = Zeit nach Versuchsbeginn

c_0 = Anfangskonzentration im Ansatz mit Muscheln

c_1 = Endkonzentration im Ansatz mit Muscheln

c'_0 = Anfangskonzentration der Kontrolle (ohne Muscheln)

c'_1 = Endkonzentration der Kontrolle (ohne Muscheln)

Formel 5.8: Berechnung der individuellen Filtrationsrate nach COUGHLAN (1969)

Auch bei den auf diese Weise berechneten Filtrationsraten zeigte sich wieder die Temperaturabhängigkeit der Filtrationsleistung der Muscheln (Abbildung 5.29). Je höher die Wassertemperatur umso größer war die Filtrationsleistung.

5.5.2 Filtrationsraten im Durchflusssystem (Freilandversuche)

Für die Experimente im Durchflusssystem wurde das Haffwasser direkt verwendet. Mit Hilfe verschiedener Parameter (Seston, TOC, Chlorophyll, Trübung) wurde anhand der

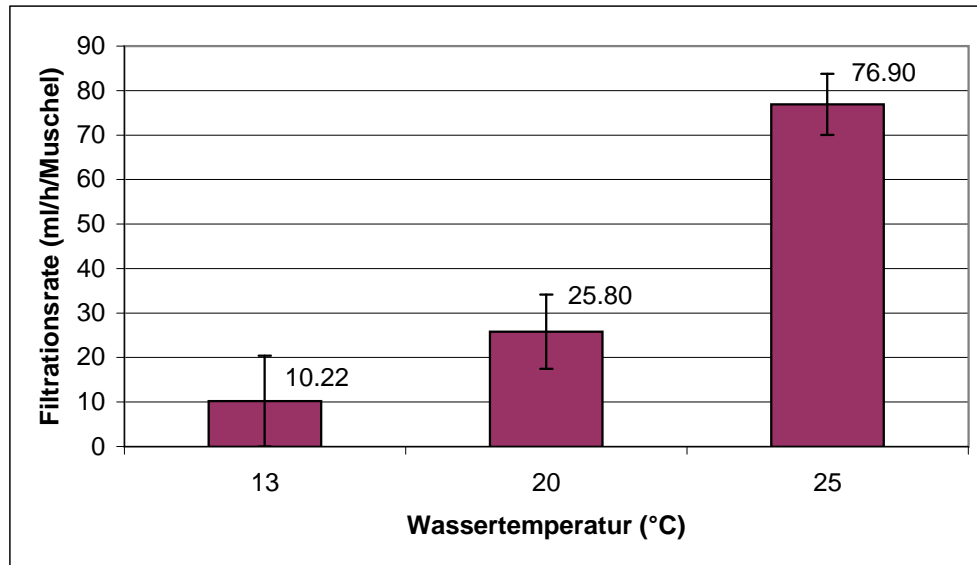


Abbildung 5.29: Individuelle Filtrationsleistung bei verschiedenen Temperaturen (Mittelwerte mit Standardabweichungen), berechnet aus den Filtrationsversuchen im geschlossenen System

Formel 5.9 aus 3 bis 10 Versuchsdurchläufen die individuelle Filtrationsrate errechnet. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Muscheln Algen und Detritus aufnehmen und sich daraus Änderungen in den genannten Parametern nachweisen lassen. Der Vergleich der Ausgangskonzentration (vor den Muscheln) und Endkonzentration (nach der Passage der Muscheln) ermöglicht es, die zurückgehaltenen Partikel und die prozessierte Wassermenge zu quantifizieren.

$$FR = \frac{c_0 - c_1}{c_0} \times \frac{v}{n} \quad (5.9)$$

FR = Filtrationsrate

c_0 = Anfangskonzentration

c_1 = Endkonzentration (nach Passage der Muscheln)

v = Strömungsgeschwindigkeit (108 l/h)

n = Anzahl der Muscheln

Formel 5.9: Berechnung der Filtrationsrate im Durchflusssystem

Bei 12 °C ergaben sich für Seston und Chlorophyll-a fast identische Filtrationsraten (Abbildung 5.30): $11,7 \pm 6,3$ bzw. $11,6 \pm 6,5$ ml/Muschel/h. Für TOC lag die individuelle Filtrationsrate bei $17,4 \pm 9,5$ ml/Muschel/h.

Bei 20 °C war die Filtrationsrate für Seston ähnlich hoch ($12,7 \pm 1,25$ ml/Muschel/h), für Chlorophyll lag sie höher ($21,6 \pm 4,3$ ml/Muschel/h); das Gleiche gilt, wenn man nur den organischen Teil des Sestons in die Berechnung einbezieht ($21,1 \pm 18,8$ ml/Muschel/h). Für den Parameter TOC war die Filtrationsrate bei 20 °C niedriger als bei 12 °C ($10,3 \pm$

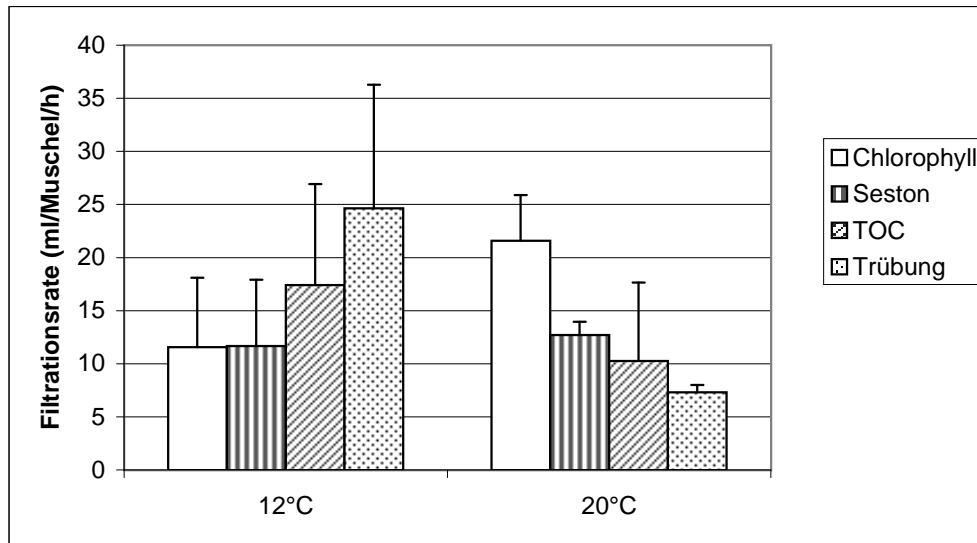


Abbildung 5.30: Individuelle Filtrationsraten (ml/Muschel/h) im Durchfluss-experiment, berechnet mit verschiedenen Parametern (Chlorophyll, Seston, TOC und Trübung) bei 12 und 20 °C (Mittelwerte mit Standardabweichungen)

7,4 ml/Muschel/h). Letzteres lässt sich dadurch erklären, dass sich TOC (total organic carbon) aus partikulärem und gelöstem organischen Kohlenstoff zusammensetzt. Offenbar haben die Muscheln bei 20 °C bevorzugt die partikulären Substanzen herausgefiltert, so dass der gelöste organische Kohlenstoff weiterhin im Wasser nachzuweisen war und scheinbar eine niedrigere Filtrationsrate vorlag.

Bei Verwendung des Parameters Trübung ergab sich bei 12 °C eine Filtrationsrate von $24,7 \pm 11,6$ ml/ Muschel/h, bei 20 °C hingegen nur $7,32 \pm 0,7$ ml/ Muschel/h.

Als Mittelwerte unter Berücksichtigung aller Parameter ergeben sich damit Filtrationsraten bei 12 °C von $16,3 \pm 6,2$ ml/ Muschel/h und bei 20 °C $13,0 \pm 6,1$ ml/ Muschel/h.

Somit wurden im geschlossenen und im Durchflusssystem ähnliche Filtrationsraten erzielt (im Temperaturbereich bis 20 °C rund 10–25 ml/h/ Muschel).

Die Muscheln im Durchflusssystem waren im Durchschnitt 18 mm lang. Unter Berücksichtigung von Formel 5.1 und Formel 5.2 läge ihre Frischmasse (inklusive Schale) bei 664,37 mg, ihre Trockenmasse bei 20,93 mg. Der Kohlenstoffgehalt (44,47 % der Trockenmasse)² läge bei 9,31 mg. Bezogen auf 1 g Kohlenstoffgehalt ergeben sich also Filtrationsraten von 1074–2686 ml/ gC/h.

Setzt man voraus, dass die Muscheln etwa 16,8 h pro Tag filtern (WALZ 1978), bedeutet dies eine Filtrationsleistung von etwa 168–420 ml/Muschel/Tag oder 18 bis 45 l/ gC/d (Tabelle 5.14).

Betrachtet man die tatsächlich aus dem Wasser gefilterten Mengen (clearance rate), so ergeben sich für TOC und Seston bei langsam an den Muscheln vorbeiströmendem Wasser Werte um 1 µg/l/Muschel (Abbildung 5.31). Entsprechend dem geringeren Aus-

²Die Angaben zu den Kohlenstoffgehalten von *Dreissena polymorpha* stammen von Dr. B. Günther (unveröffentlichte Daten).

Tabelle 5.13: Durchschnittlicher Gehalt des Haff-Wassers an organischem Kohlenstoff (TOC), Seston und Chlorophyll vor der Filterung der Muscheln

Temperatur (°C)	Chlorophyll ($\mu\text{g/l}$)	Seston (mg/l)	TOC (mg/l)
12	12,9	12,5	3,8
20	108,3	37,1	12,5

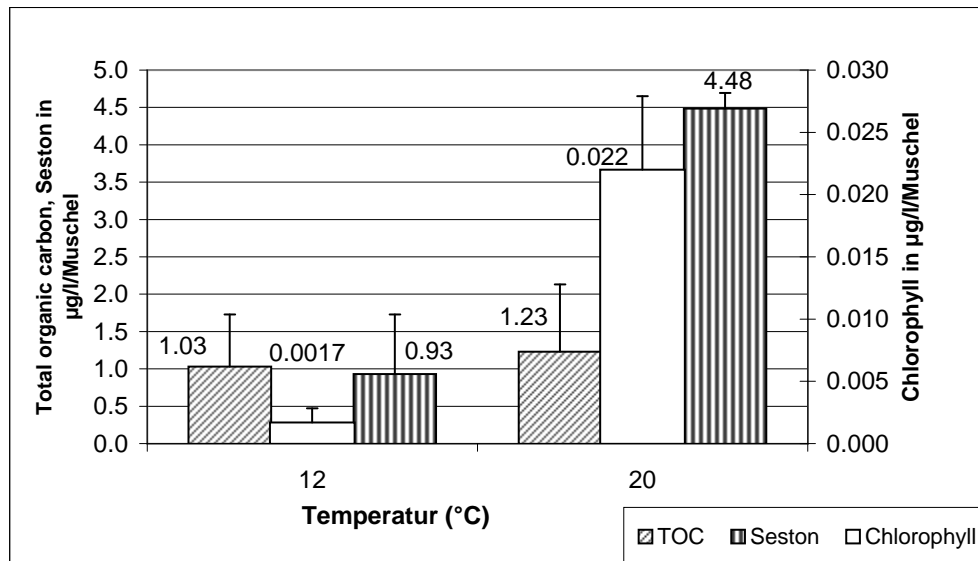


Abbildung 5.31: Individuelle „clearance rate“ (tatsächlich aus dem Wasser herausgefilterte Menge) bei 12 und 20 °C mit Standardabweichungen, ermittelt an den Parametern Chlorophyll (dargestellt auf der rechten y-Achse), Seston und organischer Kohlenstoff (linke y-Achse).

gangsgehalt an Chlorophyll (siehe Tabelle 5.13) lagen die Ergebnisse der herausgefilterten Menge an Chlorophyll etwa zwei Größenordnungen darunter und waren deutlicher temperaturabhängig: bei 12 °C waren es 0,0017 μg Chlorophyll/l/Muschel; bei 20 °C lag der Wert 13 mal so hoch, nämlich 0,022 μg /l/Muschel.

Der Vergleich der Gehalte an Chlorophyll, Seston und TOC vor und nach der Filtration der Muscheln zeigt, dass die Muscheln im Durchströmungsrohr rund 25 % des Nahrungsangebotes aufnahmen (Abbildung 5.32). Von Chlorophyll und Seston wurden bei 20 °C höhere Mengen zurückgehalten als bei 12 °C. TOC hingegen wurde bei 12 °C im Schnitt stärker reduziert als bei 20 °C. Allerdings war die Standardabweichung bei TOC auch sehr groß, so dass sich die herausgefilterten Mengen bei 12 und 20 °C nicht signifikant unterscheiden.

Bei einer mittleren Abundanz von 14557 Muscheln/ m^2 auf den Muschelbänken (FENSKKE & GÜNTHER, unveröffentlichte Daten 1996–99) werden bei 12 °C knapp 4000 l/ m^2 /d gefiltert. Die Summe der Fläche der *Dreissena*-Bänke im Kleinen Haff liegt etwa bei 38,5 km^2 (Mittelung der Ergebnisse von GÜNTHER (1998) und der auf Videountersuchungen basierenden Bestandserfassung von ANDRES (1993)); somit ergibt sich eine Filtrationsleis-

Tabelle 5.14: Filtrationsraten von *Dreissena polymorpha*, ermittelt anhand der Parameter Chlorophyll, Seston, Gehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) und der Trübung. Den Berechnungen liegen Muscheln mit einer durchschnittlichen Schalenlänge von 18 mm zugrunde (Frischmasse = 664,37 mg, Trockenmasse = 20,93 mg, C-Gehalt = 9,31 mg). Die Anzahl der verwerteten Versuchs-Parallelen ist in den dünngedruckten Zeilen wiedergegeben (n=7, n=9, n=10 usw.)

TEMPERATUR (°C)	CHLOROPHYLL	SESTON	TOC	TRÜBUNG
Stündliche Filtrationsrate pro Gramm Frischmasse der Muscheln (ml/gFM/h)				
n	7	9	10	10
12	17,40	17,57	26,18	37,10
n	3	3	10	3
20	32,47	19,11	15,45	11,02
Stündliche Filtrationsrate pro Gramm Trockenmasse der Muscheln (ml/gTM/h)				
12	552,33	557,59	831,13	1177,79
20	1030,54	606,63	490,30	349,74
Stündliche Filtrationsrate pro Gramm Kohlenstoff der Muscheln (ml/gC/h)				
12	1241,71	1253,53	1868,47	2647,80
20	2316,79	1363,77	1102,25	786,25
Filtrationsrate bei 16,8 h Filtrationsdauer pro Tag (ml/gC/d) (Aktivitätsangabe nach WALZ 1978)				
12	20860,68	21059,26	31390,38	44483,09
20	38922,04	22911,37	18517,83	13209,32
Tägliche Filtrationsrate pro Muschel (ml/Muschel/d)				
12	194,21	196,06	292,24	414,14
20	362,36	213,30	172,40	122,98

Durchschnittsberechnungen unter Berücksichtigung aller Parameter (FR = 16,32 ml/h/Muschel) und Jahresdurchschnittstemperatur von 12 °C Tägliche Filtrationsrate bei n Muscheln/m² (l/m²/d)			
n=10650	2919,85		
n=14557	3991,01		
n=23295	6386,65		
Jährliche Filtrationsleistung (km³/a) bei n Muscheln/m² im Kleinen Haff bei verschiedenen Muschelflächengrößen			
Flächengröße:	38,475 km ²	50,000 km ²	61,000 km ²
n=10650	41,005	53,287	65,010
n=14557	56,047	72,836	88,860
n=23295	89,690	116,556	142,199

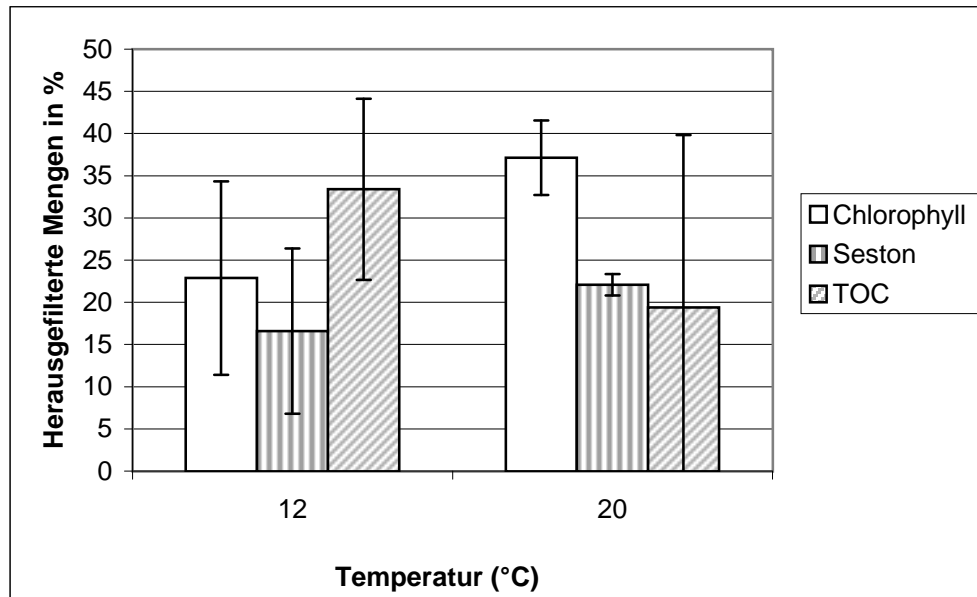


Abbildung 5.32: Filtration von *Dreissena polymorpha* im Durchströmungsrohr: Aus dem vorbeiströmenden Wasser herausgefilterte Mengen in % (mit Standardabweichungen); zur besseren Vergleichbarkeit wurden die Ergebnisse bei beiden Temperaturen für 1828 Muscheln berechnet.

tung von $56,05 \text{ km}^3/\text{a}$. Bei einem Volumen des Kleinen Haffs von $1,026 \text{ km}^3$ (BUCKMANN et al. 1998) könnten die Muscheln theoretisch das Wasser des Haffs mehrfach pro Jahr filtrieren (sie bräuchten ca. 7 Tage zur Filtration des gesamten Volumens). Könnte man die Muschelflächengröße auf 50 km^2 vergrößern, so wären die Muscheln bei der selben Dichte ($14557/\text{m}^2$) in der Lage, das Wasser des Haffs in 5 Tagen zu filtrieren. Bei 61 km^2 wären es 4 Tage. Praktisch wird jedoch nicht der gesamte Wasserkörper filtriert, da das Wasser nicht stagniert, sondern das Haff durchströmt oder an ruhigen Tagen ein Teil des Wassers über den Muschelbänken mehrfach filtriert wird. Das Wasser des Haffs stammt zum überwiegenden Teil aus der Oder, die einen durchschnittlichen Abfluss von ca. $17 \text{ km}^3/\text{a}$ hat, davon fließen etwa $3 \text{ km}^3/\text{a}$ aus dem Großen ins Kleine Haff (BUCKMANN et al. 1998).

5.6 Auswirkungen des pH-Wertes auf den Cilienschlag

Die Filtrationsleistungen der Muscheln werden durch die Cilien auf den Kiemen ermöglicht, die metachron schlagen und suspendierte Partikel weiterbefördern, bis sie von dem Verdauungstrakt der Muscheln aufgenommen werden können. Der Cilienaktivität ist Ausdruck des physiologischen Zustandes der Muscheln. Exemplarisch für verschiedene Parameter, die die Filtrationsleistungen der Muscheln beeinflussen können, wie Temperatur und Salzgehalt, wurde daher der Cilienschlag bei verschiedenen pH-Werten untersucht. Wie im Kapitel 5.1.3 ausgeführt, kann der pH-Wert bei hoher Primärproduktion stark steigen. Daher ist dieser Faktor für die Muscheln im Haff eine potentielle Gefahr, besonders in den Sommermonaten.

Bei den Cilien-Experimenten wurden zwei Populationen verglichen, eine aus dem Eriesee und eine aus dem Oderhaff. Als Kontrolle für die Versuche diente jeweils die Cilienschlagdauer in unverändertem Wasser aus den Ursprungsgewässern. Der natürliche pH-Wert des Eriesees lag bei 8,6, der des Kleinen Haffs bei 8,3.

5.6.1 Cilienschlag bei Muscheln aus dem Eriesee

In der Kontrolle (pH 8,6) schlugen die Cilien auf den Kiemen im Schnitt $1484,0 \pm 155,78$ min (*Dreissena polymorpha*) bzw. $1435,0 \pm 245,36$ min (*Dreissena bugensis*). Das entspricht etwa 24 h und 44 min, bzw. 23 h und 55 min.

Die beiden Arten *Dreissena polymorpha* und *Dreissena bugensis* reagieren etwa gleich auf die verschiedenen pH-Werte (vgl. Abbildung 5.33, Abbildung 5.34). Sehr niedrige pH-Werte führen sehr schnell dazu, dass das Schlagen der Cilien, wie es zum normalen Sauerstoff- und Nahrungstransport nötig ist, eingestellt wird. Bei pH-Werten, die höher als der natürliche Wert (8,6) waren, schlugen die Cilien normal lang (ca. 24 h). Die Zebramuscheln erreichten bei pH 6,5 und 8,6 eine etwas längere Cilienschlagdauer als die Quaggamuscheln. Der „Einbruch“ der Kurve bei pH 7,5 wirkt außergewöhnlich. Da mit 10 Parallelen gearbeitet wurde, kann es sich nicht um einen Artefakt handeln. Ein Grund für die beschriebene Veränderung ist gegenwärtig nicht erkennbar.

Die Kiemen der Tiere reagierten zum Teil recht unterschiedlich auf die pH-Werte. In Abbildung 5.35 ist die Kurve der Cilienschlagdauer mit Standardabweichungen dargestellt. Bei den absolut lebensfeindlichen pH-Werten 2 und 3 wurde von allen Tieren eine Schlagdauer von nur wenigen Minuten erreicht. Etwas höhere, saure bis neutrale pH-Werte (pH 4–7) hatten große Schwankungsbreiten der Cilienschlagdauer zur Folge. Hier muss die individuelle Kondition der Tiere als Erklärungsmöglichkeit herangezogen werden. Obwohl nur etwa gleich große Muscheln für die Experimente verwendet wurden, kann das nicht erkennbare unterschiedliche Alter der Tiere von Bedeutung sein. Es könnte sein, dass die Empfindlichkeit gegenüber unnatürlichen Bedingungen im Außenmedium im Alter steigt.

5.6.2 Cilienschlag bei Muscheln aus dem Oderhaff

Unter den gleichen Bedingungen schlugen die Cilien der Muscheln aus dem Oderhaff deutlich länger als die der amerikanischen Muscheln. Bei natürlichem pH-Wert (8,3) lag der Median der Schlagdauer bei $2591,7 \pm 98,12$ min, also 43 Stunden und 12 Minuten (Abbildung 5.36).

Bei den amerikanischen Arten wurde ab pH 6,5 bis pH 10,0 eine Schlagdauer erreicht, die bei etwa 21 Stunden lag. Das Plateau der europäischen Muscheln hingegen (von pH 6,0 bis 8,3) lag bei ca. 39 Stunden, d. h. die Kiemen schlugen fast doppelt so lange wie die der amerikanischen Muscheln. Die längste durchschnittliche Schlagdauer der Tiere aus dem Oderhaff (43 h 14 min) wurde bei pH 8,3 erreicht. Dies war der Kontrollwert (unbehandeltes Haffwasser), der zugleich dem Jahresmittelwert des Haffwassers entsprach. Jenseits von pH 8,3 nahmen die Schlagdauern wieder deutlich ab (pH 9: ca. 34 Stunden, pH 10: ca. 23 Stunden).

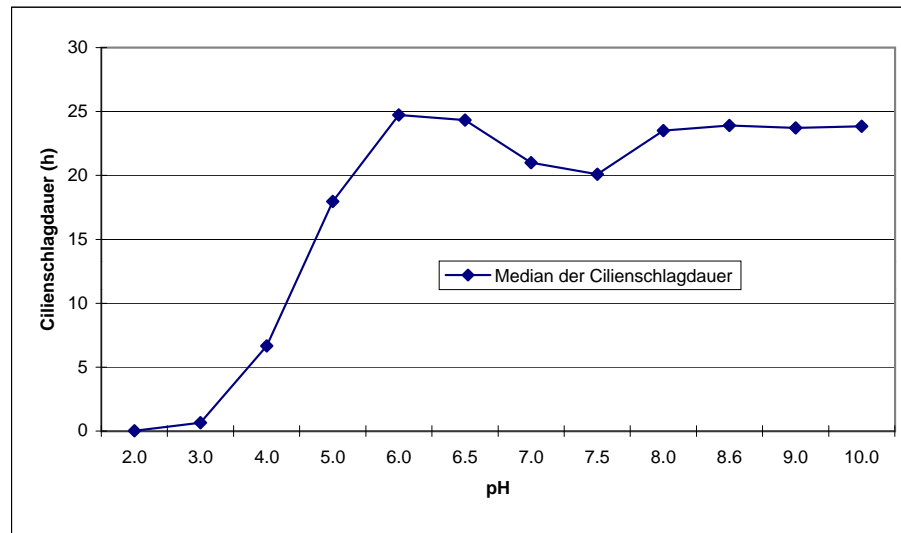


Abbildung 5.33: Median der Cilienschlagdauer von *Dreissena bugensis* (quagga mussels) bei verschiedenen pH-Werten. Der natürliche pH-Wert des Eriesees, aus dem die Muscheln stammten, lag bei 8,6. Es wurden je 10 Tiere pro pH-Wert geprüft. Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Standardabweichungen hier nicht dargestellt.

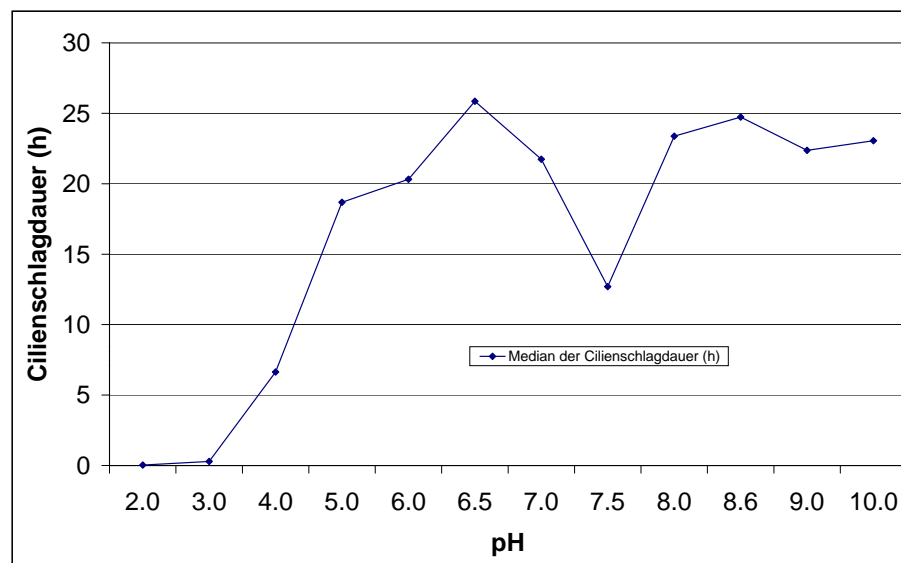


Abbildung 5.34: Median der Cilienschlagdauer von *Dreissena polymorpha* (zebra mussels) aus dem Eriesee bei verschiedenen pH-Werten (natürlicher pH-Wert lag bei 8,6). Es wurden je 10 Tiere pro pH-Wert geprüft. Zur besseren Übersichtlichkeit wurden die Standardabweichungen nicht dargestellt.

Das Wasser des Eriesees hatte einen pH-Wert von 8,6, jedoch wurden bei den amerikanischen Muscheln keine signifikanten Unterschiede der Schlagdauern zwischen pH 8,0 bis 10,0 festgestellt.

Wie bei den amerikanischen Muscheln (Abbildung 5.35) zeigt sich auch bei den Tieren aus dem Oderhaff die unterschiedliche Kondition der Muscheln. Teilweise unterscheiden sich die Schlagdauern bei einem pH-Wert um mehrere Stunden. Um diesen individuellen

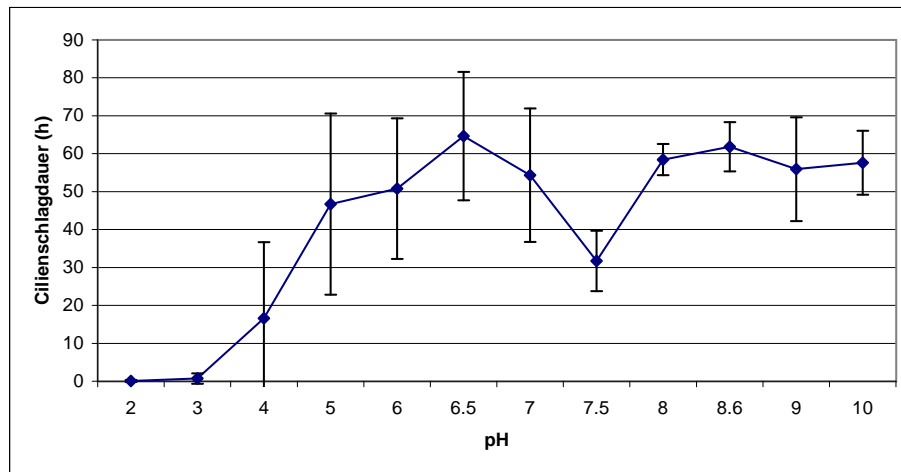


Abbildung 5.35: Cilienschlagdauer (Mittelwerte) bei *Dreissena polymorpha* (zebra mussels) aus dem Eriesee bei verschiedenen pH-Werten mit Standardabweichungen. Für jeden pH-Wert wurden 10 Parallelen gemessen.

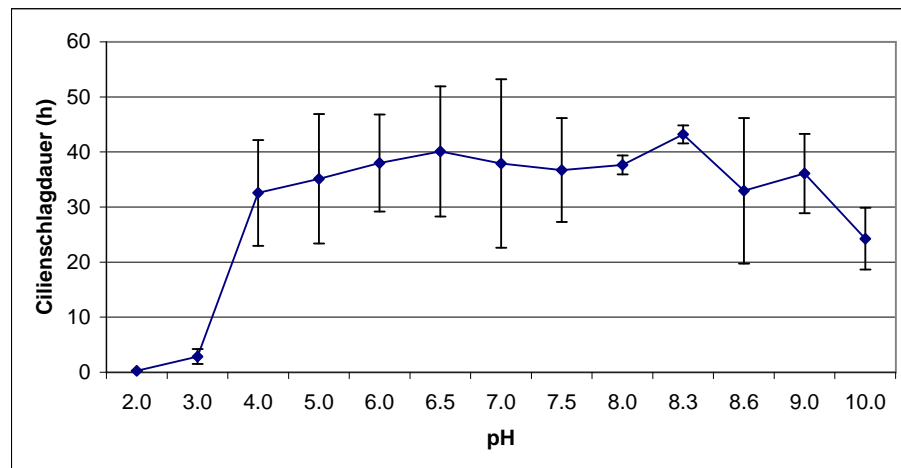


Abbildung 5.36: Cilienschlagdauer von *Dreissena polymorpha* (Mittelwerte) aus dem Oderhaff bei verschiedenen pH-Werten mit Standardabweichungen (natürlicher pH-Wert lag bei 8,3). Jeder Punkt stellt einen Mittelwert von 10 parallelen Versuchen dar.

Effekt aufzufangen, wurde mit 10 Parallelen gearbeitet (10 Muscheln pro pH-Wert). Sowohl bei den amerikanischen als auch bei den Haff-Muscheln trat das Phänomen auf, dass die Standardabweichungen um den Ausgangs-pH-Wert (8,6 bzw. 8,3) nur sehr gering waren. Das heißt, dass unter natürlichen Bedingungen jeweils 10 Tiere in ihrer Schlagdauer sehr ähnlich reagierten. Optimale Leistungen der Muscheln sind bei pH-Werten zwischen 8,0 und 8,3 zu erwarten.

Dieses Experiment mit isolierten Kiemenstücken der Wandermuscheln wäre geeignet als Test zur Prüfung biologisch wirksamer Substanzen.

Kapitel 6

Diskussion

Ausgangspunkt für die vorliegende Arbeit war die Frage, ob es möglich wäre, durch die gezielte Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* und der Ausnutzung ihrer Filterleistung die Wasserqualität des Oderhaffs zu verbessern. Nach dem neuesten verfügbaren GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999 gilt das Oderhaff weiterhin als polytroph bis hypertroph. Zwar sind die Nährstoffeinträge (insbesondere Phosphate) zurückgegangen, jedoch zeigen die Messgrößen Chlorophyll-a-Gehalt, Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefe kaum Anzeichen einer Verbesserung der Wassergüte. Einige Schwermetalle erreichen im Haff kritische Konzentrationen. Die Zielvorgaben für Zink und Cadmium in Schwebstoffen werden nach der LAWA-Richtlinie¹ überschritten. Gelegentlich werden auch organische Spurenstoffe nachgewiesen (z.B. Bromoform, Chloroform, 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure, Atrazin, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, PCB) (GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998/1999).

Von dem angestrebten „guten ökologischen und chemischen Zustand“, wie er als Zielvorgabe im Wasserhaushaltsgesetz (§25a) angestrebt wird, ist das Haff also noch weit entfernt.

In der vorliegenden Arbeit wurden zunächst wichtige Wasserparameter und die Makrozoobenthosgemeinschaften des Kleinen Haffs untersucht, um genaue Hintergrundinformationen über die derzeitige ökologische Situation zu erlangen. Das Makrozoobenthos ist besonders gut geeignet, den Zustand des Gewässers zu charakterisieren, da die Tiere nur existieren können, wenn die Bedingungen der Arten für einen längeren Zeitraum erfüllt sind.

In einem Ökosystem bestehen komplexe Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Faktoren. Die Zusammensetzung einer aquatischen Artengemeinschaft wird insbesondere vom Salzgehalt, der Sedimentbeschaffenheit (Korngröße, organischer Gehalt), Sauerstoffsättigung, Strömung und Ionenzusammensetzung des Wassers beeinflusst. Die Menge an photosynthetisch aktiver Strahlung (PAR) ist ein Parameter, der die Höhe der Primärproduktion bestimmt. Diese wiederum ist ein entscheidender Faktor für die Abundanz und Artenzusammensetzung der Fauna.

¹LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1956 als Zusammenschluss der für die Wasserwirtschaft und das Wasserrecht zuständigen Ministerien der Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland gebildet

Andererseits wirken aber auch die Organismen auf den Lebensraum ein und verändern abiotische Parameter, indem sie z.B. durch die Bioturbation sauerstoffreiches Wasser in das Sediment transportieren oder — im Fall der Muscheln — die Strömung beruhigen und selber sekundäre Hartsubstanz mit vielen Nischen und Verstecken bilden, in denen dann wieder andere Arten siedeln können (Egel, Oligochaeten, Schnecken, Gammariiden, Asseln, Chironomiden). *Dreissena polymorpha* ist daher eine Leitform und wirkt als „Bioingenieur“ (im Sinne von JONES et al. 1994, LAWTON 1994, REISE 2002b), da sie die Voraussetzung für die Besiedlung durch andere Tierarten schafft und vielfältige dynamische und komplexe Wechselwirkungen mit der Umgebung auslöst. Diese Tiergemeinschaften und ihre Zusammensetzung werden entscheidend durch die Trophie des Gewässers geprägt.

Dosis facit venenium.

Paracelsus

6.1 Ursachen und Auswirkungen der Eutrophierung

Es wird allgemein angenommen, dass die hohen Nährstoffkonzentrationen des Oderhaffs durch die Entwaldung des Einzugsgebietes vor ca. 600–700 Jahren (LAMPE 1998), Überdüngung der Felder und den Oberflächenabfluss ausgelöst wurden. Dies führte zur Eutrophierung und damit zu einer starken Zunahme der Primärproduktion. Der Begriff „eutroph“ wurde zuerst von WEBER (1907) für nährstoffreiche Moore verwendet, dann von NAUMANN (1919) auch auf Seen übertragen.

Bei der Beurteilung des Zustandes des Oderhaffs muss jedoch die natürliche Tendenz zur Eutrophierung der Küstengewässer berücksichtigt werden. Bereits vor dem Einsatz künstlicher Dünger gab es zeitweise Massenentwicklungen von einzelligen Grünalgen. BRANDT (1894/96) beobachtete, dass die außerordentlich zahlreich auftretenden Chroococcaceen (= Cyanobakterien) die Oberfläche des Haffwassers im September 1887 wie dünnflüssigen grünen Schleim erscheinen ließen. Dies könnte eventuell auch durch anthropogen erhöhte Einträge organischer Substanz ausgelöst worden sein, welche nach der Remineralisierung wieder Nährstoffe zur Verfügung stellten. Die hohe Primärproduktion wirkte sich auch auf den Fischreichtum aus: BRANDT (1906) berechnete für das Jahr 1892 den außergewöhnlich hohen Fangertag von etwa 100 kg pro Hektar.

BIANCHI et al. (1998) gehen sogar davon aus, dass schon vor 7000 Jahren Cyanobakterien-„Blüten“ in der Ostsee auftauchten, also seit die Ostsee brackig wurde. Diese Hypothese stützt sich auf den Nachweis fossiler Cyanobakterienpigmente, Diatomeen und $\delta^{15}\text{N}$ -Variationen in Sedimentkernen.

Die natürliche Tendenz zur Eutrophierung der Küstengewässer lässt sich durch ihre Lage am Ende der zuffließenden Flüsse und Bäche erklären. Auch ohne den menschlichen Einfluss sinken in den Bodden und Haffen aufgrund der Strömungsberuhigung nährstoffbeladene Partikel aus dem Wasser ab. Die Erhöhung der Nährstoffkonzentration jedoch wurde durch den Menschen drastisch verstärkt. BEUKEMA & CADÉE (1986) stellten für das Niederländische Wattenmeer im Zeitraum 1970–1984 eine Verdopplung der Biomasse des Zoobenthos und seiner Produktion fest. Im Oderhaff wurde ebenfalls eine Erhöhung

der Dichte und Biomasse der Makrofauna ermittelt; MASŁOWSKI (1993) verglich hierzu den Zeitraum von 1933–1992. Die meisten Taxa waren weiterhin vorhanden, es gab keine drastischen Veränderungen in der Zusammensetzung der Fauna. Jedoch wurde *Dreissena polymorpha*, die von WIKTOR (1959, 1963) noch in hohen Dichten nachgewiesen worden war, seit den 1990er Jahren im Hauptbecken des Großen Haffs nicht mehr gefunden. Steigende Abundanzen und Biomassen des Makrozoobenthos treten nur auf, wenn nicht Sauerstoffmangel oder Räuberdruck dem zunächst positiven Effekt entgegenwirken.

Bei Großmuscheln fand WEBER (2001) eine rückläufige Entwicklung bei starker Eutrophierung. Das Fehlen von *Dreissena polymorpha* im Großen Haff ist jedoch nicht zwangsläufig als Folge der Eutrophierung anzusehen, da es in anderen Langzeituntersuchungen (STAŃCZYKOWSKA 1977) auch große Populationsschwankungen gab, die nicht ohne weiteres auf die Eutrophierung zurückzuführen waren.

Ein kleiner Teil der eingeschwemmten Nährstoffe (etwa 2–5 %, LAMPE 1998) wird in den Sedimenten der Küstengewässer akkumuliert. Jedoch sind die Sedimente mittlerweile so stark angereichert, dass sie als sekundäre Quelle der Nährstoffeinträge in das Gewässer wirken. SCHIEWER et al. (1994) wiesen dies für die Darß-Zingster Boddenkette nach und stellten fest, dass interne Remineralisierungsprozesse die Hauptmenge an Nährstoffeinträgen liefern. Demgegenüber sind die externen Einträge gering. MEYER et al. (1998) kamen zu ähnlichen Ergebnissen für das Kleine Haff. Die P-Freisetzung aus dem Sediment wurde für den Sommer 1996 mit etwa 1,4 g P/m² berechnet.

Das Gewässer düngt sich also selbst, indem sedimentierte Schwebstoffe bei Sturm wieder aufgewirbelt werden und Phosphate durch Mineralisationsprozesse oder O₂-Mangelsituationen wieder freigesetzt werden. Auch die Aktivität der bodenbewohnenden Invertebraten (z.B. Oligochaeten, Chironomiden, Polychaeten), der Meiofauna und der Bakterien trägt zur Durchmischung des Sedimentes und zur Freisetzung von absorbiertem Phosphor bei. Phosphat wird mobilisiert, wenn die Sauerstoffsättigung 10 % unterschreitet. Bei deutlich weniger als 0,5 mg O₂/l wird PO₄³⁻ fast explosionsartig freigesetzt (FREVERT 1979, 1980, zit. nach SCHWOERBEL 1999). Selbst bei einem völligen Stopp der Nährstoffeinträge würden die gespeicherten Nährstoffe noch für eine jahrzehntelange weitere Düngung der Gewässer sorgen.

Probleme der Eutrophierung

Ein durch erhöhte Nährstoffzufuhr gefördertes Algenwachstum bedeutet mehr Nahrung für das Zooplankton und die „suspension feeder“ des Makrozoobenthos. Es führt in der Folge zu einer höheren Produktion von Biomasse bei den Konsumenten. Das Ökosystem könnte sich also einfach auf einem höheren Nährstoffniveau einpendeln. Doch es gibt auch negative Auswirkungen der Eutrophierung:

1. Kommt es zu einer Massenentwicklung der Algen, verbrauchen diese beim Abbau sehr viel Sauerstoff, so dass es besonders am Gewässergrund zu Sauerstoffdefiziten oder gar völligem Sauerstoffmangel kommen kann. Dies kann zu Massensterben bei den benthischen und epibenthischen Tieren, sowie zur Veränderung der Zusammensetzung der Fauna führen. Zwar kommt es kurzfristig meist schnell zu einer

Erholung, jedoch nur der robusten Arten. Schwerwiegende Auswirkungen auf das gesamte Nahrungsnetz und das Funktionieren der Gemeinschaft können die Folge sein (NORKKO & BONSDORFF 1996).

2. Eine erhöhte Primärproduktion der Algen führt zur Anhebung der Kompensations-ebene (Verringerung der Sichttiefe). Im Extremfall dringt nicht mehr genug Licht auf den Gewässergrund, so dass Makrophyten dort nicht mehr wachsen oder sich ansiedeln können. Damit wird die Artendiversität der Flora und Fauna deutlich verringert.
3. Im Kampf um die Nährstoffe kann es selbst bei erhöhtem Nährstoffangebot von Vorteil sein, wenn man nicht auf gelöstes Nitrat angewiesen ist, sondern Stickstoff aus der Luft aufnehmen kann, wie es für Cyanobakterien nachgewiesen wurde. Unter ihnen gibt es jedoch potentiell toxische Arten (z.B. *Microcystis aeruginosa*), deren Toxine andere Arten schädigen können – sogar den Menschen (BÖRNER 2001).
4. Der Prozess der Eutrophierung ist nur schwer umzukehren. NIENHUIS (1993) betont, dass gezeitenlose Gebiete besonders empfindlich gegenüber der Eutrophierung sind.

Eine Zunahme der Trophie wurde mittlerweile nicht nur für Seen belegt (z.B. STAŃCZYKOWSKA & LEWANDOWSKI 1993), sondern sogar für die gesamte Ostsee (CEDERWALL & ELMGREN 1980, SCHULZ et al. 1991). Während die Phosphorbelastung der Gewässer in den letzten Jahren durch die Einführung phosphatfreier Waschmittel (seit 1985) und den (Aus-)Bau von Kläranlagen stark zurückging, ist die Menge der eingetragenen Stickstoff-Verbindungen noch nicht rückläufig.

Die globale Produktion von fixiertem Stickstoff beläuft sich jährlich auf etwa 150 Millionen Tonnen (KAISER 2001). Dies entspricht dem Anderthalbfachen der natürlichen terrestrischen Menge an fixiertem Stickstoff. Der größte Teil des Stickstoff-Überangebots stammt aus künstlichem Dünger, ein weiterer aus fossilen Brennstoffen (Kohle, Öl, Erdgas).

Anders als Phosphorverbindungen wird Stickstoff überwiegend aus diffusen Quellen eingetragen. Sobald es regnet, gelangt Stickstoff über Bodenauswaschungen in die Oberflächengewässer. Auch über den Niederschlag gelangt viel Stickstoff auf die Flächen: HAMM (1996) geht von bis zu 30 kg/ha aus; ein großer Teil davon ist Ammonium, das aus gasförmigen Emissionen aus der Tierhaltung stammt (Jauche, Gülle, Silage).

Durch die interne Nährstofffreisetzung in den inneren Küstengewässern treten weiterhin hohe Chlorophyll-a-Werte auf (im Kleinen Haff bis 150 $\mu\text{g}/\text{l}$), große Phytoplankton-Biovolumina (bis 21,9 mm^3/l) und in der Folge geringe Sichttiefen (im Sommer z.T. nur 20 cm). Die als polytroph angegebene Gewässergüte des Kleinen Haffs (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1998/1999) ist die schlechteste Klassifizierung, die überhaupt vergeben wird (Stufe 5). Mit wenigen Ausnahmen haben die meisten anderen deutschen Küstengewässer der Ostsee eine bessere Wasserqualität.

6.2 Auswirkungen von *Dreissena* auf das Ökosystem

6.2.1 Beeinflussung der Trophie

In Nordamerika wurde *Dreissena polymorpha* erst 1985 eingeschleppt (HEBERT et al. 1989), daher lassen sich dort besonders gut Vergleiche der Ökosysteme vor und nach der Einführung von *Dreissena* vornehmen. Im Hudson River, New York, wurde *Dreissena* 1992 zum ersten Mal nachgewiesen. Dort wurde 1993 und 1994 ein Rückgang der Phytoplanktonbiomasse um 85 % festgestellt — von 30 mg/m³ auf weniger als 5 mg/m³ (CARACO et al. 1997). Andere wichtige Faktoren, die die Primärproduktion noch hätten beeinflussen können, wie z.B. die Strömungsverhältnisse, konnten nicht für den starken Rückgang verantwortlich gemacht werden. Die Nitratkonzentration war etwa gleich geblieben, die Phosphatkonzentrationen sogar gestiegen und die Lichtverhältnisse hatten sich verbessert.

Im westlichen Eriesee, wo *Dreissena* 1988 zum ersten Mal nachgewiesen wurde, stieg die Sichttiefe nach Etablierung der Muscheln auf das Doppelte (von durchschnittlich 1,30 m im Zeitraum 1984–86 auf 2,60 m in den Jahren 1990–92) (HOLLAND 1993).

Auch in der Saginaw Bay (Huron-See) stieg nach Einführung von *Dreissena* die Sichttiefe im Frühjahr und Sommer von etwa 1,40 m auf 3,00 m (FAHNENSTIEL et al. 1995). Dass der Trend im Herbst nicht so ausgeprägt war, lag vermutlich an erhöhter Trübung durch Winde, die das Wasser aufwirbelten. Der Einfluss der Muscheln an Stationen mit mehr als 4000 Individuen/m² bewirkte auch eine Reduzierung der Konzentrationen an Gesamt-Phosphor um 48 % und von Chlorophyll um 66 %. Mit Hilfe einer Modellierung für Lake Mendota fanden REED-ANDERSEN et al. (2000), dass selbst 500 Muscheln/m² schon das Phytoplankton reduzieren können. Voraussetzung dafür ist eine tägliche epilimnische Zirkulation.

Die aus dem Wasser herausgefilterte Phytoplanktonbiomasse steckt dann als „standing crop“ in den Muscheln und wird zum Teil zum Aufrechterhalten der Lebensfunktionen verwendet. Zunächst würde die Biomasse der Muscheln daher größer werden, je klarer das Wasser wird. Langfristig würde ein reduziertes Nährstoffangebot die Population wieder verkleinern und die Gesamt-Biomasse der Muscheln verringern.

6.2.2 Hochrechnung zu den Auswirkungen von *Dreissena* auf das Kleine Haff

Der geschätzte Größe des Kohlenstoffpools im Kleinen Haff lässt sich aus der Primärproduktion (Brutto-PP: 591 g C/m²a, Netto-PP: 177 g C/m²a) errechnen, von der die Produktion und Respiration des Makrozoobenthos (118,4 g C/m²a) und die Menge des sedimentierenden organischen Kohlenstoffs (ca. 19,4 g C/m²a) abgezogen werden müssen (Angaben nach WESTPHAL & LENK 1998, GÜNTHER 1998, MEYER et al. 1998). Dies ergibt einen Kohlenstoffüberschuss von 39,2 g C/m²a.

Weitere Komponenten des Ökosystems wie Fische, Makrophyten, Pilze und Hefen, sowie rastende Tauchenten haben nach LAMPE (1998) keinen nennenswerten Anteil am Kohlenstoffumsatz und werden daher nicht in diese Kalkulation einbezogen.

Hochgerechnet auf die Fläche des Haffs (277,3 km²) ergäbe sich ein Kohlenstoffüberschuss von 10870,2 t C/a. Nach MÜLLER (1988) können 38 % der Primärproduktion von den Primärkonsumenten assimiliert werden, die restlichen 62 % werden nicht verwertet (Bestandsabfall und Defäkation) Von dem Gesamt-Kohlenstoffüberschuss bleiben also 4130,7 t/a nutzbarer Kohlenstoff.

Das Makrozoobenthos auf den Muschelbänken erreichte in den eigenen Untersuchungen durchschnittlich 2066,1 g Frischmasse/m², dies entsprach 72,8 g Trockenmasse/m² oder 32,4 g C/m². Bei einer derzeitigen Muschelbank-Fläche im Haff von 38,5 km² entspräche dies einer akkumulierten Kohlenstoffmenge von 1247,4 t/a.

Außer für die Erzeugung der Biomasse (standing crop) benötigen die Tiere jedoch auch Kohlenstoff für die Aufrechterhaltung des Stoffwechsels, das Wachstum und die Fortpflanzung. Nach unveröffentlichten Daten von GÜNTHER werden im Haff ca. 18 % der aufgenommenen Energie als Biomasse akkumuliert und etwa 82 % für den Verbrauch benötigt.

Geht man davon aus, dass zusätzlich angesiedelte Muscheln 18 % des nutzbaren Kohlenstoffüberschusses (4130,7 t/a) in Biomasse umwandeln, so entspricht dies 743,5 t/a. Bei gleichbleibender Muschel-Dichte (14600 Ind./m²) wären dann zusätzlich 22,9 km² Muschelfläche nötig, um den Überschuss aufzubreuchen. Dies wäre eine Flächenvergrößerung um knapp 60 % (auf insgesamt 61,5 km²).

Eine gezielte Ansiedlung von *Dreissena* im Haff könnte neben der Vergrößerung der von Muscheln besiedelten Fläche auch eine Erhöhung der Muschel-Dichte pro Muschelbank zur Folge haben.

Die maximalen *Dreissena polymorpha*-Abundanzen im Haff gibt ANDRES (1993) mit 30000 Individuen/m² an, HENSEL (1994) fand maximal 41000 Ind./m². Bei einer erhöhten Muschel-Dichte von 24000 Ind./m² für die neu besiedelten Flächen würde eine Vergrößerung der Muschelbank-Flächen um 36 % auf 52,4 km² ausreichen, um den Kohlenstoffüberschuss vollständig zu verwerten.

Es könnte durchaus sein, dass durch die gezielte Ansiedlung von *Dreissena* die Muschelabundanzen auf allen Muschelbänken (nicht nur auf den neuen) steigen. Zudem werden auch andere auf den Muschelbänken lebende Filtrierer und Detritusfresser gefördert, so dass die Effekte auf das Phytoplankton und den Kohlenstoffüberschuss wahrscheinlich noch größer wären als die Hochrechnungen vermuten lassen.

Auch die Makrophyten, die sich bei verbesserten Lichtverhältnissen möglicherweise wieder stärker ausbreiten würden, könnten zusammen mit ihren Makrozoobenthosbesiedlern den Wasser-Reinigungseffekt noch weiter fördern.

Eventuell ließe sich die für deutliche Wasserqualitätsverbesserung benötigte Anzahl und Dichte von *Dreissena* in Computersimulationen ermitteln. Dabei müssten jedoch auch die Variationen der Primärproduktion, sämtliche Rückkopplungsmechanismen im Nahrungsnetz, sowie die bei mehr als 16 °C gleichbleibenden Respirationsraten der Muscheln (WIEGEMANN 1999) berücksichtigt werden.

6.2.3 Effekte von *Dreissena* auf Flora und Fauna

Untersuchungen der Fraßaktivität von *Dreissena* zeigten, dass die Muscheln nicht gleichmäßig Protozoen und Phytoplankton aufnahmen, sondern ihre Nahrung selektierten. Große heterotrophe Flagellaten wurden peritrichen Ciliaten gegenüber bevorzugt. Von den nanoplanktischen Phytoplankton-Gattungen wurden *Cryptomonas* und *Cyclotella* bevorzugt, während die dominante Cyanophyceen-Art *Microcystis aeruginosa* nicht signifikant reduziert wurde (LAVRENTYEV et al. 1995). Dies könnte zum einen daran liegen, dass *Microcystis* große gelatinöse Kolonien ausbildet, zum anderen wurden Substanzen bei *Microcystis* und auch *Anabaena* festgestellt, die inhibitorisch auf die Filtrationsaktivität des Zooplanktons wirken (HANEY et al. 1994). Auch BURGER (1995) berichtet von Acrylsäuren, Polyphenolen und anderen Hemmstoffen, die vom Phytoplankton (nicht näher spezifiziert) ausgeschieden werden, um sich gegen den Abbau durch Bakterien im Wasser zu schützen. Es ist nicht ausgeschlossen, dass diese Substanzen außer auf Bakterien auch auf andere Organismen wirken.

Die Fraßaktivität von *Dreissena polymorpha* in Bezug auf das Bakterioplankton ist ebenfalls selektiv: bevorzugt werden größere Bakterien ($>0,9 \mu\text{m}$) aufgenommen (COTNER et al. 1995). Welche Auswirkungen eine vergrößerte *Dreissena*-Population auf die qualitative Zusammensetzung des Phytoplanktons im Kleinen Haff hat, wäre eine weitergehende Untersuchung wert.

In der Saginaw Bay des Huron-Sees bewirkte die starke Vermehrung von *Dreissena* bessere Sichtverhältnisse und eine Steigerung der benthischen Primärproduktion. Die Phytoplanktongesellschaft wandelte sich jedoch von einer ehemals von einer Diatomeen-dominierten Gemeinschaft, zu einer, die durch filamentöse Grünalgen dominiert wurde (LOWE & PILLSBURY 1995). In der genannten Bucht sind jedoch andere Substrate als im Oderhaff anzutreffen, nämlich hauptsächlich Felsen oder größere Steine.

Die bei höherer Muschel-Populationsdichte zu erwartende größere Sichttiefe könnte dazu führen, dass auch Makrophyten sich wieder ansiedeln, die dann das Sediment weiter verfestigen und Nährstoffe binden. Zur Zeit gibt es im Kleinen Haff in Ufernähe kleine Restbestände von *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus*, *Ceratophyllum demersum*, *Elo-dea canadensis* und *Cladophora* sp. (GÜNTHER 2000, unveröffentlicht). Bei geeigneten Bedingungen wären diese Pflanzen durchaus in der Lage, sich weiter auszubreiten und damit ebenfalls das System in die Richtung einer geringeren trophischen Belastung zu bewegen.

STEWART & HAYNES (1994) untersuchten die Veränderungen in der Zusammensetzung des Makrozoobenthos an natürlichen steinigen Untergründen und künstlichen Riffen im Ontario-See. Dabei zeigte sich, dass nach der Invasion von *Dreissena* (1991–92) kein Taxon verdrängt worden war, das vorher (1983) an den Untersuchungspunkten nachgewiesen worden war. Auch die Zusammensetzung der Fauna hatte sich nicht wesentlich verändert. Die Gesamtabundanz der Nicht-*Dreissena*-Makroinvertebraten war 1991–92 aber signifikant höher. *Dreissena* stellte also einfach eine Ergänzung der vorhandenen Fauna dar. Bei weichen Sedimenten wirkt besonders die Struktur der Muschelklumpen mit den vielen Nischen förderlich auf andere Benthosorganismen. Selbst die Muschelschalen allein (ohne lebende Muscheln) ermöglichen einigen Taxa (Turbellaria, Amphipoda,

Hydrozoa), erhöhte Abundanzen zu entwickeln (BOTTS et al. 1996, HORVATH et al. 1999).

Für Unioniden und Margaritiferiden in nordamerikanischen Gewässern jedoch bedeuteten die sich massenhaft ansiedelnden Wandermuscheln eine ernsthafte Gefahr. Da die Dreissenen in ihrer Postveligerphase nach festem Substrat suchen, um sich anzusiedeln zu können, kommen ihnen auch die Muschelschalen von Großmuscheln gelegen. Bis zu 10700 Dreissenen fand man auf einer nicht näher bestimmten Großmuschel (SCHLOESSER et al. 1996). Es gibt in Nordamerika 297 Großmuschelarten, die potentiell alle von *Dreissena* besiedelt werden könnten (WILLIAMS et al. 1993). Ein dichter Bewuchs mit *Dreissena* verhindert, dass die „Wirtsmuscheln“ ihre Klappen ungehindert öffnen und schließen können, hemmt die natürliche Bewegung und reduziert drastisch die Nahrung, da beide Arten sich filtrierend ernähren.

Besonders in der ersten Phase der Etablierung neuer Populationen kann es zu massenhaftem Auftreten von *Dreissena* kommen. Bei europäischen Seen ist aber kein Fall bekannt, in dem Unioniden durch *Dreissena* vollständig verdrängt worden wäre; offenbar können die Arten koexistieren (KARATAYEV et al. 1997). Dies könnte bei ausreichendem Nahrungsangebot an der unterschiedlichen Lebensweise liegen: ARTER (1989) fand im Hallwiler See (Schweiz), dass die meist gänzlich eingegraben lebende *Unio tumidus* nur selten von *Dreissena* besiedelt war, während die teilweise eingegraben lebende *Anodonta cygnea* häufiger besiedelt wurde.

Im Oderhaff wurden bei den Probenahmen gelegentlich auch einzelne Exemplare von *Unio sp.* und *Anodonta anatina* gefunden. Sie waren z.T. mit *Dreissena* bewachsen, jedoch war der Befall längst nicht so stark wie bei den amerikanischen Muscheln. Wegen der hohen Eutrophierung des Haffs und der ausgedehnten schlickigen Sedimente ist es fraglich, ob der Unionidenbestand in Abwesenheit von *Dreissena* höher wäre. WEBER (2001) fand für *Anodonta anatina*, *A. cygnea* und *U. tumidus* im Ryck, dass die Jungtiere sich bevorzugt in der Flussmitte aufhielten, wo die Strömungsgeschwindigkeit am höchsten war (bis 0,4 m/s). Das Sediment hat dort den höchsten Sandgehalt und den niedrigsten organischen Gehalt (gemessen als Glühverlust). Solche sandigen Stellen sind im Oderhaff in den Randbereichen bis in etwa 2 m Tiefe zu finden und dort auch häufig mit *Dreissena* besiedelt.

Das Vorhandensein geeigneter Sedimente allein garantiert noch nicht das Vorkommen der entsprechenden Art: Die jungen Unioniden in WEBERS Untersuchung (2001) waren nicht an allen Probestellen mit hohem Sandgehalt und hoher Strömungsgeschwindigkeit stark vertreten. *Dreissena* als möglicher Konkurrent kam dort nicht vor. Zur Deutung der Zusammensetzung der benthischen Gemeinschaften müssen also stets abiotische und biotische Umweltfaktoren herangezogen werden und ihre Beziehung zueinander bzw. zu den untersuchten Muschelarten analysiert werden (z.B. Prädation, Konkurrenz, Anwesenheit von Wirtsfischen für die Larven, Eutrophierungsgrad, Nahrungsspektrum usw.).

Wichtig zur Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von *Dreissena* ist auch die Zusammensetzung der Population. Die Größenklassenverteilung hat einen enormen Einfluss auf die Konsumption der Muscheln und auf die Pseudofäzes-Produktion (YOUNG et al. 1996). Die Population im Kleinen Haff hat eine günstige Zusammensetzung. Jedes Jahr überwintert ein Teil der alten Muscheln und sogar einige noch nicht geschlechtsrei-

fe Tiere. Die Rekrutierung im Frühjahr und Sommer ist hoch und es überleben immer genügend Tiere das empfindliche Larvenstadium, so dass die Population insgesamt stabil ist.

Das Besondere an *Dreissena* ist, dass unterstützende Maßnahmen zur Ansiedlung dieser Art sich nicht nur auf *Dreissena* auswirken würden, sondern auch vielen anderen Arten, wie z.B. Oligochaeten, Egel, Asseln, Gammariden, Schnecken usw. neuen Lebensraum bieten würden.

6.2.4 Auswirkungen von *Dreissena* auf anthropogene Strukturen

Die Wandermuschel wurde oft als lästiger Eindringling bezeichnet, als Störenfried, der Wasserleitungen zusetzte und mit allen Mitteln bekämpft werden sollte. Aus der Sicht von Kraftwerksbetreibern, Trinkwasseraufbereitern oder Badestrandnutzern mag dies verständlich sein. Andererseits ist es auch leicht einzusehen, dass die Dreissenen gern Bereiche besiedeln, in denen sie festen Untergrund finden, wo sie vor Feinden geschützt sind und stets frisches Wasser zugeführt bekommen!

Anthropogene Strukturen müssen deshalb, wenn sie nötig sind, mit geeigneten Methoden geschützt werden. Zur Bekämpfung von *Dreissena* wurden bereits fast alle erdenklichen Techniken erprobt, sie reichen von mechanischem Abkratzen über physikalische Methoden (Ultraschall, UV-Strahlung, Elektroschock) bis zu chemischer Bekämpfung (Chlor, Brom, Ozon, Wasserstoffperoxid, Kaliumpermanganat, Ammoniumnitrat, Aluminiumsulfat oder Salze). Ausführliche Beschreibung der Techniken und ihrer Effekte finden sich bei BREITIG (1965) und CLAUDI & MACKIE (1994). Auch die getrockneten Beeren der afrikanischen Pflanze *Phytolacca dodecandra* erwiesen sich für begrenzte Räume wie Zuleitungsrohre in Wasserkraftwerken als geeignetes, biologisch abbaubares Molluskizid (LEMMA et al. 1991). Meist werden verschiedene Methoden zu einem erfolgreichen Gesamtprogramm kombiniert. Dabei sollte jedoch nicht die Art an sich verteuft werden. Im Gegenteil: Die Filtrationsleistung von *Dreissena* vermag sauberes und klares Wasser zu schaffen, eine Fähigkeit, die schon 1971 von KLEE für den Bodensee beschrieben wurde. Zumindest in Europa wird deshalb die Möglichkeit des Einsatzes von *Dreissena* zur Renaturierung diskutiert (REEDERS & BIJ DE VAATE 1990).

6.3 Filtration von *Dreissena polymorpha*

6.3.1 Definitionen

Die **Filtrationsleistung** oder Filtrationsrate bezieht sich auf ein einzelnes Tier (individuelle Filtrationsleistung) oder mehrere Tiere (dann z.B. bezogen auf einen Quadratmeter Substrat, das die Muscheln besiedeln). Physikalisch ist Leistung P definiert als Arbeit W , die ein Körper in einer Zeit Δt verrichtet ($P = W/\Delta t$), gemessen in der Einheit Watt (1 Watt = 1 J/s). In der vorliegenden Darstellung wird unter Filtrationsleistung die von den Muscheln gefilterte Wassermenge verstanden (Volumen pro Zeiteinheit).

Die **Filtrationsaktivität** bezieht sich auf das Verhalten der Muscheln im Tagesverlauf, also ob sie tatsächlich aktiv filtern oder gerade die Schalen geschlossen halten. Dies ist bei Hochrechnungen über Tages- oder gar Jahresfiltrationsleistungen zu berücksichtigen!

Im Gegensatz dazu bezeichnet die **clearance rate** den Anteil der Partikel, der tatsächlich aus dem Wasser herausgefiltert wird im Verhältnis zur prozessierten Wassermenge (HORGAN & MILLS 1997).

Alle drei Aspekte werden unter dem Begriff Filtration zusammengefasst.

6.3.2 Messung der Filtration

Versucht man, die Experimente zur Messung der Filtration möglichst realitätsnah zu gestalten, z.B. durch den Einsatz lebenden Futters wie Cyanobakterien, Algen, Hefezellen, kleinen Zooplanktonorganismen o.ä., so besteht in stationären Experimenten die Möglichkeit der Reproduktion dieser Beuteorganismen, so dass die Filtrationsrate unterschätzt werden könnte. Daher wurden von einigen Autoren künstliche Partikel eingesetzt, z.B. Graphit (MORTON 1971), Polyethylenglycol, Inulin, Dextran (DIETZ & BYRNE 1997) oder auch Plastik Kügelchen (LEI et al. 1996). Dies birgt die Gefahr, dass die Muscheln diese Partikel eventuell weniger gern aufnehmen oder schneller wieder ausstoßen. Die berechnete Filtrationsrate wäre dann vielleicht mathematisch korrekt, sagte aber nichts über die tatsächliche Filtrationsrate im Habitat aus.

Andere Experimentatoren entwarfen Apparaturen, in denen Muscheln fest eingespannt waren und der Ein- und Ausstrom getrennt abgesaugt wurde (MØHLENBERG & RIISGÅRD 1978). FAMME et al. (1986) maßen die Pumprate von *Mytilus edulis*, indem sie die Muschel in eine Silikonmembran mit Schlitz einspannten, die zwei Kammern in einem 5 Liter-Aquarium trennte. An der Membran war eine Halterung mit Tischtennisball angebracht. Dieser wiederum drückte an einen Spiegel, auf den ein Laserstrahl gerichtet war. Die Druckdifferenz, die beim Ausstoßen des Wassers aus der Muschel entstand, bewirkte, dass der Tischtennisball den Spiegel bewegte und den Laserstrahl auf einer 8 m entfernten Skala um eine bestimmte Entfernung ablenkte. Diese Auslenkung war dann proportional zur Pumpleistung.

Zwar können sich die Wandermuscheln in ihrem natürlichen Habitat auch nicht immer frei bewegen, da sich z.B. andere Artgenossen auf ihnen festgesetzt haben, jedoch scheint es fraglich, ob eine einzeln eingespannte Muschel in einem kleinen Wasserreservoir tatsächlich noch ihre natürliche Filtrationsleistung zeigt (und wenn ja, nach welcher Akklimatisationszeit?).

In der vorliegenden Untersuchung sollten daher die natürlichen Gemeinschaften der Muscheln möglichst wenig gestört werden.

Im Durchströmungsrohr konnten zum einen größere Muschelklumpen (insgesamt bis zu 3500 Tiere) verwendet werden, zum anderen konnte stets frisches Haffwasser zugeführt werden. Somit hatten die Tiere im Experiment genau das Nahrungsspektrum, das sie auch natürlicherweise haben.

Das Haffwasser enthält außer den Diatomeen keine „idealen“ Partikel, die klein und kreisrund sind, so dass man sie gut mit dem Coulter Counter zählen könnte (cf. STUIF-

Tabelle 6.1: Vergleich der Filtrationsraten von *Dreissena polymorpha* (Literaturdaten und eigene Werte); MW = Mittelwert, TOC = total organic carbon, ^{a)} = berechnet nach ALIMOV (1969). k. A. = keine Angabe

Parameter	Temperatur (°C)	Muschel- größe (mm)	Individuelle Filtrationsrate (ml/h)	Autor
Wasser	14	10	400	KLEE 1971
Wasser	14	30	1200	KLEE 1971
Graphit	5–30	16–35	5–34	MORTON 1971
Graphit	5	22	13,0 ± 1,6	HINZ & SCHEIL 1972
Graphit	20	22	70,7 ± 6,6	HINZ & SCHEIL 1972
Seston	24	22	8–44	STAŃCZYKOWSKA et al. 1975
a)	k. A.	5	15,6	LEWANDOWSKI 1983
<i>Chlorella</i>	19–20	31	600	KRYGER & RIISGÅRD 1988
Chlorophyll	10–21	22	40–75	REEDERS & B. D. VAATE 1990
Chlorophyll	3–5	22	18–51	REEDERS & B. D. VAATE 1990
Seston	12	4–27 (MW 18)	11,7 ± 6,3	diese Arbeit
Chlorophyll	12	4–27 (MW 18)	11,6 ± 6,5	diese Arbeit
Trübung	12	4–27 (MW 18)	24,7 ± 11,6	diese Arbeit
TOC	12	4–27 (MW 18)	17,4 ± 9,5	diese Arbeit
Seston	20	4–27 (MW 18)	12,7 ± 1,3	diese Arbeit
Chlorophyll	20	4–27 (MW 18)	21,6 ± 4,3	diese Arbeit
Trübung	20	4–27 (MW 18)	7,32 ± 0,7	diese Arbeit
TOC	20	4–27 (MW 18)	10,3 ± 7,4	diese Arbeit

ZAND et al. 1998). Stattdessen gibt es viele längliche Mikroalgen oder auch geklumpt vorkommende Phytoplanktonarten. Um die Filtrationsrate zu ermitteln, wurden daher verschiedene Parameter gemessen: Chlorophyll-, Seston- und der organische Kohlenstoffgehalt (TOC), sowie die Trübung als indirekter Summenparameter. Aus dem Vergleich dieser Parameter jeweils vor und nach der Passage der Muscheln konnte der Durchsatz (die prozessierte Wassermenge) und die von den Tieren absolut zurück behaltene Menge an Inhaltsstoffen (clearance rate) berechnet werden.

6.3.3 Vergleich der Filtrationsraten mit Literaturwerten

In Tabelle 6.1 sind Filtrationsraten von *Dreissena*, die von verschiedenen Autoren ermittelt wurden, im Vergleich mit eigenen Ergebnissen dargestellt. Dabei zeigte sich, dass die im Haff erzielten Werte von etwa 10–25 ml/h pro Tier am unteren Ende der Skala liegen. Hochgerechnet auf einen Tag mit rund 17 h Pumpleistung (WALZ 1978) heißt das, dass im Oderhaff etwa 200–400 ml Wasser/Tag von einer Muschel gefiltert werden. Diese

reduzierte Leistungsfähigkeit ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Faktor Salinität zurückzuführen. Im reinen Süßwasser können große adulte Muscheln durchaus 1,5 Liter Wasser pro Tag filtern (ZOLOTAREVA 1978, ZORPETTE 1996).

Auch DIETZ & BYRNE (1997) stellten fest, dass *Dreissena* angesichts einer osmotischen Belastung nur begrenzt in der Lage ist, die clearance rate zu steigern.

Bei der Einschätzung der tatsächlichen in situ-Filtrationsrate muss berücksichtigt werden, dass das Wasser über einer Muschelbank mehrfach filtriert werden kann (Refiltration), so dass in einem stehenden Gewässer letztlich weniger Wasser gefiltert wird als z.B. in einem Fließgewässer. YU & CULVER (1999) führten den Ausdruck „effective clearance rate“ ein, um das Wasservolumen zu beschreiben, das in einer bestimmten Zeiteinheit und bei bestimmten Umweltbedingungen von den Muscheln partikelfrei gefiltert werden kann. Sie kamen für *Dreissena polymorpha* (Schalenlänge 19 mm) im Hargus Lake, OH, USA auf 15,3–68,6 ml/h/Individuum. Die durchschnittliche individuelle Filtrationsrate für isolierte Dreissenen lag bei 40,4, für Muscheln in Klumpen bei 32,8 ml/h/Individuum. Die Muscheln in den Klumpen stehen in einer Konkurrenzsituation zueinander und filtern das zur Verfügung stehende Wasser mehrfach.

Dieser Effekt lässt sich auch im Kleinen Haff beobachten: bei ruhigen Wetterlagen ist das Wasser über den Muschelbänken oft ganz klar, während es an Stellen ohne Muscheln aufgrund der hohen Phytoplanktonkonzentration trüb ist. Die effektive Filtrationsrate oder clearance rate ist also unter natürlichen Bedingungen eher niedriger als unter Laborbedingungen. Dies ist ein weiteres Argument dafür, die Experimente im Freiland und unter möglichst originalen Bedingungen durchzuführen.

6.3.4 Faktoren, die die Filtration beeinflussen

Faktoren, die sich auf die Filtrationsleistung auswirken sind:

- die Größe der Muscheln
- Wassertemperatur
- Salinität
- O₂-Gehalt
- Strömungsgeschwindigkeit

Nicht ganz eindeutig wird der Effekt der folgenden Parameter beurteilt:

- Sestonkonzentration
- gelöster organischer Kohlenstoff (DOC)
- Zusammensetzung der Nahrung

Diese letzten drei Faktoren beeinflussen eventuell nur die clearance rate.

6.3.4.1 Größe der Muscheln und Wassertemperatur

Im Allgemeinen filtern große Muscheln auch mehr Wasser und haben eine höhere clearance rate (ACKERMAN 1999), allerdings können die kleineren Muscheln aufgrund ihrer großen Anzahl insgesamt eine gleich große oder gar höhere Filtrationsleistung erzielen. Die Wassertemperatur ist positiv korreliert mit der Filtrationsleistung: je wärmer es ist (innerhalb der physiologischen Grenzen), desto mehr filtern die Muscheln. Dies ließ sich in der vorliegenden Arbeit an den individuellen clearance rates erkennen. Generell wurde bei 20 °C in absoluten Mengen mehr als bei 12 °C zurückgehalten: bei TOC war es 1,2 mal mehr, bei Seston 4,8 und bei Chlorophyll 12,9 mal mehr. Die mit den Ergebnissen der stationären Filtrationsuntersuchungen berechneten Filtrationsraten (prozessierte Wassermengen in ml/h/Muschel) belegten ebenfalls die VAN T'HOFFSche Regel, nach der eine Steigerung der Temperatur um 10 °C die Geschwindigkeit der Stoffwechselfvorgänge auf das Doppelte bis Dreifache hebt. Während eine Muschel bei 13 °C durchschnittlich 10,22 ml Wasser/h filterte, waren es bei 20 °C 25,80 ml/h und bei 25 °C 76,90 ml/h.

Die Filtrationsraten der Durchflusseexperimente zeigten bei einer Temperaturerhöhung von 12 auf 20 °C nur bei Chlorophyll eine Steigerung der Filtrationsrate auf das Doppelte (von 11,56 auf 21,57 ml/h/Muschel). Die anderen Parameter (Seston, TOC, Trübung) ließen hingegen keine eindeutige Korrelation zwischen Temperatur und Filtrationsleistung erkennen. Dies deutet auf das selektive Fressen der Muscheln hin, die — wenn sie die Wahl haben — lieber Chlorophyll (also Algen) aufnehmen als Seston, welches ja auch viel Detritus und anorganische Substanz enthält.

Es wurde in den Versuchen Wert darauf gelegt, dass die Ergebnisse für Jahreshochrechnungen geeignet sind. Berücksichtigt man die Filtrationsraten für alle Parameter, so scheint es innerhalb des normalerweise vorkommenden Temperaturbereiches keine drastischen Unterschiede in der Filtrationsleistung zu geben.

Auch die gemischten Muschel-Größen in den Durchflussuntersuchungen waren wichtig zur Gesamtabschätzung der Filtrationsleistung der *Dreissena*- Population im Oderhaff. Zwar lassen sich im Labor Versuche mit exakt eingestellten Bedingungen bezüglich der Nahrungsversorgung, der Muschelgröße, der Temperatur usw. durchführen, jedoch haben die Tiere in der Natur so gut wie nie nur eine Art von Nahrung zur Verfügung. Sie können immer wählen. Das selektive Fressen ließ sich an den unterschiedlichen clearance rates für verschiedene Parameter auch gut nachweisen. Im natürlichen Habitat besteht zudem auch stets die Konkurrenz durch Artgenossen.

All diese natürlichen Bedingungen sollten in den eigenen Experimenten möglichst gut nachgeahmt werden. Das Arbeiten auf der Plattform bzw. dem Forschungsschiff hatte natürlich den Nachteil, dass es nicht immer ganz ruhig war. Leichte Schwankungen tolerierten die Muscheln, auf zu starke reagierten sie mit Schalenschluss. In solchen Fällen konnte es zudem durch Aufwirbeln von bereits abgelagerten Partikeln im hinteren Bereich des Rohres dazu kommen, dass nach der Passage der Muscheln mehr Inhaltsstoffe im Wasser waren als vorher. Diese Messwerte wurden nicht in die Berechnungen mit einbezogen. Insgesamt überwogen die Vorteile der gewählten Untersuchungsmethode, da die natürlichen Bedingungen besser nachgestellt werden konnten als es im Labor möglich gewesen wäre.

6.3.4.2 Salinität

Die vorhandene Salinität ist ein negativ wirkender Faktor. Verglichen mit dem Kaspischen Meer, wo *Dreissena polymorpha* sogar bei 6–9 PSU noch vorkommt (ZENKEVITCH 1963), ist der durchschnittliche Salzgehalt im Kleinen Haff (ca. 1 PSU) nicht sehr hoch. Aber gerade plötzliche Salzeinbrüche, wie sie für Ästuare typisch sind, können die Muscheln schwer bewältigen. Die vorgelagerte Ostsee hat immerhin einen Salzgehalt von etwa 6–7 PSU. WIEGEMANN (1999) fand bei vergleichenden Untersuchungen, dass Dreikantmuscheln aus dem Brackwasser des Oderhaffs niedrigere Respirationsraten aufwiesen als Tiere aus der Peene. Dies wurde auf eine verringerte Kondition der Tiere im Brackwasser zurückgeführt, die sich u.a. in erhöhtem Wassergehalt, geringerer Körpergröße und reproduktiver Inaktivität eines Großteils der Population zeigte.

Verglichen mit anderen Süßwassermuscheln (z.B. Unioniden, Corbiculiden) ist *Dreissena* deutlich stenohaliner. Ihre Epithelien sind außergewöhnlich durchlässig („leaky“), so dass die Art auf ausgewogene Ionenkonzentrationen (besonders Na^+ , K^+ und Mg^{2+}) im Wasser angewiesen ist (DIETZ et al. 1996). Sie erträgt weder erhöhte Ionenkonzentrationen (HOROHOV et al. 1992) noch Ionenmangel (DIETZ et al. 1994). Bei Filtrationsexperimenten mit Polyethylenglycol, Inulin und Dextran in salzhaltigem Wasser war *Dreissena* wegen des osmotischen Stresses nur begrenzt in der Lage, die Filtrationsrate anzupassen, bzw. die clearance rate zu erhöhen (DIETZ & BYRNE 1997).

6.3.4.3 Sauerstoff

Sauerstoffmangel kann *Dreissena polymorpha* für einige Tage ertragen, je nach Temperatur unterschiedlich lang. Je wärmer das Wasser, desto schneller sterben die Tiere, wenn kein Sauerstoff vorhanden ist (MIKHEEV 1964, zitiert nach MCMAHON 1996). Dabei sind die kleinen Muscheln besonders empfindlich. Im Vergleich zu Unioniden oder Sphaeriiden ist *Dreissena polymorpha* in Bezug auf fehlenden Sauerstoff intoleranter. Sie ist daher auf gut belüftete epilimnische Habitate angewiesen. Bei Sauerstoffmangel schließen die Muscheln ihre Schalen und filtern eine Weile kein Wasser mehr. Dementsprechend reduziert sich dann die effektive Filtrationsleistung über einen längeren Zeitraum.

Die Filtrationsleistung der *Dreissena*-Population im Haff dürfte aber durch Sauerstoffmangel nicht wesentlich beeinträchtigt sein, da das Oderhaff aufgrund seiner geringen Tiefe in der Regel gut durchmischt ist.

6.3.4.4 Strömung

Die Filtrationsrate der Muscheln hängt entscheidend von der Strömungsgeschwindigkeit ab. Besonders günstig wirken sich Strömungsgeschwindigkeiten bis 10 cm/s aus. Höhere Geschwindigkeiten (>20 cm/s) wirken hemmend, und sehr geringe Strömung (<1 cm/s) führte in Experimenten zu Filtrationsraten, die denen ohne Strömung entsprachen (ACKERMAN 1999). Offenbar ermöglichen Strömungsgeschwindigkeiten bis 10 cm/s optimale Pumpraten und sind gut geeignet, einen gleichmäßigen Cilienschlag auf den Kiemen zur effizienten Filtration zu gewährleisten. Die Strömungsgeschwindigkeit im Oderhaff abseits der Hauptschiffahrtlinie liegt in der Regel unter 10 cm/s und dürfte sich demnach

förderlich auf die Filtrationsraten der Muscheln auswirken.

6.3.4.5 Sestonkonzentration

REEDERS & BIJ DE VAATE (1990) fanden, dass die Filtrationsrate von *Dreissena polymorpha* in einem umgekehrt exponentiellen Verhältnis zur Sestonkonzentration des Wassers steht. Auch FANSLow et al. (1995) geben an, dass die Filtrationsrate umso niedriger sei, je höher die Sestonkonzentration des Wassers ist. Man muss dabei jedoch berücksichtigen, dass die Zusammensetzung des Sestons stets variiert. Wenn der Anteil an verwertbarer Nahrung im Seston hoch ist, brauchen die Muscheln bei hohen Sestonkonzentrationen entsprechend weniger zu filtern. STAŃCZYKOWSKA & LEWANDOWSKI (1993) fanden, dass von dem konsumierten Seston 70 % in den Darmtrakt gelangt und 30 % als Pseudofäzes wieder ausgestoßen wird. Nach GEORGI (1986) besteht der überwiegende Teil des Sestons in inneren Küstengewässern aus Detritus. Bei der eigenen Untersuchung im September 1999 lag der organische Anteil des Sestons, der für die Muscheln verwertbar ist, bei rund 45 %.

Im Oderhaff liegt die durchschnittliche Sestonkonzentration bei 20–25 mg/l (LEIPE et al. 1998), dies entspricht durchschnittlichen Konzentrationen der von REEDERS & BIJ DE VAATE (1990) untersuchten Konzentrationen. Dies lässt den Schluss zu, dass die Muscheln nicht durch zu hohe Sestonmengen in ihrer Filtrationsleistung gehemmt werden. Als erste kurzfristige Reaktion auf erhöhte Trübung würde *Dreissena* auch eher die Produktion von Fäzes und Pseudofäzes erhöhen als die Filtrationsaktivität einzuschränken. Dies wurde in Experimenten mit Tonmineralen (Illit und Smektit) bei Konzentrationen von maximal 250 mg/l festgestellt (MACISAAC & ROCHA 1995).

Auf die Larvalentwicklung dürften die Sestonkonzentrationen des Oderhaffs ebenfalls nicht hemmend wirken. Bei Laborexperimenten mit *Mytilus edulis* aus der Nordsee wurde das Wachstum der Larven erst bei >500 mg Seston/l gehemmt (RUTH 1998). Die durchschnittlichen Sestonkonzentrationen lagen dort bei 200 mg/l.

6.3.4.6 Gelöster Kohlenstoff

Zur Möglichkeit der Aufnahme gelösten Kohlenstoffs äußerte sich bereits CHURCHILL (1916). Er untersuchte die Süßwassermuschel *Quadrula ebeus* im Mississippi (Iowa, USA) und fand, dass sie sich zumindest teilweise von gelöster Nahrung ernährte. DAME (1996) gibt für marine Muscheln an, dass die Menge und Funktion der aufgenommenen gelösten Nahrung noch unklar sei. Eventuell werden die gelösten Substanzen (z.B. freie Aminosäuren) für die Osmoregulation benötigt. Für *Dreissena polymorpha* wurde in einer Untersuchung mit ¹⁴C-markiertem gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) aus lysierten Diatomeen (*Thalassiosira pseudonana*) gezeigt, dass DOC bis zu 50 % des Kohlenstoffbedarfs der Muscheln decken könnte (RODITI & FISHER 2000). Die Möglichkeit der DOC-Aufnahme und Verwertung erklärt wahrscheinlich den Erfolg der Art auch in trüben Gewässern mit geringer Nahrungsqualität wie dem Hudson River (USA).

6.3.5 Selektion der Nahrung

Innerhalb ihres recht breiten Nahrungsspektrums (Bakterien, Phyto- und Zooplankton, Detritus) ist *Dreissena polymorpha* in der Lage, bevorzugte Nahrung verstärkt aufzunehmen. Es gibt mehrere mechanische und chemische Sortiermechanismen: Einstülpungen auf dem Einstromsiphon, Labialpalpen, der schließbare Mund und der Magen selber. Schließlich können die Muscheln auch mit dem Fuß Abfallmaterial aus der Mantelhöhle entfernen (MORTON 1969a). Bei allem spielt die Cilienbewegung auf den Organen eine große Rolle.

Die eigenen Experimente deuten darauf hin, dass *Dreissena* Algen gegenüber *Seton* bevorzugt. Die Filtrationsraten gemessen an den Chlorophyll-a-Konzentrationen stiegen bei höheren Temperaturen an. Eine signifikante „mussel feeding signature“ für Chlorophyll-a fanden auch ACKERMAN et al. (2001) bis zu 2 m über den Muschelbänken im Eriesee.

Besonders gern werden Partikel der Größe 15–40 μm gefressen (TEN WINKEL & DAVIDS 1982), jedoch können auch schon Partikel, die größer als 0,7 μm sind, zurückgehalten werden (SPRUNG & ROSE 1988). Eine Selektion nach Größe wird aber nur vorgenommen, wenn genug Nahrung vorhanden ist. Nach 16 Stunden Hungern wurden im Experiment alle angebotenen Größen von Nahrungspartikeln angenommen, auch die 750 μm große Grünalge *Ankistrodesmus longissimus* (TEN WINKEL & DAVIDS 1982).

Kleine Cyanobakterien und große Cryptomonaden werden gegenüber Diatomeen bevorzugt (BASTVIKEN et al. 1998). Im Hudson River gingen nach der Einwanderung von *Dreissena* die Cyanobakterien sehr viel stärker zurück als die Diatomeen (STRAYER et al. 1999). Große heterotrophe Flagellaten werden ebenfalls gern gefressen, während *Microcystis*, eine auch im Oderhaff häufig auftauchende Cyanobakterienart, kaum aufgenommen wird und bei Massenentwicklungen sogar zu Verringerung der clearance rate der Muscheln führt (LAVRENTYEV et al. 1995). Dies liegt zum einen an der Gallerthülle, zum anderen an toxischen Substanzen, die Cyanobakterien ausstoßen können (Microcystine). Für *Daphnia galeata* wurde eine Verringerung der Filtrationsrate sogar durch extrazelluläre Substanzen aus Grünalgen und Kieselalgen beschrieben (WAGNER & KAMJUNKE 2001). Je höher die Primärproduktion desto stärker war die Hemmung der Filtrationsrate, sowohl in Labor- als auch in Freilandversuchen. Die Autoren führen dies auf eine Optimierung der Filtrations- und Ingestionsrate zurück, die eine möglichst effektive Nahrungsaufnahme im Darm ermöglichen soll.

Ob dieser Effekt auch bei *Dreissena* im Oderhaff eine Rolle spielt, müsste experimentell bei unterschiedlichen Primärproduktionsraten geklärt werden.

6.4 Biomasse-Verhältnisse und Energiegehalte des Makrozoobenthos im Oderhaff

Im Vergleich zu Tieren aus der Ostsee erreichen die Makrozoobenthos-Taxa im Oderhaff in der Regel niedrigere Verhältnisse von Trockenmasse (TM) zu Frischmasse (FM). Für Polychaeten z.B. geben RUMOHR et al. (1987) ein Verhältnis von $17,6 \pm 1,2$ % (TM:FM) an. Im Oderhaff kam nur *Marenzelleria viridis* vor; diese Art hatte 1996 ein Verhältnis TM: FM von $10,84 \pm 1,02$ %. Dies ist auf eine größere Menge an Leibeshöhlenflüssigkeit und auf die stärkere Quellung der Gewebe dieser euryhalin-marinen Art zurückzuführen. Die Chironomiden und Oligochaeten stammen aus dem Süßwasser, für sie gilt die Erklärung des höheren Wassergehaltes der Gewebe nicht. Bei Chironomiden aus der Ostsee lag der Trockenmasse-Anteil bei rund 20 %, im Oderhaff bei $10,91 \pm 0,86$ % der Frischmasse. Oligochaeten wiesen in der Ostsee ein Verhältnis TM:FM von 18–19 % auf, im Oderhaff jedoch nur $11,20 \pm 1,97$ %. Diese Unterschiede könnten durch andere Artenzusammensetzungen hervorgerufen werden.

Die Anzahl der untersuchten Tiere war bei RUMOHR et al. (1987) oft nur sehr gering (z.B. n=10) und geben die saisonalen Schwankungen nicht wieder, während die eigenen Werte mehrere hundert Tiere pro Taxon einbeziehen und jahreszeitliche Schwankungen zeigen (siehe Tabellen im Anhang). Dennoch sollen die Zahlen hier verglichen werden, um eine weitere Einschätzung der Situation im Oderhaff zu ermöglichen.

Dreissena polymorpha kommt in der Ostsee aufgrund des Salzgehaltes nicht mehr vor, vergleichbar ist *Mytilus edulis*. Beide Arten sind in diesen Habitaten nicht in ihrem physiologischen Optimum, *Dreissena* im Oderhaff nicht, weil sie aus dem Süßwasser stammt, *Mytilus* in der Ostsee nicht, weil es eine marine Art ist. *Mytilus edulis* erreicht in der nördlichen Ostsee ein Verhältnis von Trockenmasse zu Masse ohne Schale (MoS) von durchschnittlich 15,9 %. Im Oderhaff im Jahr 1996 hatte *Dreissena polymorpha* ein sehr ähnliches Verhältnis: $15,13 \pm 3,43$ % TM: MoS. Auch die Energiegehalte sind vergleichbar: *Mytilus edulis* ca. 21 kJ/g schalenfreie Trockenmasse (RUMOHR et al. 1987), *Dreissena polymorpha* ca. 18 kJ/g (eigene Untersuchungen).

Die Gastropoden als Gruppe hatten in der Ostsee einen Trockenmasse-Anteil von $10,2 \pm 1,1$ % der Frischmasse. *Bithynia tentaculata* als eine der häufigsten Schneckenarten im Oderhaff erreichte $18,79 \pm 3,57$ %, also eine Ausnahme der ansonsten niedrigeren Trockenmasse-Anteile im Oderhaff. Dies deutet darauf hin, dass diese limnische Art im Brackwasser des Oderhaffs gut zurecht kommt, während viele Schnecken in der Ostsee wahrscheinlich ursprünglich Meeresbewohner sind und daher im Brackwasser einen höheren Anteil an Leibessflüssigkeit haben.

6.5 Ansiedlung von *Dreissena*

Die Entwicklung der *Dreissena*-Larven ist sehr variabel und hängt besonders von der Temperatur ab. Normalerweise haben sie vor dem Larvenfall (also nach der Metamorphose zum Pediveliger) eine Größe von 200–300 μm . Sie sind dann etwa 5–6 Wochen alt und müssen ein geeignetes Substrat finden, auf dem sie sich ansiedeln können. Bei der

Ansiedlung von Larven wirbelloser Tiere spielen viele Faktoren eine Rolle:

- Strömung
- Sediment, Oberflächenstruktur
- Salinität
- Sauerstoffgehalt
- Farbe des Untergrundes
- Bakterienfilme
- Licht
- Schwerkraft
- chemische Faktoren

(KNIGHT-JONES & CRISP 1953, CRISP 1974, LARMAN & GABOTT 1975, RITTSCHOF et al. 1984, WETHEY 1984, YULE & CRISP 1983, MULLINEAUX & BUTMAN, DINEEN & HINES 1994, KEOUGH & RAIMONDI 1996, CHABOT & BOURGET 1998)

Chemische Ansiedlungs-Substanzen wurden besonders bei Seepocken untersucht, man fand dort einen sogenannten „barnacle settlement factor“ (BSF), der von Larven ausgestoßen wird, offenbar um Artgenossen zu signalisieren, dass eine Stelle geeignet ist, um sich dort festzuheften. Jedoch siedelten sich die Seepocken nicht immer in hohen Dichten an Stellen fest, die mit BSF behandelt worden waren (HILLS et al. 1998). In mehreren taxonomischen Gruppen werden Glycoproteine zur Anlockung von Artgenossen benutzt (YULE & CRISP 1983); für *Dreissena* ist ein artspezifisches Lockmittel jedoch bisher nicht bekannt.

Bei den Ansiedlungsexperimenten im Rahmen der eigenen Untersuchungen zeigte sich, dass es für die Muscheln keine eindeutig bevorzugte Wassertiefe gab, sondern nur das Material und die Ausrichtung der angebotenen Substrate eine Rolle spielte. Die Flachheit des Kleinen Haffs bedingte maximale Untersuchungstiefen von 4 m, jedoch siedelt sich *Dreissena*, wenn möglich, auch natürlicherweise in einer Tiefe von 2–3 m an (MORTON 1969c). Besonders hohe Besiedlungsdichten wurden bei eigenen Versuchen im Kleinen Haff auf dem Fischereinetz erzielt (15 771 Muscheln/m²). Engmaschige grobe Netze würden sich daher auch gut für eine gezielte Ansiedlung von *Dreissena* eignen.

Als Material käme weiterhin auch Holz und Stein in Frage. Bei den Steinen zeigte sich, dass einzelne Steine (an den Steinketten) nicht so stark besiedelt wurden wie Steine, die auf den 1 m² großen Holzrahmen befestigt waren, d.h. eine insgesamt größere Struktur wird auch in höherer Dichte besiedelt.

PVC war als Material wenig attraktiv (durchschnittlich 1146 Muscheln/m²). Die geringste Besiedlung wurde auf der *Mya*-Muschelkette erreicht (1066 Dreissenen/m²).

WALZ (1973, 1975) testete im Bodensee verschiedene künstliche Substrate in Bezug auf eine Besiedlung durch *Dreissena* und fand, dass PVC besonders beliebt war

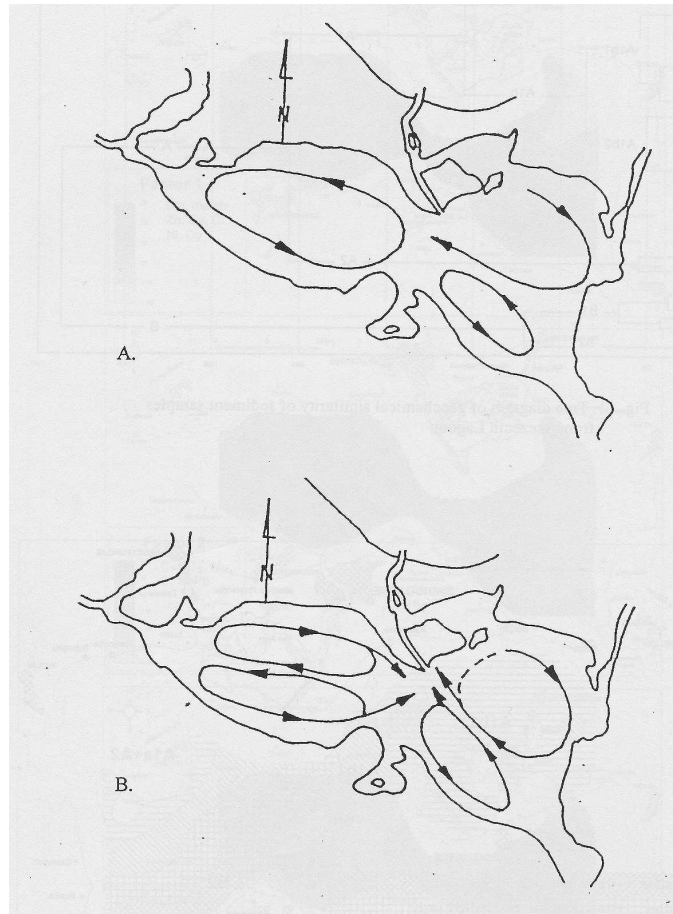


Abbildung 6.1: Schema der Wasserzirkulation im Oderhaff (nach ROBAKIEWICZ et al. 1993) A – Westwind und intensiver Einstrom von Meerwasser, B – Westwind und Wasser-Ausstrom

(umgerechnet 159 500 Dreissenen/m²). Am nächsterfolgreichsten war Eisen (umgerechnet 116 700 Dreissenen/m²). In der Untersuchung von KILGOUR & MACKIE (1993) wurden Edelstahlplatten besonders stark besiedelt (durchschnittlich 21 812 Dreissenen/m²). Auf Kupfer, Zink und Messing hingegen setzten sich keine oder nur sehr wenige Muscheln fest. Dies ist auf freiwerdende Cu- und Zn-Ionen zurückzuführen, die toxisch auf die Muscheln wirken.

Im Oderhaff siedelten sich die Muscheln signifikant stärker auf den horizontalen Flächen an, und hier wiederum deutlich bevorzugt auf den Oberseiten der Platten (auch schon in 1 m Tiefe). MORTON (1969b) und WALZ (1973) hingegen fanden hohe Besiedlungsdichten auf den Unterseiten der angebotenen Platten. Bei Aluminium und Plexiglas hatte aber auch WALZ (1973) höhere Besiedlungsdichten auf den Oberseiten der Platten festgestellt. Die Bevorzugung der Ansiedlung auf horizontalen Flächen (in diesem Falle Röhren) fanden für verschiedene Materialien auch KILGOUR & MACKIE (1996).

Die Strömungsgeschwindigkeit des Wassers ist im Kleinen Haff im Allgemeinen gering, sie liegt normalerweise unter 10 cm/s (kontinuierliche Messungen der GKSS²). Der Hauptwasserexport aus dem Oderhaff läuft über die Swina und den Piastowski-Kanal;

²http://meteo.gkss.de/Pfahl_Daten.html

nur etwa 16 % fließen aus dem Großen ins Kleine Haff (BUCKMANN et al. 1998). Geht man davon aus, dass der Wasserstrom hauptsächlich horizontal verläuft, so hätten die *Dreissena*-Larven bei den horizontalen Platten mehr Zeit, sich auf der Oberseite der Platten abzusetzen und festzuheften. Im Vergleich zu den vertikalen Flächen entstehen dort kleinere Turbulenzen durch das vorbeiströmende Wasser.

Die Strömungen im Oderhaff reagieren schnell auf lokale und kleinskalige Windänderungen (WOLF et al. 1998), daher ist es nicht leicht, die Wasserbewegungen zu modellieren. Das Oderwasser strömt in Richtung Nordwest aus, die meist herrschenden Westwinde drängen wiederum das Wasser nach Osten. ROBAKIEWICZ et al. (1993) veröffentlichten zwei repräsentative Schemata der Zirkulation im Oderhaff (Abbildung 6.1): Bei Westwind und Meerwasser-Einstrom entsteht im Kleinen Haff eine zirkuläre Strömung, während bei Westwind und Wasser-Ausstrom zwei gegenläufige Strudel entstehen. Die Wasserströmungen können windinduziert auch durchaus an der Oberfläche und in Grundnähe entgegengesetzt sein. Seiches spielen ebenfalls eine Rolle.

Ob die auf den angebotenen Substraten neu angesiedelten Muscheln Abkömmlinge von Tieren aus dem Haff sind oder eventuell auch von Populationen aus der Oder abstammen, konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit noch nicht geklärt werden.

Selbst bei einer relativ niedrigen Strömungsgeschwindigkeit von 10 cm/s könnten die Larven 8,64 km pro Tag verdriftet werden. Die Larvalentwicklung dauert mindestens zwei Wochen, d.h. die Tiere könnten in dieser Zeit das ganze Kleine Haff durchqueren oder auch aus der Oder in das Kleine Haff vordringen.

Die typische Absinkgeschwindigkeit planktonischer Larven liegt bei 0,001–0,01 m/s (MASSEL 1999) und ist von der Rauigkeit des Bodens abhängig: Je rauher der Untergrund um so größer ist die Reibung und um so schneller siedeln sich die Larven an.

6.6 Möglichkeiten der Renaturierung von Gewässern

In der Literatur werden verschiedene Begriffe im Zusammenhang mit Renaturierungsprojekten verwendet, die zum Teil unterschiedlich oder gar nicht definiert werden (NICK 1985, EGLOFF 1995, LODE 1999, PFADENHAUER & ZEITZ 2001). Die wichtigsten seien hier kurz erwähnt.

Renaturierung wird als Oberbegriff aufgefasst (PFADENHAUER & ZEITZ 2001, TIMMERMANN et al. 2002) und zielt darauf ab, den natürlichen Zustand wiederherzustellen oder das System zumindest in einen naturnäheren Zustand zu bringen. Dies setzt voraus, dass noch „Restnatur“ vorhanden ist, die man unterstützen kann.

Von **Revitalisierung** spricht man, wenn das ursprüngliche Ökosystem erst „wiederbelebt“ werden muss, um seine Funktionen zu erfüllen. Das Ziel ist dabei, die dynamischen Prozesse, z.B. das Überflutungsregime eines Küstenüberflutungsmoores wiederherzustellen (MÜLLER-MOTZFELD 2001).

Eine **Regeneration** (synonym: Regenerierung) wird von dem System selbst vorgenommen, man könnte auch Erholung dazu sagen.

Bei Renaturierungsmaßnahmen von Gewässern unterscheidet man zwischen

- **Restaurierung** (technische, chemische oder biologische Eingriffe im Gewässer selber) und
- **Sanierung** (Behebung externer Einflüsse, insbesondere Verringerung der externen Nährstoffzufuhr)

(nach PECHLANER 1975).

Die Behebung der Ursachen eines Problems ist natürlich immer besser als die Symptombekämpfung. Dennoch sind auch gewässerinterne Maßnahmen vonnöten, um eine Verbesserung der Situation zu erreichen. Die Verringerung der schädlichen Zuleitungen (neben Schwermetallen auch besonders der Nährstoffe) ist selbstverständlich eine wichtige Voraussetzung, um Besserungsprozesse in Gang zu bringen.

Die Wahl der Renaturierungs-Maßnahmen hängt ab von

- der angestrebten Nutzung des Gewässers
- der Oberfläche
- der größten Tiefe
- der Aufenthaltszeit des Wassers bzw. der theoretischen Wassererneuerungszeit und
- den zur Verfügung stehenden Mitteln

(SCHARF et al. 1992).

Grundsätzlich gilt, dass eine Renaturierung umso schwieriger ist, je größer das betroffene Gewässer ist. Meist wurden Seenrestaurierungen daher auch nur bei kleineren Seen (<1 km²) durchgeführt.

Als Ziel könnte der natürliche, ursprüngliche Zustand des Gewässers angestrebt werden. Dies ist jedoch schwierig, u.a. wegen der klimatischen Bedingungen: Die meisten Seen, auch die Bodden und Haffe, entstanden am Ende der Eiszeit. Von diesen Klimabedingungen sind wir z. Z. weit entfernt. Realistischer ist daher, als Referenzzustand einen „potentiell natürlichen See“ anzunehmen, also einen Gewässerzustand, der der vorindustriellen Zeit nahe kommt.

Für die meisten Seen Westeuropas und Nordamerikas übt Phosphat als limitierender Faktor den entscheidenden Einfluss auf die Eutrophierung aus, während Stickstoff immer, auch in oligotrophen Seen in ausreichendem Umfang vorhanden ist (Redfield-Verhältnis C:N:P = 106:16:1). Dies liegt daran, dass Stickstoff-Verbindungen leichter löslich sind und im Einzugsgebiet durch Oberflächenabfluss oder Versickerung leichter ausgewaschen werden als Phosphat, welches durch physiko-chemische Sorption im Boden zurückgehalten wird (HUPFER & SCHARF 2002).

Wichtigster Ansatzpunkt für die Therapie eutrophierter Seen ist die Verminderung des pflanzenverfügbaren Phosphors. Für eine signifikante Abnahme der sommerlichen

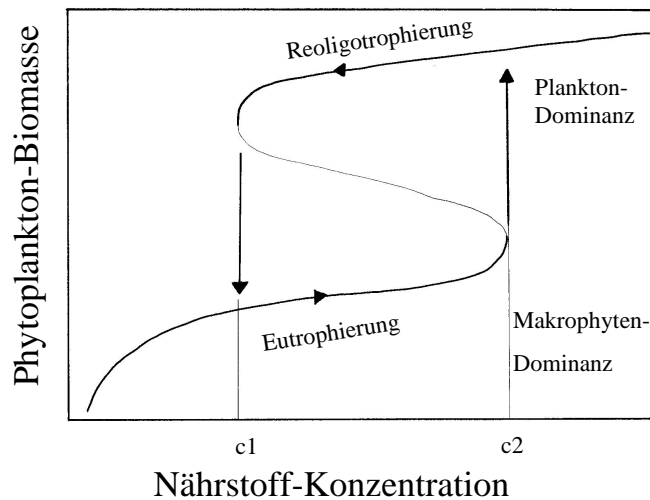


Abbildung 6.2: Hysterese-Beziehung zwischen Nährstoffkonzentration und Phytoplanktonbiomasse, die zur Bistabilität in Flachseen führt (nach HUPFER & SCHARF 2002)

Phytoplanktonmaxima, besonders für den Rückgang der Cyanobakterien-Dominanzen, sind mittlere Gesamtphosphorkonzentrationen (TP) von unter $80 \mu\text{g P/l}$ notwendig. Ein deutlicher Rückgang der Phytoplankton-Entwicklung tritt vermutlich erst bei unter $50 \mu\text{g P/l}$ auf (HUPFER & SCHARF 2002). Im Kleinen Haff liegen die Phosphorkonzentrationen nach eigenen Untersuchungen noch etwa bei dem 10fachen dieses Wertes (rund $490 \mu\text{g/l TP}$). Das System reagiert immer mit einer gewissen Verzögerung; selbst nach Aufhören der Ursache dauert die Wirkung fort (Hysterese). Daher müssen bei der Reoligotrophierung (Überführung in einen nährstoffärmeren Zustand) wesentlich niedrigere Schwellenwerte der P-Konzentration unterschritten werden als während der Eutrophierung, um eine sprunghafte Verminderung der Phytoplanktonbiomasse zu erreichen (siehe Abbildung 6.2).

Es ist nicht einfach, die genauen P-Einträge zu erfassen, den bioverfügbaren Anteil, sowie die Nettosedimentationsrate zu ermitteln.

Folgende Maßnahmen zur Verminderung der Phosphor-Konzentrationen bieten sich an:

1. Reduzierung des P-Importes
 - Ringleitung um das Gewässer
2. Erhöhung des P-Exportes
 - Ableitung von phosphorreicherem Tiefenwasser
 - Zuleitung von P-armem Wasser zur Verdünnung/Ausspülung
 - Zwangszirkulation
 - Sedimententfernung
3. Erhöhung der P-Nettosedimentation

- Erhöhung der P-Bruttosedimentation: Phosphor-Fällung mit Aluminiumsalzen, Eisensalzen, Calcium
- Erhöhung des Phosphor-Rückhaltes im Sediment, z.B. durch Anlegen von Senken und Gräben, die dann ausgebagert werden (Sedimentfallen)
- Sauerstoffeintrag in das Hypolimnion (Tiefenwasserbelüftung)
- Destratifikation (Durchmischung des Wassers, um Schichtung zu vermeiden)
- Sedimentoxidation mittels Nitrat
- Sedimentabdeckung (mit Folien oder Ton)

Als biologische Verfahren zur Renaturierung von Gewässern wurden bisher folgende Verfahren erprobt:

- Anpflanzung und regelmäßige Ernte von Schilf, um dem Gewässer Nährstoffe zu entziehen
- Einsatz pflanzenfressender Fische
 - zur Bekämpfung von Makrophyten: Grasfisch (*Ctenopharyngodon idella*)
 - zur Bekämpfung von Phytoplankton: Silberfisch/Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*)
- Einsatz von Cyanophagen (= Cyanobakterien infizierende Viren)
- Nahrungsketten-Manipulation (Biomaniipulation):
 - Änderungen des Fischbestandes
 - Beeinflussung der Filtrierer

Die Festlegung von Nähr- und Schadstoffen in (Schilf-) Röhrichten funktioniert gut, wie sich u.a. in erfolgreich arbeitenden Pflanzenkläranlagen zeigt. Die Anpflanzung von Schilf in natürlichen Habitaten ist jedoch eher für degradierte Niedermoore oder zu renaturierende Flussabschnitte geeignet, in denen vorher keine größeren Pflanzen wuchsen. Die Uferbereiche des Oderhaffs sind größtenteils bereits mit Schilf bewachsen, so dass der potentiell durch diese Pflanzen zu besiedelnde Raum schon bedeckt ist. Im weiteren Einzugsgebiet jedoch wäre die Anpflanzung von Schilf als nachwachsendem Rohstoff gut geeignet, um neue externe Nährstoffsinken zu schaffen und Niederertragsstandorte sinnvoll zu nutzen (zu den Methoden der Schilfanpflanzung siehe TIMMERMANN 1999).

Der Einsatz von *Ctenopharyngodon idella* ist insofern problematisch als sich die Fische offenbar nur sehr schwer wieder herausfangen lassen. Im ca. 1 ha großen Fleadsee in Kärnten fraßen die Tiere zunächst wie gewünscht die Makrophyten, danach vernichteten sie jedoch den gesamten Schilfgürtel des Sees. Sie gingen nicht an die Angel und sprangen über Netze hinweg (SCHARF et al. 1992). Im Oderhaff stellen die Makrophyten auch kein Problem dar, im Gegenteil, es wäre wünschenswert, wenn es wieder mehr gäbe, da z. Z. das Phytoplankton sehr stark dominiert und dieses die Nährstoffe nicht

langfristig speichert und zurückhält. Außerdem muss das Phytoplankton, das nicht konsumiert wird, komplett unter Sauerstoffverbrauch abgebaut werden, während bei den Makrophyten zumindest Teile (z.B. Wurzeln) überwintern und sich somit günstiger auf die Sauerstoffbilanz auswirken. Von dem Silberkarpfen, *Hypophthalmichthys molitrix*, ist bekannt, dass er überwiegend Zooplankton frisst, jedoch bei geringen Zooplanktonkonzentrationen auch Phytoplankton aufnimmt³. Es besteht daher die Gefahr, dass die Fische die phytoplanktonfressenden Zooplankter fressen und somit das Problem nur noch vergrößern. Im Haff ließe diese Art sich ohnehin nicht einsetzen, da sie streng an Süßwasser gebunden ist. Beide genannten Fischarten stammen ursprünglich aus China. Es erhebt sich die Frage, ob gebietsfremde Arten überhaupt in Betracht gezogen werden sollten, um Eutrophierungserscheinungen zu lösen oder ob man sich damit nicht langfristig noch größere Probleme schafft.

Der Einsatz von Cyanophagen (Viren, die Cyanobakterien infizieren) ist als Möglichkeit der Renaturierung bisher nur in Laborexperimenten getestet worden (LINDMARK 1979, zitiert nach BESCH et al. 1992). Neuere Untersuchungen befassen sich mit der genetischen Analyse der Cyanophagen und der Frage, inwiefern die Infektivität bei physikalischen oder chemischen Änderungen beeinflusst wird. Es ist z.B. bekannt, dass die Cyanophagen bei niedrigen pH-Werten am stärksten infektiös waren (SCHARF et al. 1992). Bisher wurde jedoch noch keine gezielte Kontrolle von Cyanobakterien durch spezifische Cyanophagen im Freiland erreicht.

Obgleich infektiöse Cyanophagen in recht hohen Konzentrationen vorkommen können (10^4 – 10^5 /ml), oft mehrere Gattungen als Wirte nutzen können (anders als z.B. Coliphagen) und im Sediment mindestens 100 Jahre infektiös bleiben, können sie wahrscheinlich nicht gezielt als biologische Bekämpfungsmittel gegen Cyanobakterien eingesetzt werden (SUTTLE 2000). Ihr Effekt ist stets variabel und hängt u.a. von der Temperatur und der Sonneneinstrahlung ab: hohe Temperaturen und starke Sonneneinstrahlung fördern den Abbau von Cyanophagengemeinschaften und reduzieren somit ihre Effizienz gegenüber Cyanobakterien. Andererseits brauchen sie, bzw. ihre Wirte, ATP für die Replikation der DNA. Da die Energie aus der Photosynthese gewonnen werden muss, können sich die Phagen im Dunkeln auch nicht oder nur wenig vervielfältigen.

In gewisser Hinsicht erinnert die Idee des Einsatzes von Cyanophagen an die Möglichkeit des gezielten Einbringens von ölabbauenden Bakterien, um Ölhavarien im Meer zu bekämpfen. Es hat sich dabei gezeigt, dass es besser ist, statt einer gezüchteten Mischkultur die autochthone Bakteriengemeinschaft zu aktivieren, z.B. in dem man sie mit bestimmten Nährstoffen versorgt, da sie sich innerhalb von 2–3 Tagen schon relativ gut adaptieren kann (SCHAUER 2001). Allochthone Organismen müssen sich immer gegen die autochthonen behaupten. Dabei kann es sogar schon Unterschiede zwischen verschiedenen Stämmen geben. Es ist daher fraglich, ob man Cyanophagen im großen Maßstab einsetzen könnte, um die Massenentwicklungen von Cyanobakterien zu verhindern.

Eine Erklärungsmöglichkeit für die problematische Situation eutrophierter Gewässer ist der zu hohe Bestand an Weißfischen, der wiederum das Zooplankton so stark dezimiert, dass sich das Phytoplankton ungehindert vermehren kann. In begrenztem Umfang lassen

³http://www.gsmfc.org/nis/nis/Hypophthalmichthys_nobilis.html#name, 23.08.2002

sich die Weißfische durch die Anhebung des Raubfischbestandes (Zander, Hecht, Wels, Flussbarsch) reduzieren. Dies setzt entsprechende Festlegungen mit den Fischereibetrieben voraus. Die Zahl der Raubfische lässt sich jedoch nicht beliebig steigern, da diese ab zu hohen Dichten ihre eigenen Artgenossen fressen (SCHARF et al. 1992, KLAPPER 1992).

Eine Vergiftung der Fischfauna mit Rotenon oder ähnlichen Mitteln, die früher zur Seenrestaurierung verwendet wurden (SHAPIRO et al. 1982, SHAPIRO & WRIGHT 1984), ist nach deutscher Rechtsprechung verboten. In kleineren Gewässern könnte man versuchen, die Weißfische quantitativ abzufischen (bzw. durch Leerlaufenlassen des Teiches oder Sees die Fische zu fangen); diese Methode ist im Haff jedoch nicht anwendbar.

Die bottom up: top down Hypothese von MCQUEEN et al. (1989) besagt, dass in eutrophen Seen Änderungen der piscivoren Biomasse starken Einfluss auf die Anzahl der Planktivoren hat, einen schwächeren Einfluss auf die Zooplanktonbiomasse, und nur geringen oder gar keinen Langzeiteffekt auf Phytoplankton hat. Nach dieser Hypothese ist nicht davon auszugehen, dass das Phytoplankton durch Besatz mit Raubfischen oder Wegfang der zooplanktonfressenden Friedfische langfristig reduziert werden kann. Es wäre für die Verminderung des Phytoplanktons als erstem Schritt der Oligotrophierung erfolversprechender, auf möglichst niedriger Ebene des Nahrungsnetzes einzugreifen. Wichtigste Maßnahme ist die Reduktion der eingeleiteten Nährstoffe, zum anderen können aber auch die (Phytoplankton-)Filterierer unterstützt werden. Hierzu bietet sich insbesondere *Dreissena* an.

6.7 Renaturierung im Oderhaff

Bei der Abwägung geeigneter Renaturierungsmethoden für das Kleine Haff muss berücksichtigt werden, dass sich hier, anders als bei großen tiefen Süßwasserseen, im Sommer keine Sprungschicht ausbildet. Dies bedeutet, dass das Phosphat, welches bei Sauerstoffmangelsituationen aus dem Sediment rückgelöst wird, dem Phytoplankton wieder zur Verfügung steht. In großen Süßwasserseen gelangt rückgelöstes Phosphat erst wieder bei der Vollzirkulation im Herbst in das Epilimnion. Dann ist jedoch aufgrund der Strahlungsverhältnisse die Hauptentwicklungszeit für das Phytoplankton schon wieder vorbei. Im Kleinen Haff ist daher Stickstoff und nicht Phosphor der limitierende Faktor, da Stickstoff von den Primärproduzenten ständig weiter aufgebraucht wird, während Phosphat aus dem Sediment nachgeliefert werden kann. Diese Situation ist spezifisch für das Kleine Haff: Die Nitratkonzentrationen im Kleinen Haff sinken im Sommer unter die Nachweisgrenze; im Großen Haff hingegen wird durch die Oder stets mehr eingetragen als durch das Phytoplankton verbraucht wird (MEYER et al. 1998).

Aufgrund der Größe des Gewässers (das Kleine Haff hat eine Fläche von etwa 277 km²) und des gegenüber Süßwasserseen völlig anders verlaufenden Stickstoff- und Phosphorhaushaltes (mit Stickstoff als limitierendem Faktor), sowie all der Probleme, die sich aus den anderen biologischen Methoden ergeben, bleibt daher als geeignete Renaturierungsmaßnahme im Gewässer nur die letzte der oben genannten Möglichkeiten, die Förderung der Filterierer, insbesondere der Muscheln. Diese reduzieren, indem sie u.a.

das Phytoplankton filternd aufnehmen, gleichzeitig Phosphat und Stickstoff und legen sie in Form von Biomasse fest. Außerdem sind Fäzes und Pseudofäzes der Muscheln mit einer membranartigen Schleimschicht umgeben, so dass N und P nicht sofort wieder abgegeben und besser festgelegt werden können. Pseudofäzes sind reich an Bakterien und stellen eine wertvolle Nahrungsquelle für Chironomidenlarven dar (IZVEKOVA & LVOVA-KATCHANOVA 1972). Auf diese Weise wird verhindert, dass die Nährstoffe frei im Wasser dem Phytoplankton zur Verfügung stehen.

Auf die günstigen Auswirkungen von Makrophyten und ihren Besiedlern, die sich bei höheren Muschel-Populationsdichten und zu erwartenden größeren Sichttiefen wieder ansiedeln oder ausbreiten können, wurde bereits in Kapitel 6.2 eingegangen.

Gezielte Muschel-Ansiedlungsversuche wurden von SMIT et al. (1993) in abgedichteten niederländischen Seen durchgeführt. Dabei wurden Netze als Besiedlungssubstrat für die *Dreissena*-Larven angeboten. Die Netze wurden zunächst über einer Muschelbank angebracht, um die Larven direkt abzufangen. Nach der Besiedlung (bis zu 135 000 Jungmuscheln/m² in 3 m Tiefe) wurden die Netze an verschiedenen Positionen an Bojen befestigt, entweder vertikal oder horizontal. Durch Stürme, Prädation und Abwanderung verringerte sich stets die Zahl der Muscheln auf den Netzen. In einem Jahr waren fast alle Muscheln nach dem Winter wieder von den Netzen verschwunden.

Am erfolgreichsten war es, das Netz horizontal über dem Seegrund zu befestigen, dort wurden 76 % der anfangs angesiedelten Muscheln im Frühjahr wieder gefunden. Es könnte sein, dass hierbei auch die Muscheln mitgezählt wurden, die an anderen Stellen abgelöst wurden oder sich selbst abgelöst hatten und sich dann erneut festsetzten.

6.7.1 Vorschläge für die Förderung der Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* im Haff

Jeder menschliche Eingriff in ein Ökosystem, auch wenn er „Gutes“ bewirken soll, birgt die Gefahr, dass unerwünschte Folgen entstehen. Alle Maßnahmen müssen daher sehr sorgfältig abgewogen werden.

Unter der Bezeichnung „künstliche Riffe“ wurden in der Vergangenheit verschiedenste Materialien, auch Autos, Betonteile oder ehemalige Bohrplattformen im Meer versenkt, damit sie von Tieren und Pflanzen besiedelt werden sollten, die festes Substrat benötigen. Man versprach sich von solchen Maßnahmen eine Erhöhung der lokalen Biodiversität, die Wiederherstellung der Selbstreinigungsprozesse der Gewässer, Attraktionen für Taucher oder auch neue Laichgründe für Fische.

In der Ostsee (Pommersche Bucht) wurden z.B. von CHOJNACKI & CERONIK (1996) Betonröhren zum Anheften der „Biofilter“ (*Mytilus edulis* und *Balanus improvisus*) ausgebracht. Im Golf von Riga experimentierten KOROLEV & DROZDETSKI (1996) mit schüsselförmigen Betonstrukturen, deren Streben mit Netzen überspannt waren. Auch in der westlichen Ostsee (Flensburger Förde) wurden, z.B. vom „Verein Ostsee Sanierung e.V.“ Hartsubstrate und Langleinen ausgebracht, um Miesmuscheln anzusiedeln und deren natürliche Filterleistung zur Reinigung küstennaher Gewässer zu nutzen. In

der Regel waren die Projekte erfolgreich; die Substrate wurden, oft in enormen Dichten, besiedelt.

Es erhebt sich jedoch die Frage, ob es statthaft ist, künstliche Substrate, wie z.B. Beton, in ein Gewässer einzubringen. Gegner der künstlichen Riffe betonen, dass die Ostsee nun mal natürlicherweise vorwiegend Weichsubstrate hat und man deshalb nicht künstlich andere Substrate einbringen sollte.

Man muss sich also überlegen, ob die eingebrachten Materialien und die darauf siedelnden Organismen dauerhaft im Gewässer bleiben sollen oder ob sie so beschaffen sein sollen, dass man sie wieder entfernen kann. Dauerhafte Strukturen können mittel- bis langfristig die Biodiversität erhöhen und sparen die Arbeit des Wiedereinholens. Materialien, die sich wieder entfernen lassen, haben den Vorteil, dass man mit ihnen zugleich auch Biomasse aus dem System entnehmen kann. Sie stellen eine Art Kompromiss dar — zwar greift man in das System ein, doch bleiben die eingebrachten Materialien nicht dauerhaft im Gewässer. Die Fremdkörper werden vielmehr nach dem Bewuchs wieder entfernt.

Eingebrachte Materialien sollten auf keinen Fall toxische Substanzen freilassen, sie sollten möglichst inert sein oder aber z.B. aus Holz, das sich dann langfristig zersetzt. Für die Erhöhung der *Dreissena*-Population im Oderhaff empfehlen sich Netze, die zwischen Bojen aufgehängt werden und unten durch Steine o.ä. beschwert sind. Bei den eigenen Experimenten hatten sich auf den Netzrahmen die meisten Muscheln angesiedelt (maximal 15800 Individuen/m²). Diese Muschel-Dichte liegt schon etwas über den natürlichen Dichten der Muschelbänke im Oderhaff (durchschnittlich 14600 Individuen/m²). Falls die Mortalität nach der Ansiedlung nicht zu groß ist, könnten in den Folgejahren also durchaus noch höhere Dichten auf den angebotenen Substraten erreicht werden.

Die Netze bieten den Vorteil, dass sie sich relativ einfach wieder entfernen lassen. Die Maschenweite und das Material muss so gewählt werden, dass sich Fische nicht darin verfangen. Daher sollten keine engmaschigen feinen Nylonnetze (wie für Stellnetze) verwendet werden, sondern besser grobe, aber auch engmaschige Netze, wie sie z.B. als Leitnetze („Flügel“) vor den Reusen verwendet werden. Besonders umweltfreundlich wäre es, Netze aus Naturmaterialien (z.B. Jute) zu verwenden, die nach einigen Jahren im Wasser verrotten würden. Bis dahin könnten sich, ausgehend von den Muscheln, Gemeinschaften aus Dreissenen verschiedener Generationen und anderen Makrozoobenthosarten ausbilden, die dann auch ohne Netze in der Lage wären, zu überleben und sich zu etablieren.

Wenn Netze aus Naturmaterialien nicht erhältlich sind, könnten Polyamid- oder Polyester-Netze verwendet werden. Diese könnten dann auch, mitsamt den Muscheln, wieder entfernt werden. Die Netze sollten, um Beeinträchtigungen durch Eis zu verhindern, mindestens einen Meter unter der Wasseroberfläche befestigt werden. Da die mittlere Wassertiefe im Haff nur bei 4,40 m liegt, dürfen die ausgebrachten Netze nicht sehr breit sein (2–3 m bieten sich an). Die Länge könnte 200 m betragen. Unter Berücksichtigung der Schifffahrtslinie und bestehender Fischgründe sollten mehrere (z.B. 10) solcher ca. 200 × 2 m großen Netze hintereinander aufgehängt werden. Bei einem Abstand von 10 m zueinander könnten, zumindest unter ruhigen Normalbedingungen die Fäzes- und Pseudofäzes-Partikel zwischen den Netzen sedimentieren.

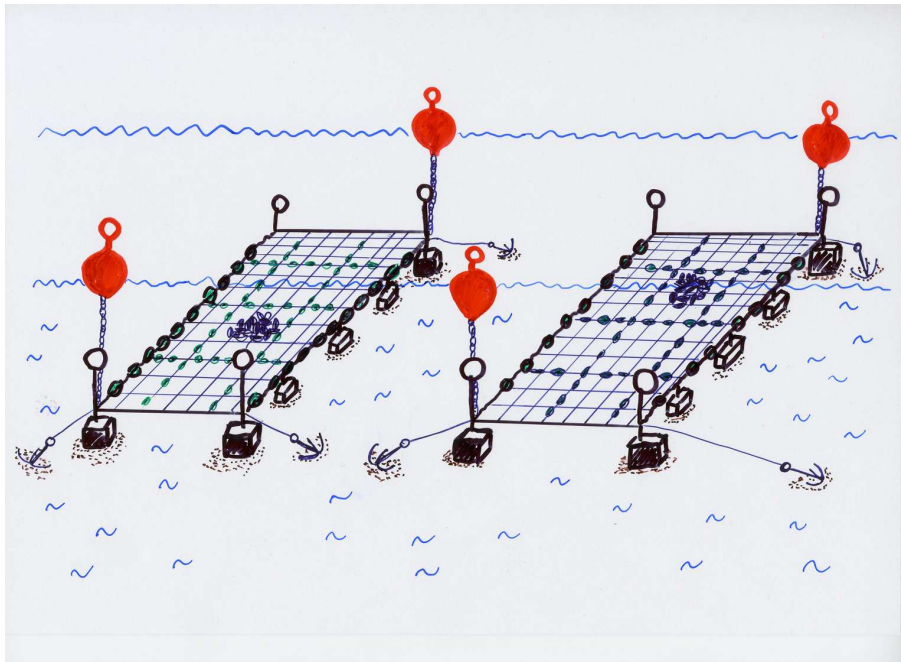


Abbildung 6.3: Netze für die unterstützte Ansiedlung von *Dreissena* im Oderhaff

Eine andere Möglichkeit bestände darin, Netze horizontal aufzuhängen, z.B. etwa 1 m über dem Grund. An dieser Position würde zum einen Verschlickung, zum anderen Zerstörungen durch Eisbildung an der Oberfläche vermieden werden. Horizontal aufgehängte Netze hätten den Vorteil, dass sich Jungmuscheln wieder auf ihnen ansiedeln könnten, wenn sie nach dem ersten Festsetzen durch heftige Wasserturbulenzen noch einmal losgelöst werden oder sich selber aktiv wieder abgelöst haben, um einen besseren Ansiedlungsplatz zu finden. Des Weiteren würde bei horizontal aufgehängten Netzen auch die Gefahr minimiert werden, dass Fische gefangen werden. Solche horizontal aufgehängten Netze müssten auf beiden Längsseiten und in der Mitte mit Schwimmleinen versehen werden, die das Netz in der gewünschten Höhe (z.B. 1 m über Grund) aufschweben lassen. Zur Beschwerung müssten an den vier Ecken und mehrfach auf den Längsseiten Gewichte (Steine) angebracht werden (Abbildung 6.3).

Bei der Verwendung von 10 Netzen à 200×2 m ergäbe sich eine Gesamtfläche von 4000 m^2 ($= 0,004 \text{ km}^2$). Dies ist nur ein geringer Prozentsatz der im Kapitel „Hochrechnung zu den Auswirkungen von *Dreissena* im Oderhaff“ berechneten, zur Eliminierung des Kohlenstoffs erforderlichen zusätzlichen Muschelfläche. Die Netze sollen jedoch nur ein Anstoß für das System sein. Es ist möglich, dass die Muscheldichten darauf auch noch höher werden als in den Hochrechnungen angenommen wurde. Zudem ist davon auszugehen, dass bei dichter Besiedlung Muschelklumpen von den Netzen abfallen und als „Kern“ für neue Muschelbänke dienen.

Als Ausgangspunkt für die Neubesiedlung könnte man Muschelklumpen von vorhandenen Muschelbänken auf die Netze setzen. Da die Larven aber ohnehin einige Wochen im Plankton leben, würden sie sich wahrscheinlich nicht direkt in der Nähe der Elterngeneration ansiedeln, sondern mit der Wasserströmung verdriftet werden. Der Zustrom an

Larven aus dem Oderhaff und eventuell auch noch aus der Oder würde ausreichen, um neue Substrate auch in hohen Dichten zu besiedeln.

Bei der Markierung der Netze muss beachtet werden, dass normale Bojen durch Eisgang abgeschnitten werden können. Sie können daher im Winter nicht im Gewässer bleiben; in der eisfreien Zeit müssen die Netze aber markiert werden. Die Bojen müssten daher im Winter versenkt oder entfernt werden. Mit Hilfe der satellitengestützten Positionsbestimmung (GPS) ist es möglich, bestimmte Stellen im Gewässer auch ohne optische Fixpunkte wiederzufinden.

Wichtige Fragen, die sich im Zusammenhang mit dem Einsatz von *Dreissena* ergeben, sind:

- Lässt sich die Populationsgröße gezielt regulieren?
- Wäre eine vergrößerte Population in der Lage, das Phytoplankton langfristig zu reduzieren und eine Verbesserung der Wasserqualität zu bewirken?
- Was soll mit den Muscheln hinterher passieren? Sollte man sie nach einigen Jahren, die sie filternd im Gewässer verbracht haben, wieder aus dem Wasser entfernen? Wenn ja, müssen sie wegen der Akkumulation von Schadstoffen auf eine Sonderdeponie gebracht werden?
- Ist das gezielte Ansiedeln von *Dreissena* im Oderhaff mit den jetzigen rechtlichen Grundlagen möglich?

6.7.2 Regulierung der Populationsgröße

Dreissena ist in der Lage, in kurzer Zeit sehr hohe Besiedlungsdichten zu erreichen. Dazu tragen besonders die vielen frei schwimmenden Larven bei, die sich dann auf geeignetem Untergrund festsetzen. In Experimenten werden am Ende der Besiedlungsperiode (meist Ende Herbst) tausende bis hunderttausende von Jungmuscheln pro Quadratmeter auf angebotenen Substraten gefunden. Nicht immer jedoch können diese vielen Muscheln den Winter überleben. Experimente mit Netzen (Polyamid/PVC/Polyester, Maschengröße 8x8 cm) in den Niederlanden zeigten, dass die meisten Dreissenen, die sich angesiedelt hatten, nach dem Winter 1989/90 nicht mehr an den Netzen saßen (SMIT et al. 1993). Mögliche Ursachen dafür waren Stürme, Prädation durch Wasservögel oder Fische oder massenhafte Abwanderung der Muscheln. In Versuchen im darauffolgenden Winter 1990/91 sanken die Muschelzahlen auf den Netzen zwar auch, aber die Mortalität war deutlich geringer als vorher. Angeblich waren die Muscheln aufgrund ihrer geringeren Größe (2 mm anstatt 6 mm im Winter 89/90) für Prädatoren weniger interessant. Vermutlich sind es jedoch eher physikalische Faktoren wie Temperatur und Turbulenz, die die Überlebenschancen der Jungmuscheln beschränken. Bei den Versuchen von SMIT et al. (1993) war die Mortalität an Netzen, die an ruhigen Bereichen installiert wurden, deutlich herabgesetzt.

Man muss zwischen Ansiedlung (settlement) und Rekrutierung (recruitment) unterscheiden. Nach MACKIE & SCHLOESSER (1996) ist Ansiedlung der Übergang vom pelagi-

schen zum benthischen Stadium, inklusive Anheftung und morphologischer Veränderungen. Als Rekrutierung bezeichnet man das Überleben nach einer gewissen Zeit, hierbei wird die Ansiedlung und die darauf folgende Mortalität berücksichtigt. Dabei legt der Untersucher die Zeit oder die Größe der Tiere für eine erfolgreiche Rekrutierung fest. Bei Ansiedlungs-Experimenten mit horizontalen Platten im Bodensee lag die Mortalität von Wandermuscheln in 5 m Tiefe bei 95 % auf der Plattenoberseite und 43 % auf der Plattenunterseite. In 60 m Tiefe war die Mortalität auf beiden Seiten sogar 100 % (WALZ 1975). Hohe Ansiedlungszahlen garantieren also noch keine hohe Rekrutierung.

Da die Forschungsplattform und der Messpfahl, an denen die Besiedlungssubstrate der in dieser Arbeit vorgestellten Experimente befestigt waren, jeweils im November wieder eingeholt wurden, damit sie nicht durch etwaigen Eisgang zerstört würden, konnten die Besiedlungsrahmen, -platten und -steine nicht über den Winter im Haff bleiben. Somit konnte das Überleben der Muscheln im Folgejahr nicht überprüft werden.

Die Populationsgröße von *Dreissena* lässt sich nicht ohne weiteres beliebig planen. Dies zeigen Langzeituntersuchungen von STAŃCZYKOWSKA & LEWANDOWSKI (1993) in masurischen Seen, die von 1959 bis 1989 durchgeführt wurden. Nach einem starken Populationsanstieg Mitte der 1970er Jahre im Mikolajskie See brach die Population fast ganz zusammen. Solch drastischen Einbrüche können nicht auf langsame Veränderungen wie Eutrophierung und Verschmutzung zurückgeführt werden. Mögliche Erklärungen wären Nahrungsmangel, Parasiten oder aber bakterielle oder virale Krankheiten der Muscheln. Vielleicht treffen hier auch mehrere der Faktoren zusammen.

Auch bei mathematischen Modellierungen zeigte sich, dass sich die Populationsentwicklung nicht genau vorhersagen lässt. KARNAUKHOV & KARNAUKHOV (1993) verglichen zwei Szenarien: Das erste basiert auf Beobachtungen und Daten aus Westrussland und bezieht die muschelfressenden Fische mit ein. Dabei kommt es (innerhalb von etwa 15 Jahren) zunächst zu einem starken Anstieg, schließlich aber pendelt sich die *Dreissena*-Population auf einem mittleren Biomasse-Niveau ein. Im zweiten Szenario, das für die nordamerikanischen Großen Seen zutrifft, steigt die Biomasse innerhalb weniger (5) Jahre noch stärker als im ersten Szenario an, sinkt dann aber auch sofort wieder fast auf null ab und hat in den Folgejahren regelmäßige Massenentwicklungen und darauffolgende Populationseinbrüche. Dieses Szenario geht davon aus, dass Nahrungsmangel oder interne Faktoren (z.B. Parasiten oder Krankheiten) die Population steuern. Das zweite Szenario zeigt, dass Fische kaum Einfluss auf die Muscheln hatten. Offenbar waren entweder sehr wenige Fische vorhanden oder die Fische vermieden die neue Nahrung. KARNAUKHOV & KARNAUKHOV (1993) geben an, dass es in Europa mehr Fisch-Arten mit Schlundzähnen gäbe, mit denen sie die Muschelschalen knacken können. Solche Arten fehlten in den Großen Seen. Jedoch ist generell die Mortalität im Larvenstadium am größten. Die kleinen und unbeschalten *Dreissena*-Larven stellen auch für Fische ohne Schlundzähne eine gute Nahrungsquelle dar.

Die Zahl und Artenzusammensetzung der Fische spielt also eine wichtige Rolle, aber auch interne Faktoren können die Populationsgröße steuern. Für die Hochrechnungen der Filtrationsleistung (siehe Kapitel Ergebnisse) wurden daher keine extrem hohen Muschel-dichten und Muschelbankflächen zugrunde gelegt, die theoretisch binnen kürzester Zeit

das Wasser sauber filtern. Statt dessen wurden Muschel-Dichten und Gesamtbesiedlungsflächen angenommen, die nicht zu sehr von der jetzigen realen Situation abweichen. Die mittlere Besiedlungsdichte auf den Muschelbänken liegt bei etwa 14600 Tieren/m². Bei einer Fläche der Muschelbänke von derzeit rund 38,5 km² brauchen die Muscheln theoretisch 7 Tage, um das gesamte Wasservolumen des Kleinen Haffs zu filtern. Bei einer Erhöhung der Fläche auf 61 km² wären es bei der selben Dichte an Muscheln nur noch 4 Tage.

Dass das Wasser dennoch meist eher trübe aussieht — die Sichttiefe liegt oft unter 1 m —, hat folgende Ursachen:

1. es gibt einen steten Wasserdurchstrom durch das Haff
2. die Muscheln kommen nicht mit dem gesamt vorhandenen Wasser in Berührung
3. statt dessen wird das Wasser in der Nähe der Muschelbänke immer wieder neu filtriert, es rezirkuliert über den Muschelbänken
4. das Phytoplankton hat aufgrund des vorhandenen hohen Nährstoffgehaltes eine sehr hohe Reproduktionsrate
5. durch Resuspension wird immer wieder Sediment aufgewirbelt (besonders der feine Schlick), welches das Wasser trübt

Experimentelle Untersuchungen in Mikrokosmen deuten darauf hin, dass es ab einer Dichte von mehr als 1300 Tieren/ m² zu Austrägen von gelösten Phosphorverbindungen kommen kann (JAMES et al. 1999). Die Autoren führen dies auf eine Auszehrung der Tiere aufgrund von Nahrungsmangel zurück, woraufhin Körpergewebe abgebaut und Phosphor freigesetzt wird. Dies Phänomen kann jedoch auf Mikrokosmen beschränkt sein. Ob es auch im tatsächlichen Lebensraum von Bedeutung ist, müsste erst noch geklärt werden.

YU & CULVER (1999) gehen davon aus, dass es für die von einer Muschelbank aus dem Wasser gefilterte Sestonmenge ein Maximum gibt, das auch bei Erhöhung der Populationsgröße nicht überschritten werden kann, weil nicht mehr ausreichend Partikel nachgeliefert werden. Die Muscheln konkurrieren bei hoher Dichte entsprechend stark und filtern das vorhandene Wasser mehrfach.

In jedem Fall brauchen für gute Filtrationsleistungen nicht extrem hohe Muscheldichten angestrebt zu werden.

6.7.3 Monitoring und Erfolgskontrolle

Selbst wenn alle schädigenden Einflüsse auf das Gewässerökosystem beendet würden, kann nicht mit einer schlagartigen Verbesserung des Gewässerzustandes gerechnet werden. Als Faustregel gilt für stehende Gewässer, dass die „Erholung“ genauso lange dauert wie der Eutrophierungs- oder Verschmutzungsprozess.

Um die Erfolge von Maßnahmen beurteilen zu können, muss ein geeignetes Monitoring stattfinden. Auf das Kleine Haff bezogen bilden die monatlichen Messungen des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie eine gute Grundlage. Sie könnten

in ihrem Umfang noch etwas erweitert werden. Wichtige zu messende Parameter sind: Chlorophyll-a-Gehalt, Sichttiefe, Phosphatgehalt des Wassers; weiterhin könnte man die Zusammensetzung der Zooplanktongesellschaft und den Rekrutierungserfolg von *Dreissena* ermitteln (wie viele Larven sind im Wasser, wie viele setzen sich fest und wie viele können den Winter überleben?).

Wandermuscheln sind dafür bekannt, dass sie aufgrund ihrer filternden Lebensweise Schadstoffe akkumulieren. Die Anreicherung im Verhältnis zu den Gehalten im Wasser beträgt bei Schwermetallen etwa 10^3 , bei chlorierten Kohlenwasserstoffen 10^4 (REINCKE 1992). Vergleicht man jedoch die Schwermetallgehalte im Sediment und Seston mit denen der Muscheln, so zeigt sich, dass die Muscheln deutlich geringere Schwermetallkonzentrationen enthalten. Bei einer Untersuchung im Jahr 1990 in der Elbe, ergab sich für Quecksilber ein Verhältnis von etwa 10:1 (REINCKE 1992); im Kleinen Haff lag es 1996 an der westlichen Station bei 9,2 :1, an der östlichen Station (näher an der Odermündung) bei 19,8:1 (WIESNER et al. 2001). Das heißt, dort war im Sediment und Seston etwa 20 mal mehr Quecksilber enthalten als in den Muschelgeweben. Dies deutet auf Eliminierungsmechanismen hin. Die Muscheln können Schwermetalle in der Schale speichern und damit inaktivieren. Auch der Ausstoß von Schwermetallen mit Eiern ist möglich. Zum anderen gibt es die Möglichkeit, Schwermetalle an Metallothioneine zu binden oder in Granula zu speichern (CLARK 1992, KAMMANN 1995). Damit sind sie zumindest für die Tiere nicht mehr direkt giftig.

Einmal angesiedelte Muscheln im Gewässersystem zu belassen, hätte den Vorteil, dass sich auch andere Tiere auf den Muscheln ansiedeln und so eine Gemeinschaft geschaffen wird, die zugleich die Wasserqualität verbessert. Will man jedoch die Muscheln aus dem System entfernen, um Biomasse zu entnehmen und zu verhindern, dass z.B. durch den Tod der Tiere wieder Nährstoffe freigesetzt werden, muss auf jeden Fall geprüft werden, wie stark die Tiere mit Schwermetallen oder anderen Schadstoffen beladen sind. Wenn sie nicht zu hoch belastet sind, könnten sie zur Herstellung von Tierfutter genutzt werden. Hierbei ist der hohe Kalkanteil besonders günstig. Eine weitere Möglichkeit wäre, die Muscheln auf Spülfelder zu bringen, die für ausgebagertes Material aus Schifffahrtsrinnen genutzt werden. Falls die Muscheln jedoch zu stark mit Schadstoffen belastet wären, müssten sie auf Sondermülldeponien entsorgt werden. Dies würde natürlich die Kosten der Maßnahme erhöhen.

Für *Dreissena* gibt es keine offiziellen Grenzwerte der Schwermetallbelastung, daher haben wir die Werte für Miesmuscheln (*Mytilus edulis*) des International Council for Exploration of the Sea (ICES 1988) verwendet, um zu prüfen, ob die Belastung der Muscheln im Haff bereits als Kontamination angesehen werden muss (WIESNER et al. 2001). Bei Cadmium und Quecksilber lagen die 1996 im Haff gemessenen Werte unter den von ICES als erhöhte Kontamination bezeichneten. Lediglich für Blei wurden die Werte teilweise überschritten.

Interessanterweise zeigte sich bei Untersuchungen in der Elbe, dass die durch Schwermetalle und chlorierte Kohlenwasserstoffe ausgelösten histologisch nachgewiesenen Schäden an Kiemen und Mitteldarmdrüse bei einer kürzeren Expositionsdauer (7–29 Tage) größer waren als nach 56 oder 185 Tagen (REINCKE 1992). Offensichtlich kann sich

Dreissena also adaptieren. Es müsste noch genauer untersucht werden, inwieweit sich die Schadstoffe auf die Gesamtpopulation auswirken, also z.B. ob die Oogenese ungestört ablaufen kann oder die Metamorphose der Larven in der Norm bleibt. Des Weiteren ist zu prüfen, ob die Muscheln im Zuge der Adaptation verstärkt Schadstoffe ausstoßen oder ob der Gehalt in den Muscheln weiterhin hoch ist (aber durch Entgiftungsmechanismen wie z.B. Bindung an Metallothioneine weniger Schäden anrichtet).

6.7.4 Kostenabschätzung für die Ansiedlung von *Dreissena* im Oderhaff

Die genauen Kosten für die Materialien und deren Ausbringung hängen u.a. von der Größe der geplanten Anlage und der Maschenweite der Netze ab. Um eine Vorstellung zu bekommen, in welcher Größenordnung die Preise für gezielte Ansiedlungsmaßnahmen ungefähr liegen, wurde die folgende Kalkulation durchgeführt (siehe Tabelle 6.2.). Sie basiert auf Angaben im Katalog G2 der Firma Hans Grassl GmbH (Fischereibedarf, Fischfanggeräte, Apparatebau, Ingenieurbedarf) Berchtesgaden/Schönau. Die Preise für die Bojen stammen von SwissTech, Marco Bachmann AG, CH- Samstagern. Die Leinenpreise orientieren sich an den Angaben der Seilerei Buse, Ostercappeln.

Tabelle 6.2: Preisabschätzung für Muschel-Ansiedlungsmaßnahmen

Netz 200 × 2 m aus Polyamid ca. 2800 Euro	10 Netze = 28000 Euro
Jutenetz 200 × 2 m ca. 605 Euro	10 Netze = 6050 Euro
Schwimmaleine 806 m/Netz	für 10 Netze ca. 5000 Euro
Gewichte z.B. Mauersteine ca. 300 Euro/t	300 Euro
Anker 4 kleine pro Netz à 35 Euro	1400 Euro
Ketten (für Anker) 10 Euro/m	1000 Euro
Bojen je 2 große à 200 Euro pro Netz + 4 kleine à 15 Euro, 460 Euro/Netz	4600 Euro
PP-Leinen (Durchmesser 8 mm) für Befestigung der Bojen + Gewichte, ca. 0,38 Euro/m, ca. 22 m pro Netz	85 Euro
3 Forschungstaucher für 2 Tage	ca. 900 Euro
Bootskosten , inkl. Besatzung, für 2 Tage	ca. 700 Euro
Summe bei Verwendung von Jutenetzen	20 035 Euro
Summe bei Verwendung von Polyamid-Netzen	41 985 Euro

Die Installierung von 10 jeweils 200 × 2 m großen Netzen brächte also eine für die Muscheln potentiell neu zu besiedelnde Fläche von 4000 m². Bei der in dieser Arbeit gefundenen maximalen Ansiedlungsdichte von 15771 Individuen/m² ergäbe das eine potentielle Neubesiedlung der Netze durch rund 63 Millionen Muscheln.

Bei Verwendung von Polyamidnetzen käme man für Material und Montage auf etwa 42000 Euro, bei Jutenetzen ergäbe sich etwa die Hälfte. Mindestens ein bis zwei Mal pro Jahr sollte durch Forschungstaucher kontrolliert werden, ob die Netze noch an den gewünschten Stellen festgemacht sind und nicht in den Schlick abgerutscht sind o.ä.

Nach Angaben von KASPRZAK et al. (2000) ist für Biomanipulationsmaßnahmen, insbesondere die Steuerung von Fischpopulationen, von Kosten in Höhe von etwa 1000 Euro/ha auszugehen. Dies entspricht ca. 100 000 Euro/km². Für das Kleine Haff (277 km²) käme man auf etwa 28 Millionen Euro. Im Vergleich dazu liegen die Kosten für die Netze zur unterstützten Ansiedlung von *Dreissena*, selbst wenn man von 100 Netzen (à 200 × 2 m) ausgeht, um mindestens zwei Größenordnungen darunter. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Netze nur neu zu besiedelndes Substrat für *Dreissena* zur Verfügung stellen sollen. Mit Hilfe der sich daran festsetzenden Muscheln soll der Prozess der Remesotrophierung angeregt werden. Es ist also eine Art Initialzündung, die das System anregen soll, sich selber auf einem geringeren trophischen Level zu stabilisieren. Es ist nicht nötig, flächendeckend neues Substrat für die Muscheln bereit zu stellen, weil die Muschelschalen selber auch wieder von anderen Muscheln zur Anheftung genutzt werden können.

Wenn sich erst einmal Muschelklumpen gebildet haben, können diese, wenn sie von den Netzen in den Schlick fallen (z.B. bei starker Strömung) sich dort durchaus weiterentwickeln. Zumindest die obersten Muscheln, die aus dem Schlick ragen, wären dann in der Lage, weiter zu filtrieren und ihrerseits besiedelbare Oberflächen in Form ihrer Schalen anzubieten. Damit wären dann langfristig auch ehemals schlickige Gebiete als Muschelsiedelfläche geeignet und die Population könnte sich deutlich vergrößern.

6.8 Zu berücksichtigende juristische Grundlagen für die unterstützte Ansiedlung von *Dreissena polymorpha* im Oderhaff

6.8.1 Wasserrechtliche Anforderungen

Im Wassergesetz des Landes Mecklenburg-Vorpommern (LWaG §3 Abs. 1) werden als Ziele der Wasserwirtschaft u.a. die Erhaltung der biologischen Eigenart und Vielfalt und die Verbesserung der Wassergüte genannt. In §3 Abs. 2 Nr. 3 LWaG wird außerdem gefordert, dass das Selbstreinigungsvermögen der Gewässer erhalten und, soweit erforderlich, wiederhergestellt und verbessert wird.

Dreissena ermöglicht als Leitform vielen anderen Arten, auf den Muscheln zu siedeln. Es bildet sich eine spezielle Gemeinschaft der Muschelbänke aus, deren Artenfülle besonders gegenüber den sehr artenarmen Schlickflächen stark absticht. Außer den filtrierenden Muscheln sind verschiedene funktionelle Gruppen (Ernährungstypen) vertreten, z.B. die räuberischen Egel und die „grasenden“ Schnecken. Man kann davon ausgehen, dass durch Muschelbänke die Selbstreinigungskraft der Gewässer, also die Fähigkeit, organische Stoffe im Wasser abzubauen, erhöht wird. Daher könnte man die Förderung

neuer Muschelbänke fast als Gebot ansehen.

Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates) soll die Qualität der Oberflächengewässer und des Grundwassers deutlich verbessert werden. Bis zum Jahr 2015 soll für alle oberirdischen Gewässern und für das Grundwasser ein mindestens „guter Zustand“ erreicht werden. Diese Ziele sind bereits in nationales Bundesrecht umgesetzt worden (insbesondere §§1a, b und 25 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)). Eine Umsetzung in Landesrecht steht derzeit noch aus. Diesen rechtlichen Vorgaben wird eine gezielte Ansiedlung von *Dreissena* in besonderem Maße gerecht, da die verstärkte Filtration der neu anzusiedelnden Muscheln einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Qualität der Oberflächengewässer liefern könnte.

Das Einbringen „künstlicher Riffe“ ist nach §3 Abs. 1 Nr. 4a WHG als Benutzung eines Gewässers einzustufen, daher wird dazu eine Erlaubnis oder eine Bewilligung (§2 WHG) benötigt. Eine Bewilligung gewährt eine gesicherte Rechtsposition, kommt hier jedoch nicht in Betracht, da sie für das Einbringen von Stoffen in ein Gewässer gemäß §8 Abs. 2 WHG nicht erteilt werden darf. Eine Erlaubnis kann befristet sein und ist frei widerruflich, darf jedoch nur mit einem sachlichen Grund widerrufen werden (CZYBULKA 1999). Die Erteilung einer Erlaubnis dürfte grundsätzlich unproblematisch sein, da die Ansiedlungsmaßnahme den in §1a Wasserhaushaltsgesetz niedergelegten Zielen der Gewässerbewirtschaftung (Qualitätsverbesserung entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie) in hervorragender Weise dient. Der Antrag auf Erlaubnis müsste an die untere Wasserbehörde, in diesem Fall also das Staatliche Amt für Umwelt und Natur Ueckermünde gestellt werden (§108 Nr. 1a LWaG). Nach §19 Abs. 2 FischG M-V ist bei der Beantragung die obere Fischereibehörde (das Landesamt für Fischerei) zu beteiligen.

Ein Planfeststellungsverfahren (§31 WHG in Verbindung mit §70 LWaG M-V) wäre nur notwendig, wenn es sich um eine wesentliche Umgestaltung des Gewässers handeln würde (z.B. tiefe Ausbaggerung oder Uferveränderung). Eine solche Umgestaltung stellt die *Dreissena*-Ansiedlungsmaßnahme nicht dar.

6.8.2 Naturschutzrechtliche Anforderungen

Nach dem Naturschutzrecht ist zunächst zu prüfen, ob das Einbringen von Materialien zur gezielten Ansiedlung von *Dreissena* als Eingriff in Natur und Landschaft (§14 LNatG M-V) zu bewerten ist. Wird die ökologische Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich oder nachhaltig beeinträchtigt?

Die gesteigerte Filtration der Muscheln sollte die ökologische Funktionsfähigkeit, in diesem Fall die Selbstreinigungskraft des Gewässers, verbessern. Ob eine positive Veränderung einen Eingriff darstellen kann, wird weder in der Rechtsprechung noch in der Literatur thematisiert. Da die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung allerdings nach ihrer Zielsetzung auf die Vermeidung von negativen Veränderungen von Naturhaushalt oder Landschaftsbild ausgerichtet ist, kann diese Frage wohl verneint werden. Das Landschaftsbild wird durch das Einbringen der Ansiedlungsmaterialien ohnehin nicht beeinträchtigt, da keine „wahrnehmbare Veränderung der Landschaftsoberfläche von einem für die Schönheiten der natürlich gewachsenen Landschaft aufgeschlossenen Durchschnittsbetrachter als nachteilig empfunden werden“ könnte (SAUTHOFF et al. 2000). Da also weder für die öko-

logische Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts noch für das Landschaftsbild erhebliche oder nachhaltige Beeinträchtigungen zu erwarten sind, wird man die Maßnahme nicht als Eingriff ansehen können.

Wenn die *Dreissena*-Ansiedlung als behördlich durchgeführte oder angeordnete Maßnahme zur Pflege und Entwicklung von geschützten Gebieten erfolgen würde, wäre sie nach §14 Abs. 3 Nr. 2 LNatG M-V per Definition kein Eingriff. In diesem Fall wird erwartet, dass den Maßnahmen eine Planung und Prüfung vorausgeht, die Beeinträchtigungen für den Naturhaushalt oder das Landschaftsbild ausschließen und zu einer positiven Gesamtbilanzierung für den Naturschutz führen (SAUTHOFF et al. 2000).

Der nördliche Teil des Kleinen Haffs ist als prioritärer Lebensraumtyp („Ästuar“ oder „Lagune des Küstenraumes“) im Sinne der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) vorgesehen und als solches an die Kommission der EU gemeldet (siehe Karte, Abbildung 6.4). Derzeit ist das Verfahren zur Ausweisung von Schutzgebieten nach der FFH-Richtlinie noch nicht abgeschlossen, so dass eigentlich die FFH-Richtlinie unmittelbar anzuwenden ist (ständige EuGH und BVerwG-Rechtsprechung, z.B. BVerw.G v. 21.1.2000, DVBl 2000, S. 814). Für Mecklenburg-Vorpommern gibt es jedoch eine Sondersituation, da nach einem Erlass des Innenministeriums von Mecklenburg-Vorpommern (ABl. M-V 2002, S. 965) das nationale Recht (§§18 und 28 LNatG) für Fälle dieser Art doch Anwendung finden soll.

Ergänzend ist allerdings das europäische Recht heranzuziehen, sei es als Auslegungshilfe oder zur Füllung von Umsetzungslücken. Dies hat auch für das Einbringen der Ansiedlungsmaterialien in das Oderhaff Bedeutung. Hierfür ist entgegen der landesrechtlichen Regelung aufgrund des ergänzenden Rückgriffs auf die FFH-Richtlinie eine Verträglichkeitsprüfung durchzuführen, bei der die Vereinbarkeit der Maßnahme mit den für das betroffene FFH-Gebiet festgelegten Erhaltungszielen überprüft wird. Nach §18 LNatG ist eine solche Prüfung nur bei Eingriffen in Natur und Landschaft erforderlich. Gerade die bereits genannten maßgeblichen günstigen Auswirkungen für die Umwelt, die nach Ansiedlung von *Dreissena* im Haff zu erwarten wären, sprechen für eine positive Beurteilung des Projektes. Das Hauptziel der Richtlinie ist es, die Erhaltung der biologischen Vielfalt zu fördern; dazu sind in bestimmten Fällen auch Tätigkeiten des Menschen erforderlich.

Da *Dreissena* eindeutig positive Auswirkungen auf die biologische Vielfalt hat und das Ökosystem insgesamt in einen besseren Zustand bringen könnte, steht die gezielte Ansiedlung den Zielen der FFH-Richtlinie nicht entgegen.

Für das Aussetzen oder Ansiedeln von Tieren und Pflanzen in der freien Natur bedarf es nach §34 Abs. 2 LNatG M-V einer Genehmigung der oberen Naturschutzbehörde. Diese Genehmigung müsste also beim Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie beantragt werden (§52 Abs. 1 Nr. 2 LNatG M-V). Sie ist zu versagen, wenn die Gefahr einer Verfälschung der heimischen Tier- oder Pflanzenwelt oder eine Gefährdung des Bestandes oder der Verbreitung heimischer wildlebender Tier- oder Pflanzenarten oder von Populationen solcher Arten nicht auszuschließen ist (§34 Abs. 2 Satz 2 LNatG M-V). Die Frage der Verfälschung der Fauna wird im nächsten Abschnitt behandelt.

6.9 Ist die Wandermuschel eine gebietsfremde Art?

Die willkürliche Förderung einer Art, in diesem Falle *Dreissena polymorpha*, setzt die gewissenhafte Prüfung voraus, ob diese Art nicht ein störender Eindringling in einem funktionierenden System wäre. Man sollte vermeiden, neue Arten anzusiedeln, da auf diese Weise bestehende Gleichgewichte gestört werden können.

Neozoen sind Tiere, die seit Beginn der Neuzeit (1492) unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein neues Gebiet gelangt sind und dort neue Populationen aufgebaut haben (nach KINZELBACH 1996).

Nach dieser Definition würde *Dreissena* als Neozoon zählen, da sie sich erst im Laufe des 19. Jahrhunderts in Deutschland ausbreitete. Anders als in Nordamerika kann *Dreissena* in Norddeutschland jedoch nicht uneingeschränkt als neue invasive Art gewertet werden, da sie bereits vor der letzten Eiszeit hier vertreten war (MEISENHEIMER 1901). Selbst wenn es zuträfe, dass *Dreissena* die Unioniden in ihrer Verbreitung und physiologischen Leistungsfähigkeit einschränkt, so muss man berücksichtigen, dass sich bei *Dreissena* während der Eiszeit lediglich die Areale weiter nach Süden verschoben haben und nun wieder ihre ursprüngliche Verbreitung annehmen (postglaziale Remigration). *Dreissena polymorpha* ist daher als heimische Art anzusehen. Eine mögliche Verfälschung oder Gefährdung der heimischen Fauna ist daher nicht gegeben.

Für das Einsetzen von Tieren nicht gebietsfremder [also heimischer] Arten sollen nach der letzten Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes im Jahr 2002 die Länder gemäß §41 Abs. 2 BNatSchG in ihren Artenschutzregelungen das Aussetzen nicht gebietsfremder Arten von der Genehmigungspflicht ausnehmen. Mecklenburg-Vorpommern hat eine solche Regelung bisher noch nicht erlassen. Nach dem bisherigen Landesrecht muss daher für das Ansiedeln von *Dreissena* zur Zeit noch eine Genehmigung bei der oberen Naturschutzbehörde beantragt werden.

6.10 Küstenzonenmanagement

Die Methoden zur Analyse und Bewertung der Situation einer Küstenzone und die Verhandlungsstrategien im Rahmen des Küstenzonenmanagements werden sich oft ähneln. Wichtig ist, dass möglichst die Interessen aller Nutzer („stakeholder“) berücksichtigt werden. Um dabei so objektiv wie möglich vorzugehen, wurden z.B. Matrizes vorgeschlagen, in die die verschiedenen Belastungen und Ansprüche eingehen und mit deren Hilfe eine Bewertung der Situation erfolgen kann (CHUA 1992, GLAESER 2000).

Es muss jedoch auch immer die Spezifik jeder Küstenzone berücksichtigt werden. Die Empfindlichkeit und die Reaktion, z.B. auf Eutrophierung, hängt wesentlich von den inhärenten Eigenschaften wie Morphometrie, Verweildauer des Wassers und Sedimentdynamik ab (WALLIN & HÅKANSON 1991). Auch die biologische Besiedlung spielt eine entscheidende Rolle. Dies wird besonders deutlich, wenn man die Schlickflächen im Oderhaff mit ihrem weichen, mobilen Sediment, das reich an organischen Stoffen, aber sehr arm an Tieren ist, mit den Muschelbänken vergleicht, die einer Vielzahl von Lebewesen als Lebensraum dienen und die stark in die Stoffkreisläufe zwischen Sediment und

Wasser eingreifen. Auch im terrestrischen Küstenbereich verdeutlicht das Vorkommen exklusiver Arten, an den Boddenküsten z.B. bestimmter Laufkäfer, die Besonderheit des Lebensraumes (MÜLLER-MOTZFELD 1994, SCHULTZ 1998).

6.10.1 Mögliche Konflikte im Küstenbereich

Ursprünglich bieten Küsten eine Vielzahl an Lebensräumen, z.B. Sanddünen, Küstenüberflutungsmoore, Heiden, Strände, Spülsäume, Kliffe, Seegraswiesen und Wattflächen. Durch den Einfluss des Menschen wurden manche dieser Habitats bereits stark reduziert oder geschädigt. Dies äußert sich zum einen im direkten Flächenverbrauch, zum anderen aber auch in Einleitungen, die weit aus dem Landesinneren kommen können und ihren schädigenden Einfluss schließlich im Küstenbereich ausüben (z.B. Schwermetalle).

Viele der Nutzungsansprüche widersprechen einander. Einerseits will man die reichen Ressourcen der Küstengewässer nutzen (z.B. in der Fischerei und Aquakultur, aber auch beim Sand- und Kiesabbau), andererseits wäre es wünschenswert, Flächen unter Naturschutz zu stellen und ganz aus der Nutzung zu nehmen. Um menschliche Siedlungen vor Überflutungen zu schützen, werden oft gewaltige Bauwerke (Sperrwerke, Deiche, Schöpfwerke, Entwässerungssysteme) errichtet, die die natürliche Vielfalt und Dynamik der Küstenhabitats weiter beschränken. Wenn die Küste einer intensiven Nutzung durch Erholungssuchende ausgesetzt ist, können lenkende Maßnahmen unumgänglich werden. Um diese und weitere Konflikte und Ansprüche möglichst gerecht zu lösen, entstand die Idee des Integrierten Küstenzonenmanagements. Dabei tritt nicht nur die Schwierigkeit auf, die verschiedenen Ansprüche in ein Gesamtkonzept zu vereinen, sondern auch die vielen Zuständigkeiten zu berücksichtigen. Es könnte nötig werden, eine neue Struktur zu schaffen, die besser als bisherige sektorale Behörden in der Lage wäre, übergreifende Planungen auch durchzusetzen. Einen ähnlichen Ansatz verfolgt man jetzt auch beim Flusseinzugsgebietsmanagement, bei dem, auch bundesländerübergreifend, jeweils Flusseinheiten zusammen betrachtet und „gemanaged“ werden.

6.10.2 Der Wert der Küstenzone

In den letzten Jahren wurde verstärkt versucht, die Leistungen eines Ökosystems monetär zu bewerten. Die Disziplin, die sich mit dieser Aufgabe befasst, wird Umweltökonomie genannt („environmental economics“ oder „ecological economics“) (PRIMACK 1995). Trotz aller Schwierigkeiten und Unsicherheiten, die die In-Wert-Setzung mit sich bringt, hat dieser umweltökonomische Ansatz den Vorteil, dass bei Abwägungen, z.B. für Bauvorhaben oder andere Eingriffe versucht werden kann, Kosten für Leistungen einzubeziehen, die früher als selbstverständlich vorausgesetzt wurden. Beispiele solcher Dienstleistungen des Ökosystems sind Regulierung der Zusammensetzung der Atmosphäre, Klimaregulierung, Trinkwasserversorgung, Reinigung von verschmutztem Wasser, Erosionsschutz, Bodenbildung, Bestäubung von Nutzpflanzen, Schutz (vor Sturm, Überflutung, Lawinen, Dürre), Rohstoffherstellung, Bereitstellung genetischer Ressourcen, Erholungsmöglichkeiten usw.

In einer Abschätzung aller globalen Ökosystemleistungen nehmen nach COSTANZA et al. (1997) Ästuare einen herausragenden Platz ein. Sie haben eine immense Bedeu-

tung für die Umsetzung von Nährstoffen (nutrient cycling). Dies ist die größte einzelne Leistung und „kostet“ weltweit 22 832 US \$/ha/a. Für das Oderhaff mit einer Gesamtfläche von 687 km² entspräche dies umgerechnet rund 1,5 Milliarden Euro pro Jahr. Große Stoffumsätze werden durch Bakterien getätigt, z.B. bei der Denitrifikation, bei der Nitrat zu elementarem Stickstoff umgewandelt wird, der dann gasförmig aus dem Gewässer freigesetzt werden kann. Aber auch Muscheln spielen bei der Umsetzung von Nährstoffen eine wichtige Rolle. Sie sind ein Bindeglied zwischen dem Benthos und Pelagos. Durch ihre Filtrationstätigkeit werden dem Wasser Nährstoffe entzogen, die dann als Muschelbiomasse gespeichert oder als Fäzes oder Pseudofäzes wieder abgegeben werden. Die durch Muscheln erhöhte Retention und Remineralisierung von Nährstoffen am Gewässergrund kann das Makrophytenwachstum fördern. Wenn weniger Nährstoffe im freien Wasser verfügbar sind, wird die Entwicklung des Phytoplanktons eingeschränkt. Dies wäre ein wichtiger Schritt bei der angestrebten „Oligotrophierung“ des Haffs.

6.10.3 Organisatorische und rechtliche Grundlagen

Das Oderästuar erstreckt sich halb auf deutschem, halb auf polnischem Gebiet, somit gelten verschiedene Rechtsgrundlagen. Auf deutscher Seite ist das Amt für Raumordnung und Landesplanung Vorpommern zuständig, das dem Ministerium für Arbeit und Bau untersteht. Der von diesem Amt erarbeitete Regionalplan entsteht in Zusammenarbeit mit dem Umweltministerium, hier wieder insbesondere mit dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG). Außerdem werden Empfehlungen des Ministeriums für Landwirtschaft, Ernährung und Forsten berücksichtigt.

Für ein gelungenes Küstenzonenmanagement ist es wichtig, dass geplante Maßnahmen auch tatsächlich durchgesetzt werden können. Es gibt zwei Alternativen: entweder werden die vorhandenen Verwaltungsstrukturen genutzt und die jeweiligen Behörden steuern ihren fachspezifischen Beitrag bei; diese einzelnen Beiträge müssen dann zusammengebracht, abgewogen und in einen gemeinsamen Plan verarbeitet werden. Oder aber es muss eine eigene Verwaltungseinheit gegründet werden, die sich speziell um Küstenzonenmanagement kümmert und hier konkret an bestimmten Projekten arbeitet, die ausgesprochen interdisziplinär sind.

Die bisher nur im terrestrischen Bereich angewendete Raumplanung könnte auch für Küstengewässer eingesetzt werden (siehe hierzu ERBGUTH 1999). Nach §15 Abs. 1 BNatSchG dienen die Landschaftsprogramme und Landschaftsrahmenpläne ausdrücklich der Verwirklichung der Ziele von Naturschutz und Landschaftspflege. Die nötige Abwägung der raumbedeutsamen Erfordernisse und Maßnahmen der Raumplanung mit anderen raumbedeutsamen Planungen und Maßnahmen (nach Maßgabe der landesplanungsrechtlichen Vorschriften der Länder) ist in §5 Abs. 2 BNatSchG festgeschrieben. Ein wichtiger Grundsatz des Küstenzonenmanagements, nämlich die Einbringung der verschiedenen Interessen und das Suchen nach einer Kompromisslösung wäre daher, wenn die Raumplanung auch für die Küstenräume zuständig wäre, schon berücksichtigt.

WENK (2000) schlägt vor, Integriertes Küstenzonenmanagement zwischen den Ebenen der regionalen und der gemeindlichen Planung anzusiedeln, da es konkrete Maßnahmen enthalten soll, zugleich aber auch die Erfordernisse eines größeren Natur- und

Abbildung 6.4: Schutzgebiete im und am Oderhaff (deutsche Seite): siehe Ausklappkarte

Wirtschaftsraumes im Auge behalten soll. Er plädiert für die Institutionalisierung einer eigenständigen Management-Einheit, d.h. es sollte einen Küstenzonenmanager geben, der auch die Befugnis hat, die Pläne umzusetzen. Bei der Erstellung des spezifischen Küstenzonenmanagement-Planes sollen jedoch die beteiligten Kommunen beratend und unterstützend mitwirken.

6.10.4 Realität und Planungsgrundlagen für das Oderhaff

Im Rahmen des Gemeinsamen Ostsee-Aktionsprogramms (Baltic Sea Joint Comprehensive Environmental Action Programme) der Helsinki-Kommission wurde im Juli 1994 eine spezielle Arbeitsgruppe (Area Task Team) für die Oderhaff-Region gegründet. Die Arbeitsgruppe hat 12 feste Mitglieder (6 deutsche und 6 polnische Fachleute und Behördenvertreter); bei Bedarf werden noch weitere Fachleute als Berater herangezogen (HELCOM PITF MLW 1996). Aufgabe des Area Task Teams ist die Schaffung eines grenzübergreifenden politisch-rechtlichen Rahmens (Management Plan for Lagoons and Wetlands).

Das Gebiet für den Management-Plan umfasst neben den Wasserflächen des Oderhaffs auch einen ca. 3–10 km breiten Festlandsstreifen entlang der Küstenlinien, der sich im Bereich der Flussmündungen ein wenig weiter landeinwärts zieht, und schließt auch im Landesinneren gelegene Moorflächen (z.B. Friedländer Große Wiese) mit ein. Ähnliche Gebiete wurden auch auf polnischer Seite ausgewählt. Insgesamt beträgt die Gesamtfläche auf deutscher Seite 1140 km² und auf polnischer Seite ca. 1400 km² (OKON 2000).

Für einen Küstenzonenmanagement-Plan im Oderhaff müssen die verschiedenen Schutzgebietskategorien berücksichtigt werden.

Der nördliche Teil des Kleinen Haffs ist als FFH-Gebiet vorgesehen (Abbildung 6.4), gehört damit also zu einem zusammenhängenden Verbund von Schutzgebieten (NATURA 2000) im Sinne der im Mai 1992 verabschiedeten Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft (Richtlinie 92/43/ EWG). Vorrangiges Ziel der Richtlinie ist der Erhalt der biologischen Vielfalt in Europa. Bei geplanten Bauvorhaben oder anderen Projekten muss in FFH-Gebieten stets geprüft werden, ob das Gebiet negativ beeinflusst werden könnte. Dies gilt auch für Vorhaben auf Flächen, die an ein FFH-Gebiet angrenzen, sofern Auswirkungen auf das FFH-Gebiet erwartet werden müssen. Nur bei zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses — einschließlich solcher wirtschaftlicher und sozialer Art — und wenn keine Alternativlösungen vorhanden sind, darf die zuständige Behörde eine Genehmigung erteilen. Um die Kohärenz des ökologischen Netzes NATURA 2000 sicherzustellen, muss der Mitgliedstaat die notwendigen Ausgleichsmaßnahmen ergreifen.

Zusätzlich zum Status des FFH-Gebietes stehen große Gebietsteile am Kleinen und Großen Haff auf deutscher und polnischer Seite unter Naturschutz (z.B. 30 Naturschutzgebiete auf deutscher Seite mit einer Gesamtfläche von 13000 ha, Nationalpark Wolin

(Wolinski Park Narodowe) mit rund 4840 ha, acht Naturschutzgebiete auf polnischer Seite mit einer Gesamtfläche von 1073 ha). Der überwiegende Teil des Planungsraumes auf deutscher Seite ist als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen und einige besondere Biotope, wie z.B. Moore, Sümpfe, Röhrichte, Riede, Salzwiesen, Bruchwälder, Verlandungsbereiche stehender Gewässer, Steilküsten und Dünen, sind nach §20LNatG M-V pauschal geschützt.

Eine weitere zu berücksichtigende rechtliche Grundlage ist die im Dezember 2000 in Kraft getretene EU-Wasserrahmenrichtlinie, nunmehr umgesetzt im Wasserhaushaltsgesetz (August 2002). Die EU-Wasserrahmenrichtlinie fasst alle bisher gültigen Richtlinien zusammen, die einzelne Aspekte betrafen, z.B. die Qualität des Badewassers, den Schutz des Trinkwassers, Qualitätsanforderungen an Muschelgewässer, Ableitungen von schädlichen Stoffen wie Cadmium und Quecksilber. Der bisher verfolgte sektorale Ansatz soll nun ersetzt werden durch einen übergreifenden Schutz, der sich an Flussgebietseinheiten orientiert. Neben den Oberflächengewässern und dem Trinkwasser werden zum ersten Mal auch die Küsten- und Übergangsgewässer mit erfasst.

Ökologisch verträgliche Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität und zur Erhöhung der Attraktivität der Region wären durchaus realisierbar und wünschenswert, bedürfen aber einer guten Koordination.

6.10.5 Bedeutung von *Dreissena polymorpha* für das Küstenzonenmanagement

Wie durch die Untersuchungen in dieser Arbeit gezeigt werden konnte, haben Wandermuscheln einen wesentlichen Einfluss auf das Ökosystem und die Wasserqualität. Zwar sind die Muscheln durch den Salzgehalt im Oderhaff in ihrer Leistungsfähigkeit eingeschränkt, ihre Filtrationsleistung ist aber dennoch groß genug, um bei ruhigen Wetterlagen auch bei der jetzigen Muscheldichte für klares Wasser über den Muschelbänken zu sorgen. Zusätzlich bieten Muschelbänke Lebensraum für viele andere Arten des Makrozoobenthos und Meiobenthos.

Da *Dreissena* nicht dauerhaft in Wasser mit mehr als 5 PSU Salzgehalt leben kann, ist ihre Ansiedlung an der Außenküste nicht möglich. Für das Oderhaff jedoch sprechen die im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführten Untersuchungen dafür, dass sich die Methode der gezielten Ansiedlung von Wandermuscheln zur Verbesserung der Wasserqualität gut eignet. Die Vergrößerung der Muschelpopulation im Oderhaff durch das Anbieten von Netzen oder anderen Substraten sollte das Gewässer anregen, sich selbstständig in ein Filtrierer-reiches, bentho-pelagisch ausgewogenes Ökosystem hoher Diversität zu entwickeln, das sich schließlich auf niedrigem trophischen Niveau stabilisiert. Die voraussichtlichen Folgen einer vergrößerten *Dreissena*-Population sind in Abbildung 6.5 dargestellt.

Küstenzonenmanagement ist keine einmalige Aktion, sondern ein Prozess. Die kontinuierliche Überprüfung der Populationsdichte und Auswirkungen der Wandermuscheln würde deshalb mit in die Aufgaben des Küstenzonenmanagements fallen.

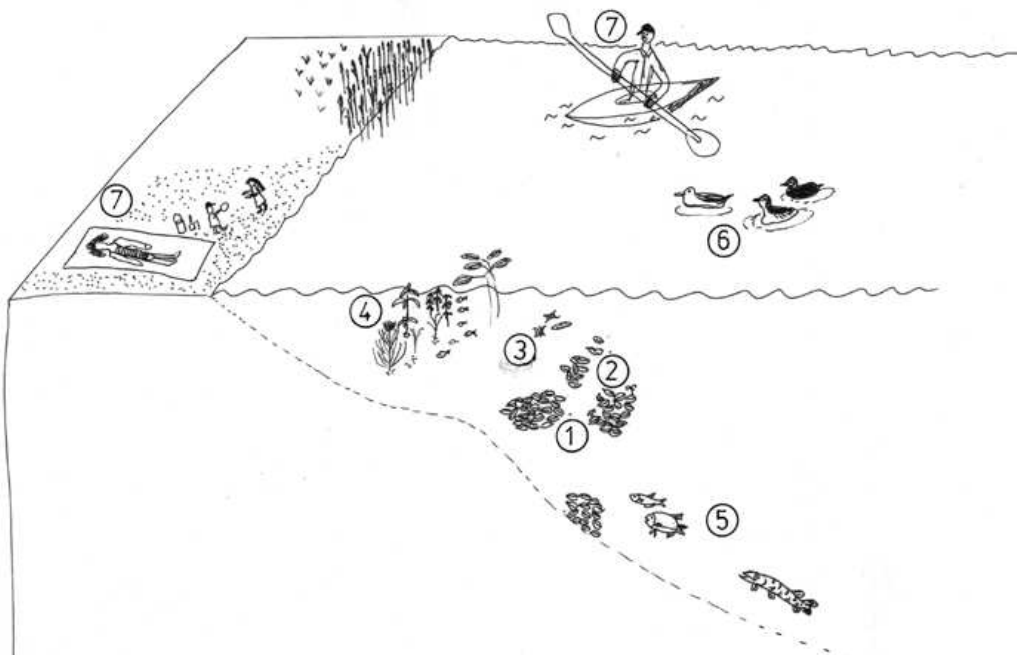


Abbildung 6.5: Voraussichtliche Folgen einer vergrößerten *Dreissena*-Population

1) vergrößerte *Dreissena*-Population \Rightarrow 2) Mehr auf den Muschelbänken lebendes Makrozoobenthos \Rightarrow 3) Reduzierung des Phytoplanktons \Rightarrow 4) Ausweitung des Makrophytenbestandes, damit auch mehr Makrozoobenthos (MZB) auf den Makrophyten (u.a. junge Dreissenen) \Rightarrow 5) ausgewogene Fischfauna, die sich von dem vermehrten MZB ernähren kann 6) viele Vögel, die sich von dem MZB ernähren 7) günstige Auswirkungen auf Freizeit-, Erholungsnutzung und Tourismus

Kapitel 7

Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

- Ausgangspunkt für diese Arbeit war die Frage, ob es möglich wäre, mit Hilfe einer größeren Population der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* eine Verbesserung der Wasserqualität im oligohalinen Oderhaff zu bewirken. Dazu wurden die Filtrationsleistung und geeignete Bedingungen für eine gezielte Ansiedlung der Muscheln untersucht.
- *Dreissena polymorpha* bildet im Oderhaff Muschelbänke in etwa 2 m Tiefe. Die durchschnittliche Abundanz liegt dort bei rund 14 600 Muscheln/m².
- In repräsentativen Habitaten des Oderhaffs (Sand, Schlick, Muschelbänke) wurden die Makrozoobenthosgemeinschaften analysiert. Dabei zeigte sich, dass die Muschelbänke eine besonders hohe Diversität aufwiesen; bis zu 38 Taxa wurden dort gefunden. Auf den Schlickflächen hingegen, die rund 58 % des Haffs einnehmen, leben in der Regel nur 2 Taxa (Oligochaeten und Chironomiden).
- *Dreissena* ermöglicht als eine die Habitatstruktur bildende Art vielen anderen Organismengruppen (Oligochaeten, Egel, Gammariden, Asseln, Schnecken, Nematoden usw.), auf den Muschelbänken zu siedeln. Daher werden auf den Muschelbänken maximale Abundanzen von über 40 000 Individuen/m² erreicht, auf Sandflächen hingegen lediglich 10 000 Tieren/m² und auf Schlick 2700 Individuen/m².
- Auch die Biomasse ist auf den Muschelbänken besonders hoch; an einer Station wurden im Mittel knapp 3000 g Frischmasse pro Quadratmeter erreicht. Auf den Sandflächen waren es durchschnittlich 1071 g Frischmasse/m², auf den arten- und individuenarmen Schlickflächen sogar nur 15 g/m².
- Die gemessenen Filtrationsraten von *Dreissena polymorpha* aus dem Oderhaff lagen im geschlossenen und im Durchfluss-System bei etwa 10–25 ml/h pro Muschel im Temperaturbereich bis 20 °C. Im Vergleich mit Werten aus der Literatur liegt dies am unteren Ende der Skala und lässt sich durch den Salzgehalt des Haffs erklären, der die Leistungsfähigkeit der aus dem Süßwasser stammenden Muschelart einschränkt.

- Die Filtrationsleistung von *Dreissena polymorpha* im Oderhaff ist temperaturabhängig. Bei Versuchen mit suspendierten Hefezellen wurden bei 25 °C etwa 3,5 mal mehr Zellen pro Stunde und Liter von den Muscheln herausgefiltert als bei 13 °C. Die Filtrationsrate bei 13 °C im geschlossenen System lag bei $10,22 \pm 10,21$ ml/h/Muschel, während bei 25 °C $76,9 \pm 6,87$ ml/h/Muschel erreicht wurden.
- Theoretisch bräuchten die Muscheln derzeit 7 Tage zur Filtration des gesamten Wasservolumens des Kleinen Haffs. Bei einer Erhöhung des Muschelbestandes um 30 % (auf 50 km² Muschelfläche, mit einer durchschnittlichen Dichte von 14 600 Muscheln/m²) bräuchten die Muscheln nur 5 Tage. Eine Erhöhung um 60 % auf 61 km² Muschelfläche würde die Dauer auf 4 Tage reduzieren. Diese Erhöhung würde ausreichen, um bei gleichbleibender Muschel-Dichte den derzeitigen Kohlenstoffüberschuss aufzubreuchen.
- Grundlage der Filtrationsleistung ist die Cilienaktivität auf den Kiemen. Da der pH-Wert als wichtiger limitierender Faktor angesehen wird, wurde die Cilienaktivität auf isolierten Kiemen von *Dreissena polymorpha* untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Tiere aus dem Oderhaff sehr robust sind. Bei natürlichen Bedingungen (pH 8,3) schlugen die Cilien der Oderhaff-Muscheln im Schnitt etwa 39 Stunden. Im Vergleich dazu erreichten die zuvor in Kanada untersuchten Muscheln (*Dreissena polymorpha* und *Dreissena bugensis*) aus dem Eriesee bei allen pH-Werten zwischen 6,5 und 10,0 nur etwa 21 Stunden Schlagdauer.
- Die Ansiedlung von Muscheln wurde auf verschiedenen Materialien (Stein, Holz, Netzen, *Mya*-Muschelschalen, PVC) und in verschiedenen Tiefen (zwischen 1,00 m und 4,00 m) an insgesamt drei Stellen im Oderhaff untersucht. Dabei zeigte sich keine Präferenz für eine bestimmte Tiefe, aber deutliche Unterschiede bei der Wahl des Substrats. Die höchste Ansiedlungsdichte (maximal 15 771 Muscheln/m²) wurde auf Fischereinetz gefunden. Auch Holz und Steine wurden gut besiedelt (maximal 13 322 bzw. 7955 Tiere/m²), während PVC weniger attraktiv war (höchstens 6925 Muscheln/m²). Auf den *Mya*-Muschelschalen hatten sich umgerechnet nur 1066 Dreissenen/m² angesiedelt.
- Anders als große tiefe Süßwasserseen ist das Kleine Haff flach, leicht salzhaltig (1 PSU) und stickstofflimitiert. Damit kommen viele der möglichen Renaturierungsmethoden, die sich oft auf die Reduzierung des Phosphatgehaltes im Gewässer stützen, nicht in Frage.
- Neben der Verringerung der Zufuhr von Nähr- und Schadstoffen erscheint nach den in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen die unterstützte Ansiedlung von *Dreissena* als erfolgversprechende Maßnahme zur Verbesserung der Wasserqualität im Oderhaff. Dies wäre ein wichtiger Schritt im Rahmen eines Integrierten Küstenzonenmanagements.
- Für eine gezielte Ansiedlung wären horizontal, etwa 1 m über dem Grund gespannte

Netze geeignet. Für die genaue Lage dieser Netze ist ein Konsens mit den Fischerreigenossenschaften zu finden.

- Bei der Planung von Renaturierungsmaßnahmen im Rahmen eines Küstenzonenmanagements muss berücksichtigt werden, dass der nördliche Teil des Kleinen Haffs als FFH-Gebiet deklariert wurde und zusätzlich große Gebietsteile am Kleinen und Großen Haff auf deutscher und polnischer Seite unter Naturschutz stehen. Die Prüfung der zu berücksichtigenden Rechtsgrundlagen ergab, dass die vorgeschlagene Maßnahme zur Ansiedlung von *Dreissena* nicht als Eingriff in Natur und Landschaft zu bewerten wäre und sich auch aus anderen maßgeblichen rechtlichen Vorschriften keine negative Bewertung ergäbe.
- Ein nach den Regeln der Raumordnung arbeitendes Komitee für Integriertes Küstenzonenmanagement sollte etabliert werden, das die verschiedenen Interessen in einem Gesamtkonzept vereint. Dieses Konzept muss unter Beibehaltung des angestrebten Zielzustandes ständig die aktuellen Anforderungen mit aufnehmen können.
- Die Region Oderhaff sollte als Ganzes auftreten (also deutsche und polnische Seite gemeinsam). Als Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltqualität und Erhöhung der Attraktivität wäre der Bau einer Kläranlage in Szczecin (Stettin) dringend nötig. Außerdem muss eine strenge Kontrolle der das Haff passierenden Schiffe durchgeführt werden. Zur Vermeidung von Umweltrisiken könnte z.B. nur noch Doppelwandtankern die Passage gestattet werden. Die schonende Fischerei (traditionell mit Reusen und Stellnetzen) sollte unbedingt beibehalten werden. Touristische Maßnahmen wie z.B. das Anlegen von Rad- und Wanderwegen um das Haff und geführte Exkursionen an Land und zu Wasser wären weiterhin wünschenswert.
- Die Dichte der Muschelbesiedlung im Haff kann nicht beliebig gesteigert werden. Genaue Prognosen der Auswirkungen einer vergrößerten Muschel-Population können nicht getroffen werden, da es auch natürliche, nicht vorhersehbare Populationschwankungen gibt, die sich auf die Gesamtfiltrationsleistung auswirken. Zur Beurteilung des Erfolges der gezielten Ansiedlung sollte daher ein regelmäßiges Monitoring durchgeführt werden, bei dem zum einen die Abundanz der Muscheln, zum anderen der Gehalt der Tiere an Schwermetallen und anderen Schadstoffen ermittelt wird.
- Die unterstützte Ansiedlung von *Dreissena* soll die Population dauerhaft stärken, kann aber lediglich als Anregung des Systems dienen. Ziel ist es, das Oderhaff von einem phytoplanktondominierten Zustand zu einem Filtrierer- und Makrophyten-dominierten Zustand zu wandeln, so dass sich das System dann auf niedrigerem trophischen Niveau einpendelt.

Literaturverzeichnis

- ACKERMAN, J.D.: (1999): Effect of the velocity on the filter feeding of dreissenid mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*): implications for trophic dynamics., Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1551–1561.
- ACKERMAN, J.D.; LOEWEN, M.R.; HAMBLIN, P.F. (2001): Benthic-Pelagic coupling over a zebra mussel reef in western Lake Erie. Limnology and Oceanography 46(4): 892–904.
- AMLER, M.; FISCHER, R.; ROGALLA, N.S. (2000): Muscheln. Enke im Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 214 S.
- ANDRES, D. (1993): Video- und Fotodokumentation der Bestände von *Dreissena polymorpha* PHALLAS (sic!) im Oderhaff. ALDEBARAN Marine research and broadcast, 24143 Kiel, 29 S.
- ANONYMOUS (1958): The Venice System for the Classification of Marine Waters According to Salinity. Limnology and Oceanography 3: 346–347.
- ARTER, H.E. (1989): Effect of eutrophication on species composition and growth of freshwater mussels (Mollusca: Unionidae) in Lake Hallwil. Aquat. Sci. 51: 87–99.
- BAKER, S.M.; LEVINTON, J.S.; KURDZIEL, J.P. & SHUMWAY, S.E. (1998): Selective feeding and biodeposition by zebra mussels and their relation to changes in phytoplankton composition and seston load. Journal of Shellfish Research 17: 1207–1213.
- BAKER, S.M.; LEVINTON, J.S.; WARD, J.E. (2000): Particle Transport in the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha* (Pallas). Biol. Bull. 199: 116–125.
- BASTVIKEN, D.T.E.; CARACO, N.F.; COLE, J.J. (1998): Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. Freshwater Biology 39: 375–386.
- BEDULLI, D. & FRANCHINI, D.A. (1978): *Dreissena polymorpha* (Pallas): Primi rinvenimenti nel fiume Po e predazione su di essa da parte di *Rattus norvegicus* (Berk.). Quaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano 6: 85–92.
- BERKMANN, P.A.; HALTUCH, M.A.; TICHICH, E.; GARTON, D.W.; KENNEDY, G.W.; GANNON, J.E.; MACKEY, S.D.; FULLER, J.F.; LIEBENTHAL, D.L. (1998): Zebra mussels invade Lake Erie. Nature 393: 27–28.

- BESCH, W.K.; HAMM, A.; LENHART, B.; MELZER, A.; SCHARF, B.; STEINBERG, C. (1992): Limnologie für die Praxis. ecomed, Landsberg am Lech, 404 S.
- BEUKEMA, J.J. & CADÉE, G.C. (1986): Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *OPHELIA* 26: 55–64.
- BIANCHI, T.S.; WESTMAN, P.; ROLFF, C.; ENGELHAUPT, E.; ANDRÉN, T.; ELMGREN, R. (1998): Cyanobacterial blooms in the Baltic Sea: Natural or Human induced? *Quaternaria* A:5 Paper IV 13 pp, Stockholm University.
- BÖRNER, T. (2001): Die Toxine der Cyanobakterien. *Biologie in unserer Zeit* 31 (2): 108–115.
- BOTTS, P.S.; PATTERSON, B.A.; SCHLOESSER, D.W. (1996): Zebra mussel effects on benthic invertebrates: Physical or biotic? *Journal of the North American Benthological Society* 15(2): 179–184.
- BRANDT, K. (1894/96): Über das Stettiner Haff. *Wiss. Meeresuntersuchungen N.F. Band1 Heft 2*, Kiel und Leipzig, 147 S.
- BRANDT, K. (1906): Vergleichende Untersuchung des Stettiner Haffs und des Papenwassers. *Deutsche Wissenschaftl. Kommission f. d. Intern. Meeresforschung; Die Tätigkeit im Etatsjahre 1904. Abt I: Kiel 2; S. 37–49.*
- BREITIG, G. (1965): Beiträge zur Biologie, Verbreitung und Bekämpfung von *Dreissena polymorpha* (Pall.) 1771 (Lamellibranchia). Inauguraldissertation, Ernst Moritz Arndt Universität Greifswald, 132 S.
- BUCKMANN, K.; GEBHARDT, U.; WEIDAUER, A.; PFEIFFER, K.D.; DUWE, K.; FEY, A.; HELLMANN, B.; POST, J. (1998): Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Boden, Oderästuar und den angrenzenden Küstengewässern. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 16: 12–41.
- BURGER, G. (1995): Zur Resistenz von Viren und Bakterien im Wasser. *Forum Städte-Hygiene* 46: 269–271.
- CARACO, N.F.; COLE, J.J.; RAYMOND, P.A.; STRAYER, D.L.; PACE, M.L.; FINDLAY, S.E.; FISCHER, D.T. (1997): Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology* 78(2): 588–602.
- CEDERWALL, H. & ELMGREN, R. (1980): Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia, Suppl.* 1: 287–304.
- CHABOT, R. & BOURGET, E. (1988): Influence of substratum heterogeneity and settled barnacle density on the settlement of cypris larvae. *Marine Biology* 97: 45–56.

- CHOJNACKI, J.C. & CERONIK, E.J. (1996): Artificial reefs in the Pomerian Bay (Southern Baltic) as biofiltration sites. Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists: 162–172.
- CHUA, T.E. (1992): Coastal aquaculture development and the environment – The role of coastal area management. Marine Pollution Bulletin 25: 98–103.
- CHURCHILL, E.P. (1916): The Absorption of Nutriment from Solution by Freshwater Mussels. Dissertation, reprinted in The Journal of Experimental Zoology 21 (3): 403–429.
- CLARK, R.B. (1992): Kranke Meere? Verschmutzung und ihre Folgen. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg, Berlin, New York, 3. Auflage, 266 S.
- CLAUDI, R. & MACKIE, G.L. (1994): Practical Manual for Zebra Mussel Monitoring and Control. Lewis Publishers, Boca Raton et al., 272 S.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 15 May 1997: 253–260.
- COTNER, J.B.; GARDNER, W.S.; JOHNSON, J.R.; SADA, R.H.; CAVALETTI, J.F.; HEATH, R.T. (1995): Effects of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) on bacterioplankton: Evidence for both size-selective consumption and growth stimulation. J. Great Lakes Res. 21(4): 517–528.
- COUGHLAN, J. (1969): The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. Marine Biol. 2: 356–358.
- CRISP, D.J. (1974): Factors influencing the settlement of marine invertebrate larvae. In: GRANT, P.T. & MACKIE, A.M. (eds.); Chemoreception in Marine Organisms. Academic Press, London: 177–265.
- CZYBULKA, D. (1999): Umwelt- und Naturschutzrecht. In: MANSSEN, G. & SCHÜTZ, H.J. (Hrsg.): Staats- und Verwaltungsrecht für Mecklenburg-Vorpommern. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- DAME, R.F. (1996): Ecology of Marine Bivalves. CRC Press, Boca Raton.
- DAVIDS, C. & KRAAK, M.H.S. (1993): Trematode Parasites of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.): Zebra mussels. Biology, Impacts, and Control. Lewis Publisher, Boca Raton.
- DIETZ, T.H. & BYRNE, R.A. (1997): Effects of salinity on solute clearance from the freshwater bivalve, *Dreissena polymorpha* Pallas. Exp. Biol. Online 2: 11, ISSN 1430-3418.

- DIETZ, T.H., LESSARD, D.; SILVERMAN, H.; LYNN, J.W. (1994): Osmoregulation in *Dreissena polymorpha*: the importance of Na, Cl, K, and Particularly Mg. Biol. Bull. 187: 76–83.
- DIETZ, T.H., WILCOCK, S.J.; BYRNE, R.A.; LYNN, J.W., SILVERMAN, H. (1996): Osmotic and Ionic Regulation of North American Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*). American Zoologist 36: 364–372.
- DINEEN, J.F. & HINES, A.H. (1994): Effects of salinity and adult extract on settlement of the oligohaline barnacle *Balanus subalbidus*. Marine Biology 119: 423–430.
- DOMM, S., MACCAULEY, R.W., KOTT, E., ACKERMAN, J.D. (1993): Physiological and Taxonomic Separation of Two Dreissenid Mussels in the Laurentian Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 2294–2297.
- ECKROAT, L.R.; MASTELLER, E.C; SHAFFER, J.C; STEELE, L.M. (1993): The Byssus of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*): Morphology, Byssal Thread Formation, and Detachment. In NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.): Zebra Mussels. Biology, Impacts, and Control. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp. 239–263.
- EGLOFF, T. (1995): Keine neuen Begriffe! Renaturierung und Regeneration haben sich bewährt. TELMA 25: 163–166.
- EIDAM, J.; LEHMANN, J.; PUFF, T. (1998): Einfluß des Phasenbestandes von Schwebstoffen und Sedimenten des Odermündungsgebietes auf die Bindung und Mobilisierung von Schwermetallen — ein Beitrag zur Bilanzierung von Stoffaustauschprozessen. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 130–168.
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. Pedobiologia 18: 378–380.
- ERBGUTH, W. (1999): Raumplanung im Meer- unter besonderer Berücksichtigung des Natur- und Umweltschutzrechts. Natur und Recht 9: 491–497.
- FAHNENSTIEL, G.L.; LANG, G.A.; NALEPA, T.F.; JOHNGEN, T.H. (1995): Effects of Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) Colonization on Water Quality Parameters in Saginaw Bay, Lake Huron. J. Great Lakes Res. 21(4): 435–448.
- FAMME, P.; RIISGÅRD, H.U. & JØRGENSEN, C.B. (1986): On direct measurement of pumping rates in the mussel, *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 92: 323–328.
- FANSLow, D.L.; NALEPA, T.F. & LANG, G.A. (1995): Filtration rates of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) on natural seston from Saginaw Bay, Lake Huron J. Great Lakes Res. 21(4): 489–500.
- GEBHARDT, H., KINZELBACH, R.; SCHMIDT-FISCHER, S. (Hrsg.) (1996): Gebietsfremde Tierarten. ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg.

- GEORGI, F. (1986): Die chemische Zusammensetzung des Sestons in inneren Küstengewässern der DDR (Darß-Zingster Boddenkette, südliche Ostsee). *Acta hydrochim. hydrobiol.* 14 (6): 581–594.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT (1991): Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Die Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Stralsund 1992.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998/1999): Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern, Herausgeber Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow 2001.
- GLAESER, B. (2000): Strategien zur Kooperation und Konfliktlösung: Nachhaltiges Küstenmanagement am Beispiel Skandinavien. *Bodden 9*: 3–24.
- GOCKE, K. (1988): Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the third stage. Lose sheet version of the Baltic Sea Environment Proceedings nos. 27 A, 27 B, 27 C and 27 D, HELCOM, Helsinki.
- GÖTTING, K.J. (1992): *Mytilus edulis*: Filtrationsleistung. In: EMSCHERMANN, P. et al. (Hrsg.): Meeresbiologische Exkursion. Beobachtung und Experiment. Gustav Fischer, Stuttgart.
- GÖTTING, K.J.; KILIAN, E.F.; SCHNETTERER, R. (1988): Einführung in die Meeresbiologie 2. Das Meer als Lebensraum und seine Nutzung. Friedr. Vieweg & Sohn, Braunschweig, Wiesbaden, 231 S.
- GÜNTHER, B. (1998) Die Bedeutung des Makrozoobenthos für den Kohlenstoffumsatz im Sediment. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 16: 286–315.
- HAMM, A. (1996): Wie und woher kommen die Nährstoffe in die Flüsse? In: LOZÁN, J.L. & KAUSCH, H. (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren -Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin, S. 105–110.
- HANEY, J.F.; FORSTH, D.J.; JAMES, M.R. (1994): Inhibition of zooplankton filtering rates by dissolved inhibitors produced by naturally occurring cyanobacteria. *Arch. Hydrobiol.* 132: 1–13.
- HARTUNG, J. & ELPELT, B. (1995): Multivariate Statistik -Lehr-und Handbuch der angewandten Statistik. 9. Aufl., Oldenbourg, München, Wien: 975 S.
- HEBERT, P.D.N.; MUNCASTER, B.W. & MACKIE, G.L. (1989): Ecological and Genetic Studies on *Dreissena polymorpha* (Pallas): A New Mollusc in the Great Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1587–1591.
- HELBIG, A. & KUBE, J. (1996): Die Ostsee als Brut- und Überwinterungsgebiet für Meeres- und Küstenvögel. In: LOZÁN, J.L., LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR, E.; RUMOHR, H.; VON WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.):

- Warnsignale aus der Ostsee. Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin, S. 223–231.
- HELCOM PITF MLW (1996): Integriertes Küstenzonenmanagement für die Odermündung, Szczecin/Greifswald, 94 S.
- HENSEL, S. (1994): Status-quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Kleinen Haff unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. Diplomarbeit, Zoologisches Institut und Museum, Universität Greifswald.
- HILLS, J.M.; THOMASON, J.C.; MILLIGAN, J.L.; RICHARDSON, M. (1998): Do barnacle larvae respond to multiple settlement cues over a range of spatial scales? *Hydrobiologia* 375/376: 101–111.
- HOLLAND, R. (1993): Changes in Planktonic Diatoms and Water Transparency in Hatchery Bay, Bass Island Area, Western Lake Erie Since the Establishment of the Zebra Mussel. *J. Great Lakes Res.* 19(3): 617–624.
- HOLLIGAN, P. & DE BOOIS, H. (Hrsg.)(1993) : Land Ocean Interactions in the Coastal Zone (LOICZ) Science Plan, IGBP Report No. 25, IGBP, Stockholm, 50 S.
- HORGAN, M.J. & MILLS, E.L. (1997): Clearance rates and filtering activity of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): implications for freshwater lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 249–255.
- HOROHOV, J.; SILVERMAN, H.; LYNN, J.W.; DIETZ, T.H. (1992): Ion transport in the freshwater zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Biol. Bull.* 183: 297–303.
- HORVATH, T.G.; MARTIN, K.M.; LAMBERTI, G.A. (1999): Effect of zebra mussels, *Dreissena polymorpha*, on macroinvertebrates in a lake-outlet stream. *American Midland Naturalist* 142 (2): 340–347.
- HUPFER, M. & SCHARF, B. (2002): Seentherapie: Interne Maßnahmen zur Verminderung der Phosphorkonzentration. In: STEINBERG, C; CALMANO, W; KLAPPER, H; WILKEN, R.-D. (1996): (eds.): Handbuch Angewandte Limnologie. Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, Aquatische kotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz. ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech, Losebl.-Ausg.
- ICES (1988): Results of 1985 baseline study of contaminants in fish and shellfish. ICES Coop. Res. Rep., 151 pp.
- INTERNATIONALE GEWÄSSERSCHUTZKOMMISSION FÜR DEN BODENSEE (2002): Seespiegel Nr. 16 (12/02), Stuttgart, 6 S. ISSN 1025–5044.
- IZVEKOVA, E.I. & LVOVA-KATCHANOVA, A.A. (1972): Sedimentation of suspended matter by *Dreissena polymorpha* Pallas and its subsequent utilization by Chironomidae larvae. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 19(2): 203–210.

- JACCARD, P. (1901): Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques regions voisines. Mem. Soc. Vaud. Sci nat. 37 (140): 241–272.
- JAMES, W.F.; BARKO, J.W.; EAKIN, H.L. (2001): Phosphorus recycling by zebra mussels in relation to density and food resource availability. Hydrobiologia 455: 55–60.
- JÖNSSON, N; BUSCH, A.; LORENZ, T.; KORTH, B. (1998): Struktur und Funktion von Boddenlebensgemeinschaften im Ergebnis von Austuasch- und Vermischungsvorgängen. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 250–287.
- JONES, C.G.; LAWTON, J.H.; SHACHAK, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373–386.
- JONGMAN, R.H.G.; BRAAK, C.J.F. TER & TONGEREN, O.F.R. VAN (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen: 299 S.
- KAISER, J. (2001): The Other Global Pollutant: Nitrogen Proves Tough to Curb. Science 294: 1268–1269.
- KAMMANN, U. (1995): Metallothioneine und polychlorierte Biphenyle in Fischen aus Elbe und Nordsee. Schriften der Bundesforschungsanstalt für Fischerei Hamburg 22: 2–6.
- KARATAYEV, A.Y.; BURLAKOVA, L.E.; PADILLA, D.K. (1997): The effects of *Dreissena polymorpha* PALLAS invasion on Aquatic communities in Eastern Europe. J. Shellfish Research 16 (1): 187–203.
- KARNAUKHOV, V.N. & KARNAUKHOV, A.V. (1993): Perspectives on the Ecological Impacts of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) in the Former European USSR and in North America. In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.) (1993): Zebra Mussels. Biology, Impacts, and Control. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, USA, 729–731.
- KASPRZAK, P.; SCHRENK-BERGT, C.; KOSCHEL, R.; KRIENITZ, L.; GONSIORCZYK, T.; WYSUJACK, K. & STEINBERG, C. (2000): Biologische Therapieverfahren (Biomaniipulation). In: STEINBERG, C.; CALMANO, W.; KLAPPER, H.; WILKEN, R.-D. (Hrsg.) (1996): Handbuch Angewandte Limnologie. Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, Aquatische Ökotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz. ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg am Lech, Losebl.-Ausg.
- KELLETAT, D. (1999): Physische Geographie der Meere und Küsten. Teubner Studienbücher, Leipzig, 258 S.
- KEOUGH, M.J. & RAIMONDI, P.T. (1996): Responses of settling invertebrate larvae to bioorganic films: Effects of large-scale variation in films. J. exp. mar. Biol. Ecol. 207: 59–78.

- KILGOUR, B.W. & MACKIE, G.L. (1996): Colonization of Different Construction Materials by the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*). In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.): Zebra Mussels. Biology, Impacts, and Control. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp. 167–173.
- KINZELBACH, R. (1992): The main features of the phylogeny and dispersal of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. In: NEUMANN, D. & JENNER, H.A. (eds.): The zebra mussel *Dreissena polymorpha*. Ecology, Biology and First Applications in the Water Quality Management. Limnologie aktuell, Gustav Fischer, Stuttgart, S. 5–18.
- KINZELBACH, R. (1996): Die Neozoen. In: GEBHARDT, H.; KINZELBACH, R.; SCHMIDT-FISCHER, S. (1996): Gebietsfremde Tierarten. ecomed verlagsgesellschaft, Landsberg, 316 S.
- KLAPPER, H. (1992): Eutrophierung und Gewässerschutz: Wassergütebewirtschaftung; Schutz und Sanierung von Binnengewässern. Fischer Verlag, Jena.
- KLEE, O. (1971): Die größte Kläranlage im Bodensee: eine Muschel. Mikrokosmos 60. Jg., Heft 5: 129–132.
- KLEE, O. (1993): Wasser untersuchen. Biologische Arbeitsbücher. Quelle und Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- KNIGHT-JONES, E.W. & CRISP, D.J. (1953): Gregariousness in barnacles in relation to the fouling of ships and to anti-fouling research. Nature 4364: 1109–1110.
- KORNOBIS, S. (1977): Ecology of *Dreissena polymorpha* (PALL.) (Dreissenidae, Bivalvia) in lakes receiving heated water discharges. Pol. Arch. Hydrobiol. 24(4): 531–545.
- KOROLEV, A. & DROZDETSKI, V. (1996): Application of artificial biocomplexes in the coastal zone and estuaries of the Eastern Baltic. Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists: 173–178.
- KORSCHULT, E. (1892): On the development of *Dreissena polymorpha* Pallas. The Annals and Magazine of Natural History including Zoology, Botany and Geology, Günther, A.C.L.G.; Carruthers, W. & Francis, W. London.
- LAMPE, R. (1994): Die vorpommerschen Boddengewässer - Hydrographie, Boddendablagerungen und Küstendynamik. In: „Die Küste“. Archiv für Forschung und Technik an der Nord- und Ostsee, Hg: Kuratorium für Forschung im Küsteningenieurwesen. Westholsteinische Verlagsanstalt Boyens & Co, Heide i.H. Sonderdruck aus Heft 56/1994: 25–49.
- LAMPE, R. (1996): Die Küsten der Ostsee und ihre Dynamik. In: LOZÁN, J.L.; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR, E.; RUMOHR, H.M.; VON WESTERNHAGEN, H. (eds.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey, Berlin, 385 S.

- LAMPE, R. (1998): Das Oderästuar als Filter und Transformator. Endbericht des Projektes „Greifswalder Bodden und Oder Ästuar- Austauschprozesse“. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 451-483.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. Thieme, Stuttgart, 440S.
- LARMAN, V.N. & GABBOT, P.A. (1975): Settlement of cyprid larvae of *Balanus balanoides* and *Elminius modestus* induced by extracts of adult barnacles and other marine animals. J. mar. biol. Ass. U.K. 55: 183–190.
- LAVRENTYEV, P.; GARDNER, W.S.; CAVALETTO, J.F.; BEAVER, J.R. (1995): Effects of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha* Pallas) on Protozoa and Phytoplankton from Saginaw Bay, Lake Huron. J. Great Lakes Res. 21(4): 545–557.
- LAWTON, J.H. (1994): What do species do in ecosystems? Oikos 71: 367-374.
- LEI, J.; PAYNE, B.S.; WANG, S.Y. (1996): Filtration dynamics of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53: 29–37.
- LEIPE, T.; EIDAM, J.; LAMPE, R.; MEYER, H.; NEUMANN, T.; OSADCZUK, A.; JANKE, W.; PUFF, T.; BLANZ, T.; GINGELE, F.X.; DANNENBERGER, D. & WITT, G. (1998): Das Oderhaff. Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. Meereswissenschaftliche Berichte 28, Warnemünde, 61 pp+ Appendix.
- LEMMA, A.; WOLDE-YOHANNES, L.; FRALEIGH, P.C.; KLERKS, P.; LEE, H.H. (1991): Endod is lethal to zebra mussels and inhibits their attachment. Journal of Shellfish Research 10(2): 361–366.
- LEWIN, G.: (1998): Untersuchungen zur Bioturbation in sandigen Sedimenten der Kleinen Haffs. Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 111 S.
- LODE, E. (1999): Wetland restoration: a survey of options for restoring peatlands. Studia Forestalia Suecica 205: 2–30.
- LOO, L.O. & ROSENBERG, R. (1996): Production and energy budget in marine suspension feeding populations: *Mytilus edulis*, *Cerastoderma edule*, *Mya arenaria* and *Amphiura filiformis*. Journal of Sea Research 35(1–3): 199–207.
- LOWE, R.L. & PILLSBURY, R.W. (1995): Shifts in Benthic Algal Community Structure and Function Following the Appearance of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron. J. Great Lakes Res. 21(4): 558–566.
- LUDYANSKIY, M.L.; MC DONALD, D. & MAC NEILL, D. (1993): Impact of the Zebra Mussel, a Bivalve Invader. Bioscience 43: 533–544.

- MACISAAC, H.J.; SPRULES, W.G. ; LEACH, J.H. (1991): Ingestion of small-bodied zooplankton by zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): Can cannibalism on larvae influence population dynamics? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48: 2051–2060.
- MACISAAC, H.J. & ROCHA, R. (1995): Effects of suspended clay on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) faeces and pseudofaeces production. Arch. Hydrobiol. 135(1): 53–64.
- MACKIE, G.L. (1991): Biology of the exotic zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in relation to native bivalves and its potential impact in Lake St. Clair. Hydrobiologia 219: 251–268.
- MACKIE, G.L. & SCHLOESSER, D.W. (1996): Comparative Biology of Zebra Mussels in Europe and North America: An Overview. American Zoologist 36: 244–258.
- MASŁOWSKI, J. (1993): Long-term changes in the bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). Acta Hydrobiol. 35 (4): 341–355.
- MASSEL, S. (1999): Fluid Mechanics for Marine Ecologists. Springer, Berlin, 566 pp.
- MAY, B. & MARSDEN, J.E. (1992): Genetic identification and implications of another invasive species of dreissenid mussel in the Great Lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci 49: 1501–1506.
- MCMAHON, R.F. (1996): The Physiological Ecology of the Zebra Mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. American Zoologist 36: 339–363.
- MCQUEEN, D.J.; JOHANNES, M.R.S.; POST, J.P.; STEWART, T.J.; LEAN, D.R.S. (1989): Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. Ecological Monographs 59(3): 289–309.
- MEISENHEIMER, J. (1899): Zur Eiablage der *Dreissena polymorpha*. Plöner Forschungsberichte 7: 25–28.
- MEISENHEIMER, J. (1901): Entwicklungsgeschichte von *Dreissena polymorpha* Pall. Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie 69(1): 1–137 +15 Tafeln.
- MEYER, H; LAMPE, R.; JONAS, P.; BUCKMANN, K. (1998): Nährstoffe im Oderästuar — Transporte und Inventare. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 99–129.
- MILLS, E.L.; ROSENBERG, G.; SPIDLE, A.P.; LUDYANSKIY, M.; PLIGIN, Y.; MAY, B. (1996): A Review of the Biology and Ecology of the Quagga Mussel (*Dreissena bugensis*), a Second Species of Freshwater Dreissenid Introduced to North America. Amer. Zool. 36: 271–286.
- MØHLENBERG, F. & RIISGÅRD, H.U. (1979): Filtration Rate, Using a New Indirect Technique, in Thirteen Species of Suspension-Feeding Bivalves.

- Marine Biology 54: 143–147.
- MORTON, B.S. (1969a): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* Pall.
1. General Anatomy and Morphology. Proceedings of the Malacological Society of London 38: 301–321.
- MORTON, B.S. (1969b): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* Pall.
3. Population Dynamics. Proceedings of the Malacological Society of London 38: 471–482.
- MORTON, B.S. (1969c): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* Pall.
4. Habits, Habitats, Distribution and Control. Water Treatment and Examination 18 (1969): 233–240.
- MORTON, B.S. (1971): Studies on the biology of *Dreissena polymorpha* Pall.
5. Some aspects of filter-feeding and the effect of micro-organisms upon the rate of filtration. Proceedings of the Malacological Society of London 39: 289–301.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 431 S.
- MÜLLER, H.J. (1988): Ökologie. VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 395 S.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1994): Das Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und Naturschutzstrategie in der Boddenlandschaft. Bodden 1: 105–118.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (2001): Revitalisierung eines Küstenüberflutungsmoores am Greifswalder Bodden. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.) Landschaftsökologische Moorkunde, 2. völlig neu bearbeitete Auflage, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung: 517–521.
- MULLINEAUX, L.S. & BUTMAN, C.A. (1991): Initial contact, exploration and attachment of barnacle (*Balanus amphitrite*) cyprids settling in flow. Marine Biology 110: 93–103.
- NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.) (1993): Zebra Mussels. Biology, Impacts, and Control. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, 810 pp.
- NAUMANN, E. (1919): Några synpunkter angående planktons ökologi. Med särskild hänsyn till fytoplankton. Svensk. bot. tidskr. 13: 129–158.
- NICK, K.J. (1985): Renaturierung — Wiedervernässung — Regenerierung von Mooren — Zur Klärung der Begriffe. Natur und Landschaft 60(1): 20–21.
- NIENHUIS, P.H. (1993): Nutrient cycling and foodwebs in Dutch estuaries. Hydrobiologia 265: 15–44.
- NORKKO, A. & BONSDORFF, E. (1996): Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. Marine Ecology Progress Series 140: 141–151.

- OKON, W. (2000): Der Managementplan for Lagoones (sic!) and Wetlands-Prozeß auf deutscher Seite der Odermündung. *Bodden* 9: 63–71.
- OSADCZUK, A. & WAWRZYNIAK-WYDROWSKA, B. (1998): Sediments in the Szczecin Lagoon: selected elements and macrozoobenthos. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 16: 169–193.
- OTT, J. (1996): *Meereskunde. Einführung in die Geographie und Biologie der Ozeane*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 426 S.
- PECHLANER, R. (1975): Eutrophication and restoration of lakes receiving nutrients from diffuse sources only. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 19: 1272–1278.
- PFADENHAUER, J. & ZEITZ, J. (2001): Leitbilder und Ziele für die Renaturierung norddeutscher Niedermoore. In: KRATZ, R. & PFADENHAUER, J. (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Strategien und Verfahren zur Renaturierung*. Ulmer, Stuttgart Hohenheim: 17–24.
- PIESIK, Z. (1974): The role of the crayfish *Orconectes limosus* (Raf.) in extinction of *Dreissena polymorpha* (Pall.) subsisting on steelon-net. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 21: 401–410.
- PIESIK, Z. (1983): Biology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) settling on stylon nets and the role of this mollusc in eliminating the seston and the nutrients from the water-course. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 30 (4): 353–361.
- PRIMACK, R.B. (1995): *Naturschutzbiologie*. Spektrum, Akad. Verl., Heidelberg, 713 pp.
- REED-ANDERSEN, T.; CARPENTER, S.D.; PADILLA, D.K.; LATHROP, R.C. (2000): Predicted impact of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion on water clarity in Lake Mendota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1617–1626.
- REEDERS, H.H. & BIJ DE VAATE, A. (1990): Zebra mussels (*Dreissena polymorpha*): a new perspective for water quality management. *Hydrobiologia* 200/201: 437–450.
- REEDERS, H.H.; BIJ DE VAATE, A.; NOORDHUIS, R. (1993): Potential of the Zebra Mussel (*Dreissena polymorpha*) for Water Quality Management. In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.): *Zebra Mussels. Biology, Impacts, and Control*. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp. 439–451.
- REINCKE, H. (1992): Biological Effect Monitoring in the River Elbe Using the Zebra Mussel *Dreissena polymorpha*. In: NEUMANN, D. & JENNER, H.A. (eds.): *The zebra mussel Dreissena polymorpha. Ecology, Biology and First Applications in the Water Quality Management*. *Limnologie aktuell*, Gustav Fischer, Stuttgart, S. 185–195.
- REISE, K. (2002a): Küstenforschung. In: Deutsche Forschungsgemeinschaft. *Perspektiven der Forschung und ihrer Förderung, Aufgaben und Finanzierung 2002–2006*. Wiley-VCH, Weinheim: 334–346.

- REISE, K. (2002b): Sediment mediated interactions in coastal waters. *Journal of Sea Research* 48: 127–141.
- REMANE, A. (1934): Die Brackwasserfauna. *Verh. Dt. Zool. Ges.* 34–74.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. *Ann. Zool. Soc. zool.-bot. Fenn. Vammamo* 6(1): 231 S.
- RITTSCHOF, D.; BRANSOMB, E.S.; COSTLOW, J.D. (1984): Settlement and behavior in relation to flow and surface in larval barnacles, *Balanus amphitrite* Darwin. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 82: 131–146.
- ROBAKIEWICZ, W.O. (ed.) (1993): Warunki hydrodynamiczne Zalewu Szczecińskiego i ciesenin łączących Zalew z Zatoka Pomorska. — Wydawnictwo IBW PAN, Gdańsk: 287 pp.
- RODITI, H.A. & FISHER, N.S. (2000): Uptake of dissolved organic carbon and trace elements by zebra mussels. *Nature* 407: 78–80.
- ROSENBERG, G. & LUDYANSKIY, M.L. (1994): A nomenclatural review of *Dreissena* (Bivalvia: Dreissenidae) with identification of the quagga mussel as *Dreissena bugensis*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:1474–1484.
- RUMOHR, H.; BREY, T.; ANKAR, S. (1987): A Compilation of Biometric Conversion Factors for Benthic Invertebrates of the Baltic Sea. *The Baltic Marine Biologists Publication No. 9*: 56 pp.
- RUTH, M. (1998): Untersuchungen zur Biologie und Fischerei von Miesmuscheln im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Teilbericht zum Forschungsvorhaben 108 02 085/01, Umweltbundesamt, Berlin, 330 pp.
- RZEPECKI, L.M. & WAITE, J.H. (1993): Zebra mussel byssal glue: an unwelcome bond between man and mollusk? Third International Zebra Mussel Conference, Agenda and Abstracts, Toronto, Canada pp. 2-93-2-107.
- SAUTHOFF, M.; BUGIEL, K.; GÖBEL, N. (Hrsg.) (2000): Landesnaturschutzgesetz Mecklenburg-Vorpommern (LNatG M-V) Kommentar. Kommunal- und Schul-Verlag GmbH & Co, Wiesbaden.
- SCHARF, B.; HAMM, A.; STEINBERG, C. (1992): Seenrestaurierung. In: BESCH, W.-K.; HAMM, A.; LENHART, B.; MELZER, A.; SCHARF, B.; STEINBERG, C. (Hrsg.): *Limnologie für die Praxis — Grundlagen des Gewässerschutzes*. ecomed Fachverlag, Landsberg am Lech, 277–343.
- SCHAUER, F. (2001): Abbau und Verwertung von Mineralölbestandteilen durch Mikroorganismen. *Bodden* 11: 3–31.
- SCHERNEWSKI, G. & STERR, H. (2002): Tourism and Environmental Quality of the German Baltic Coast: Conflict or Chance? In: SCHERNEWSKI, G. & SCHIEWER, U. (eds.): *Baltic Coastal Ecosystems. Structure, Function and Coastal Zone Management*. Springer Verlag, Heidelberg: 215–229.

- SCHIEWER, U. (1998): 30 years' eutrophication in shallow brackish waters—lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73–79.
- SCHLIEPER, C. (1968): Methoden der meeresbiologischen Forschung. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- SCHLOESSER, D.W.; NALEPA, T.F.; MACKIE, G.L. (1996): Zebra Mussel Infestation of Unionid Bivalves (Unionidae) in North America. *American Zoologist* 36: 300–310.
- SCHULZ, S.; KAISER, W. & BREUEL, G. (1991): Trend analysis of biological parameters in the Baltic (1976–1988). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76 (3): 351–359.
- SCHULTZ, R. (1997): Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Indikatoren der Renaturierung des Salzgrünlandes im Ostseebereich Vorpommerns. Dissertation, Universität Greifswald, 233 S.
- SCHWOERBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. Gustav Fischer, Stuttgart, 7. Aufl.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. Gustav Fischer, Stuttgart, 8. Aufl.
- SEGERSTRÅLE, S.G. (1953): Baltic Sea. *Geol. Soc. America, Memoir* 67, Vol. 1: 751–800.
- SHAPIRO, J.; FORSBERG, P.; LAMARRA, V.; LINDMARK, G.; LYNCH, M.; SMELTZER, E.; ZOTO, G. (1982): Experiments and experiences in biomanipulation — Studies of biological ways to reduce algal abundances and eliminate blue-greens. Environmental Protection Agency EPA-600/3-82-096, 251 S.
- SHAPIRO, J. & WRIGHT, D.I. (1984): Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota, the first two years. *Freshwater Biology* 14: 371–383.
- SILVERMAN, H.; LYNN, J.W.; ACHBERGER, C.; DIETZ, T.H. (1996): Gill structure in Zebra Mussels: Bacterial-Sized Particle Filtration. *American Zoologist* 36: 373–384.
- SMIT, H.; BIJ DE VAATE, A.; REEDERS, H.H.; VAN NEES, E.H.; NOORDHUIS, R. (1993): Colonization, Ecology, and Positive Aspects of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) in The Netherlands. In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D. (eds.): Zebra mussels: biology, impacts, and control. Lewis Publishers, Boca Raton, USA, pp 55–77.
- SPIDLE, A.P.; MILLS, E.L.; MAY, B. (1995): Limits of tolerance of temperature and salinity in the quagga mussel (*Dreissena bugensis*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52(10): 2108–2119.

- SPRUNG, M. (1987): Ecological requirements of developing *Dreissena polymorpha* eggs. Arch. Hydrobiol./Suppl. 79(1): 69–86, Stuttgart.
- SPRUNG, M. (1989): Field and laboratory observations of *Dreissena polymorpha* larvae: abundance, growth, mortality and food demands. Arch. Hydrobiol. 115(4): 537–561.
- SPRUNG, M. (1993): The other life: an account of present knowledge of the larval phase of *Dreissena polymorpha*. NALEPA, T.F. & SCHLOESSER D.W. (eds.): Zebra Mussels. Biology, Impact, and Control. Lewis Publishers 39–53.
- SPRUNG, M. & ROSE, U. (1988): Influence of food size and food quality on the feeding of the mussel *Dreissena polymorpha*. Oecologia 77: 526–532.
- STAŃCZYKOWSKA, A. (1977): Ecology of *Dreissena polymorpha* (Pall.) (Bivalvia) in Lakes. Pol. Arch. Hydrobiol. 42(4): 461–530.
- STAŃCZYKOWSKA, A. & LEWANDOWSKI, K. (1993): Effect of filtering activity of *Dreissena polymorpha* (PALL.) on the nutrient budget of the littoral of Lake Mikolajskie. Hydrobiologia 251: 73–79.
- STARK, H.; BAUER, H-G.; WERNER, S. (2002): Untersuchungen zum Beziehungsgefüge zwischen den Wasservögeln als Hauptkonsumenten am Bodensee und der Primär- und Sekundärproduktion bzw. den trophischen Änderungen über die Zeit. Bericht zum Werkvertrag Nr. 10016505, Institut für Seenforschung, Langenargen/Bodensee.
- STERR, H. ITTEKOT. V.; KLEIN, R.J.T. (1999): Weltmeere und Küsten im Wandel des Klimas. Petermanns Geographische Mitteilungen 143, 1999/Pilotheft 2000: 24–31.
- STEWART, T.W. & HAYNES, J.M. (1994): Benthic Macroinvertebrate Communities of Southwestern Lake Ontario Following Invasion of *Dreissena*. J. Great Lakes Res. 20 (2): 479–493.
- STRAYER, D.L.; CARACO, N.F.; COLE, J.J.; FINDLAY, S.; PACE, M.L. (1999): Transformation of freshwater ecosystems by bivalves. BioScience 49: 19–27.
- STRAYER, D.L. & SMITH. L.C. (1993): Distribution of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in estuaries and brackish waters. In: NALEPA, T.F. & SCHLOESSER, D.W. (eds.): Zebra Mussels. Biology, Impact, and Control. Lewis Publishers, Boca Raton: 715–727.
- STUIJFZAND, S.C.; DRENTH, A.; HELMS, M.; KRAAK, M.H.S. (1998): Bioassays using the midge *Chironomus riparius* and the zebra mussel *Dreissena polymorpha* for evaluation of river water quality. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 34: 357–363.
- SUTTLE, C.A. (2000): Cyanophages and their role in the ecology of cyanobacteria. In: WHITTON, B.A. & POTTS, M. (eds.): The ecology of

- cyanobacteria. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, London, Boston, 669 pp.
- SZIDAT, L. (1926): Beiträge zur Faunistik und Biologie des Kurischen Haffs. Schriften der physik.-ökon. Ges. Königsberg 65 (1): 5–31.
- TEN WINKEL, E.H. & DAVIDS, C. (1982): Food selection by *Dreissena polymorpha* Pallas (Mollusca: Bivalvia). Freshwater Biology 12: 553–558.
- THUROW, F. (1997): Estimation of the total fish biomass in the Baltic Sea during the 20th century. ICES Journal of Marine Sciences 54: 444–461.
- TIMMERMANN, T. (1999): Anbau von Schilf (*Phragmites australis*) als ein Weg zur Sanierung von Niedermooren — eine Fallstudie zu Etablierungsmethoden, Vegetationsentwicklung und Konsequenzen für die Praxis. Arch. für Nat.-Lands.- 38: 111–143.
- TIMMERMANN, T.; KOSKA, I.; JOOSTEN, H.; WICHTMANN, W. (2002): Grundlagen, Begriffe und Strategien der Moor-Renaturierung. In: Naturräumliche Grundlagen einer ökologiegerechten Landnutzung am Beispiel des nordostdeutschen Tieflandes. Vortragsband zum Festkolloquium anlässlich des 80. Geburtstages von Dr. habil. Dietrich Kopp und des 60. Geburtstages von Prof. Dr. Michael Succow, 20. April 2001 im Botanischen Institut der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- UMWELTBUNDESAMT (1994): Die Oder und ihr Einzugsgebiet. Umwelt 10/1994: 376–380.
- WAGNER, A. & KAMJUNKE, N. (2001): Reduction of the filtration rate of *Daphnia galeata* by dissolved photosynthetic products of edible phytoplankton. Hydrobiologia 442 (1–3): 165–176.
- WAINSTEIN, B.A. (1967): O njekatorych metodach ozenki schodstwa biozenosow. Zool. Zh. (Moskau) (46): 981–986.
- WALLIN, M. & HÅKANSON, L. (1991): The importance of inherent properties of coastal areas. Marine Pollution Bulletin 22(8): 381–388.
- WALZ, N. (1973): Untersuchungen zur Biologie von *Dreissena polymorpha* PALLAS im Bodensee. Arch. Hydrobiol./Suppl. 42 (3/4): 452–482.
- WALZ, N. (1975): Besiedlung von künstlichen Substraten durch Larven von *Dreissena polymorpha*. Arch. Hydrobiol./Suppl. 47 (4): 423–431.
- WALZ, N. (1978): The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in laboratory experiments and in Lake Constance. I Pattern of activity, feeding and assimilation efficiency. Arch. Hydrobiol./Suppl. 55(1): 83–105.
- WALZ, N. (1992): New invasion, increase, and ecological equilibrium of *Dreissena polymorpha* populations in Central and Southern European Lakes and Rivers. J. Shellfish Res. 11: 241.

- WEBER, C.A. (1907): Aufbau und Vegetation der Moore Norddeutschlands. Beibl. Bot. Jahrb. 90: 19–34.
- WEBER, E. (2001): Die Funktion von Muschelzönosen im Stoffhaushalt von Fließgewässern. Dissertation, Zoologisches Institut und Museum, Universität Greifswald, 191S.
- WENK, R. (2000): Struktur und Aufgaben eines IKZM aus raumordnerischer Sicht. Bodden 9: 51–61.
- WESENBERG-LUND, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere. Wirbellose Tiere. Verlag von Julius Springer, Wien.
- WESTPHAL, H. & LENK, B. (1998): Die räumlich-zeitliche Verteilung von Primärproduktion und Bakterienkeimzahlen. Greifswalder Geographische Arbeiten 16: 228–249.
- WETHEY, D.S. (1984): Spatial pattern in barnacle settlement: day to day changes during the settlement season. J. mar. biol. Ass. U.K. 64: 687–698.
- WETZEL, R.G. (2001): Limnology. Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego, 1006 S.
- WIEGEMANN, M. (1999): Untersuchungen zur Respiration benthischer Organismen (unter besonderer Berücksichtigung von: *Dreissena polymorpha* und *Hediste diversicolor*). Diplomarbeit am Zoologischen Institut der Universität Greifswald, 114 S.
- WIESNER, L.; GÜNTHER, B; FENSKE, C. (2001): Temporal and spatial variability in the heavy metal-content of *Dreissena polymorpha* (Pallas) (Mollusca: Bivalvia) from the Kleines Haff (northeastern Germany). Hydrobiologia 443: 137–145.
- WIKTOR, J. (1959): Zooplankton Zalewu Szczecinskiego, cz. II -The Szczecin Firth Zooplankton. Part II-Prace MIR w Gdyni, 10/A: 229–258.
- WIKTOR, J. (1963): Research on the ecology of *Dreissensia polymorpha* Pall. in the Szczecin lagoon (Zalew Szczecinski). Ekologia Polska, Ser. A. (Warszawa) 11: 275–280.
- WILLER, A. (1924): Die Nahrungstiere der Fische. In: DEMOLL, R. & MAIER, H.N. (Hrsg.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Band 1, Stuttgart: 145–228.
- WILLER, A. (1925): Studien über das Frische Haff. Z. Fischerei 23: 317–349.
- WILLIAMS, J.D., WARREN, M.L., CUMMINGS, K.S., HARRIS J.L., NEVES, R.J. (1993): Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. Fisheries 18 (9): 6–22.
- WINKLER, H.M. (1990): Fishery in Shallow Estuaries of the GDR, Possibilities and Limitations. Limnologica (Berlin) 20 (1): 195–198.

- WINKLER, H.M. (1991): Changes of Structure and Stock in Exploited Fish Communities in Estuaries of the Southern Baltic Coast (Mecklenburg-Vorpommern, Germany). *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 76 (3): 413–422.
- WOLF, T.; LOU, J.; ROSENTHAL, W. (1998): Anwendung eines gekoppelten Modells im Oderhaff. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 16: 42–77.
- YOUNG, B.L.; PADILLA, D.K.; SCHNEIDER, D.W.; HEWETT, S.W. (1996): The importance of size-frequency relationships for predicting ecological impact of zebra mussel populations. *Hydrobiologia* 332(3): 151–158.
- YU, N. & CULVER, D.A. (1999): Estimating the effective clearance rate and refiltration by zebra mussels, *Dreissena polymorpha*, in a stratified reservoir. *Freshwater Biology* 41: 481–492.
- YULE, A.B. & CRISP, D. J. (1983): Adhesion of cypris larvae of the barnacle *Balanus balanoides*, to clean and arthropodin treated surfaces. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 63: 261–271.
- ZENKEVITCH, L. (1963): *Biology of the Seas of the U.S.S.R.* New York, Interscience Publishers.
- ZOLOTAREVA, V.I.; MAKHONINA, A.V.; DYGA, A.K. (1978): The filtration ability of *Dreissena bugensis* Andrusov. *Malacological Review* 11: 96–97.
- ZORPETTE, G. (1996): Mussel mayhem, continued. *Scientific American*, August 1996: 12–13.
- ŻMUDZIŃSKI, L. (1976): Eutrophierung der Ostsee und ihrer Randgewässer. *Limnologica (Berl.)* 10: 419–424.

Danksagung

Für die Betreuung dieser Promotionsarbeit, konstruktive Kritik und hilfreiche Anregungen möchte ich Herrn Prof. Dr. G. Müller-Motzfeld und Herrn Prof. Dr. K. Reise ganz herzlich danken.

Ein besonderer Dank geht an Dr. B. Günther, mit dem ich viele theoretische und praktische Probleme besprechen konnte. Vielen Dank für die gute Arbeitsatmosphäre in der Arbeitsgruppe Hydrobiologie!

Frau M. Stelzer, Frau S. Arndt, Frau D. Freese, Frau M. Sandhop, Frau J. Fenske und Herrn F. Gehrman danke ich für ihre geduldige Hilfe bei den praktischen Arbeiten.

Die Ausfahrten zur Beprobung des Makrozoobenthos wurden mit dem Forschungsschiff „Bornhöft“ der Universität Greifswald durchgeführt. Der Besatzung, Herrn J. Becker und Herrn C. Wünsche, sei für ihren Einsatz gedankt.

Das GKSS-Forschungszentrum Geesthacht ermöglichte mir, auf der Forschungsplattform „Meta 2“ im Haff, sowie auf den Forschungsschiffen „Ludwig Prandtl“ und „Storch“ zu arbeiten. Für die Unterstützung bei den Freilandarbeiten danke ich ganz besonders Herrn H. Gerbatsch.

Das Landesgraduierten-Stipendium ermöglichte mir ein freies Arbeiten, ich danke dem Land Mecklenburg-Vorpommern für diese finanzielle Unterstützung. Der Arbeitsaufenthalt in Kanada wurde ebenfalls durch ein Teilstipendium des Landes Mecklenburg-Vorpommern gefördert und gab mir neben der Möglichkeit, experimentelle Untersuchungen an der Wilfrid-Laurier University in Kitchener/Waterloo (Ontario) durchzuführen, interessante Einblicke in kanadische Renaturierungsprojekte.

Herrn Prof. Dr. W. Hinrichs danke ich für seine vielfältige Unterstützung und Gesprächsbereitschaft und die Gewährung der Zeit, diese Arbeit fertig zu stellen.

Heike Stegmann und Dr. Eike Schröder sei herzlich gedankt für das Korrekturlesen und ihre Anregungen!

Weiterhin möchte ich Frau Dr. K. Rodi, Peter Müller und Tim Hoffmann für Ihre Hilfe bei den juristischen und statistischen Fragen danken. Bei den Clusteranalysen half mir Christoph Kornmilch. Waldemar Okon vom Amt für Raumordnung und Landesplanung

Vorpommern stellte mir freundlicherweise Kartenmaterial zur Verfügung und beantwortete geduldig viele Fragen bezüglich der Planung im Oderhaff.

Allen Freunden, Kollegen und Kommilitonen, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, gilt mein herzlicher Dank! In allen Phasen der Arbeit, besonders aber gegen Ende war ich sehr froh über Euren Trost und Rat!

Für die Hilfe bei den Formeln und dem Layout danke ich Herrn Dr. M. Wendt. Seine liebevolle und geduldige Unterstützung hat mich besonders in der Endphase der Arbeit sehr aufgebaut!

Last not least danke ich meine Eltern für ihr Verständnis und ihr stetes Interesse („Na, wie geht es Deinen Muscheln?“).

Anhang

Tabellen zu Abundanzen und Biomassen des Makrozoobenthos im Kleinen Haff 1996 und 1998 an repräsentativen Stationen

In der Regel sind die Werte mit allen pro Station gefundenen Tieren einer Art berechnet. Falls dies nicht möglich war, ist die Anzahl der berücksichtigten Individuen in der Spalte „Bemerkungen“ aufgeführt. Römische Zahlen geben die Stationsnummern (Probenahmestellen) an.

Abkürzungen in den Tabellen:

- MW — Mittelwert
- FM — Frischmasse von lebenden Tieren, bei Mollusken mit Schale
- MoS — Masse ohne Schale (bei Mollusken) nach einjähriger Lagerung in Formol
- TM — Trockenmasse
- qm — Quadratmeter
- Verh. — Verhältnis
- err. — errechnet
- Ind. — Individuum

Tabelle 1: Abundanzen und Biomassen, April 1996, Station V

25.04.96	Stationen						Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	V 1 0,5	V 2 0,5	V 3 0,5	V 4 0,5	V 5 0,5													
Taxa																			
Polychaeta																			
<i>Marenzelleria viridis</i>																			
Oligochaeta	2	4	3	0	1	3	13	2	361	21.64	21.64	2.44	7.81	7.81	0.88	8.87	11.28	11.28	MW FM+TM,9605,Tab.2,VI
<i>Criodrilus lacuum</i>																			
Chironomidae	3	4	5	2	1	1	16	3	444	23.32	23.32	1.80	10.36	10.36	0.80	12.96	7.72	7.72	MW s. Tab. 4, VIII
Mollusca																			
Bivalvia																			
<i>Dreissena polymorpha</i>																			
<i>Pisidium sp.</i>																			
Gastropoda																			
<i>Bithynia tentaculata</i>																			
<i>Valvata piscinali</i>																			
<i>Valvata cristata</i>																			
<i>Theodoxus fluviatili</i>																			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																			
Hirudinea																			
<i>Glossiphonia complanata</i>																			
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																			
<i>Helobdella stagnalis</i>																			
<i>Erpobdella octoculata</i>																			
<i>Hemiclepsis marginata</i>																			
Crustacea																			
Isopoda																			
<i>Asellus aquaticus</i>																			
Ostracoda	1	0	0	0	0	0	1	0	28										
<i>Gammarus sp.</i>																			
<i>G.tigrinus</i>																			
Plathelminthes																			
Turbellaria, Tricladida																			
<i>Planaria torva</i>																			
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																			
<i>Dugesia lugubris</i>																			
Nemathelminthes																			
Nematoda																			
Summe	6	8	8	2	2	4	30		833				18.18	18.18	1.68				

Tabelle 2: Abundanzen und Biomassen, April 1996, Station VI

25.04.96	Stationen					Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VI1 0,5	VI2 0,5	VI3 0,5	VI4 0,5													
Taxa																		
Taxa																		
Polychaeta																		
<i>Marenzelleria viridis</i>																		
Oligochaeta	28	39	2	18	21	108	22	3600	21.64	21.64	2.44	77.90	77.90	8.78	8.87	11.28	11.28	MW,FM+TM9605,Tab.2,VI
<i>Criodrilus lacuum</i>																		
Chironomidae	4	10	0	5	1	20	4	667	8.73	8.73	1.06	5.82	5.82	0.70	8.27	12.09	12.09	MW Tab.3,VIII
Mollusca																		
Bivalvia																		
<i>Dreissena polymorpha</i>	19	6	4	8	9	46	9	1533	1767.67	337.33	28.00	2710.43	517.24	42.93	12.05	8.30	1.58	
<i>Pisidium sp.</i>																		
Gastropoda																		
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	1	1	2	1	5	1	167	262.80	104.20	16.00	43.80	17.37	2.67	6.51	15.36	6.09	
<i>Valvata piscinalis</i>																		
<i>Valvata cristata</i>																		
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																		
Hirudinea																		
<i>Glossiphonia complanata</i>																		
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																		
<i>Helobdella stagnalis</i>	1	1	1	0	1	4	1	133	25.04	25.04	4.00	3.34	3.34	0.53	6.26	15.97	15.97	MW,9605,Tab.4,VIII
<i>Erpobdella octoculata</i>	4	1	1	3	2	11	2	367	32.19	32.19	3.56	11.80	11.80	1.31	9.04	11.06	11.06	MW,9605,Tab.2,VI
<i>Hemiclepsis marginata</i>																		
Crustacea																		
Isopoda																		
<i>Asellus aquaticus</i>																		
Ostracoda																		
<i>Gammarus sp.</i>																		
<i>G. tigrinus</i>																		
Plathelminthes																		
<i>Turbellaria, Tricladida</i>																		
<i>Planaria torva</i>																		
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																		
<i>Dugesia lugubris</i>																		
Nemathelminthes																		
Nematoda																		
Summe	56	58	9	36	35	194		6467				2853.09	633.46	56.93				

Tabelle 3: Abundanzen und Biomassen, April 1996, Station VIII

25.04.96	Stationen																			Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VIII 1 0,5	VIII 2 0,5	VIII 3 0,5	VIII 4 0,5	VIII 5 0,5	VIII 6 0,5	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	
Taxa																				
Polychaeta																				
<i>Marenzelleria viridis</i>	44	23	53	37	28	27	212	35	5889	103.27	103.27	12.09	608.17	608.17	71.20	8.54	11.71	11.71	MW 9605Tab.3,VII Werte errechnet,Dr.Gü.	
Oligochaeta	18	25	36	69	34	37	219	37	6083	12.60	12.60	1.44	76.65	76.65	8.76	8.75	11.43	11.43	MW 9605Tab.4,VIII	
<i>Criodrilus lacuum</i>																				
Chironomidae	9	27	34	11	23	28	132	22	3667	8.73	8.73	1.06	31.99	31.99	3.87	8.27	12.09	12.09		
Mollusca																				
Bivalvia																				
<i>Dreissena polymorpha</i>																				
Gastropoda																				
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	28	262.80	104.20	16.00	7.30	2.89	0.44	6.51	15.36	6.09		
<i>Valvata piscinalis</i>																				
<i>Valvata cristata</i>																				
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																				
Hirudinea																				
<i>Glossiphonia complanata</i>																				
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																				
<i>Helobdella stagnalis</i>																				
<i>Erpobdella octoculata</i>																				
Crustacea																				
Isopoda																				
<i>Asellus aquaticus</i>																				
Ostracoda																				
<i>Gammarus sp.</i>																				
<i>G. tigrinus</i>																				
Plathelminthes																				
<i>Turbellaria, Tricladida</i>																				
<i>Planaria torva</i>																				
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																				
<i>Polycelis tenuis</i>																				
<i>Dugesia lugubris</i>																				
Nemathelminthes																				
Nematoda																				
Summe	71	75	123	117	85	93	564		15667				724.11	719.71	84.27					

Tabelle 4: Abundanzen und Biomassen, Mai 1996, Station V

22./23.05.96	Stationen															Bemerkungen
	V 1	V 2	V 3	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	
Siebweite (mm):	0,25	0,25	0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	4	8	16	28	9	1556	6.68	6.68	0.22	10.39	10.39	0.35	29.82	3.35	3.35	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	1	2	2	5	2	278	28.00	28.00	1.81	7.78	7.78	0.50	15.51	6.45	6.45	nur 1 Tier f.MW
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	5	10	18	33	11	1833				18.17	18.17	0.85				

Tabelle 5: Abundanzen und Biomassen, Mai 1996, Station VI

22./23.05.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VI1 0,5	VI2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	28	10	7	45	15	2500	21.64	21.64	2.44	54.10	54.10	6.10	8.87	11.28	11.28	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	2	4	0	6	2	333	14.65	14.65	2.24	4.88	4.88	0.75	6.54	15.29	15.29	MW v. 2 Tieren
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	15	19	5	39	13	2167	720.51	189.49	32.63	1561.10	410.56	70.70	5.81	17.22	4.53	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	7	2	1	10	3	556	35.80	12.50	3.56	19.89	6.94	1.98	3.51	28.48	9.94	
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>	2	5	0	7	2	389	32.19	32.19	3.56	12.52	12.52	1.38	9.04	11.06	11.06	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	54	40	13	107	36	5944				1652.50	489.01	80.91				

Tabelle 6: Abundanzen und Biomassen, Mai 1996, Station VII

22./23.05.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VII 1 0,25	VII 2 0,25													
Taxa																VII 3 ungesiebt
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	63	59	17	139	46	7722	103.27	103.27	12.09	797.47	797.47	93.36	8.54	11.71	11.71	MW errechnet, Tab. 95, Dr.Günther
Oligochaeta	4	5	11	20	7	1111	21.80	21.80	2.35	24.22	24.22	2.61	9.28	10.78	10.78	MW, VI u. VII
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae																
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	67	64	28	159		8833				821.70	821.70	95.97				

Tabelle 7: Abundanzen und Biomassen, Mai 1996, Station VIII

22./23.05.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VIII 1 0,25	VIII 2 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	0	1	0	1	0	56	103.27	103.27	12.09	5.74	0.57	0.67	8.54	11.71	11.71	errechnet v. Gü. 95, Apr. Jun. Aug. Sept. Nov.
Oligochaeta	27	56	89	172	57	9556	12.60	12.60	1.44	120.40	12.04	13.76	8.75	11.43	11.43	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	0	23	12	35	12	1944	8.73	8.73	1.06	16.97	1.70	2.05	8.27	12.09	12.09	TM berechnet aus 4/96 VIII, 20 Tiere
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	13	84	39	136	45	7556	58.65	20.59	3.36	443.13	15.56	25.39	6.13	16.32	5.73	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	8	4	7	19	6	1056	107.06	35.71	5.27	113.01	3.77	5.56	6.78	14.76	4.92	MW v. 7/96, VIII
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>	3	0	1	4	1	222	25.04	25.04	4.00	5.56	0.56	0.89	6.26	15.97	15.97	MW für TM teilweise errechnet
<i>Erpobdella octoculata</i>	16	2	8	26	9	1444	47.98	47.98	5.50	69.30	6.93	7.94	8.72	11.46	11.46	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	0	1	8	9	3	500	2.72	2.72	0.70	1.36	0.14	0.35	3.89	25.74	25.74	
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Uteriporus vulgaris</i>	0	0	1	1	0	56										
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	67	171	165	403		22389				775.47	41.26	56.62				

Tabelle 8: Abundanzen und Biomassen, Juli 1996, Station V

05.07.1996	Stationen															Bemerkungen
	V 1	V 2	V 3	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	
Siebweite (mm):	0,25	02,5	0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	6	7	8	21	7	1167	2.78	2.78	0.25	3.24	3.24	0.29	11.12	8.99	8.99	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	0	1	0	1	0	56	8.73	8.73	1.06	0.48	0.48	0.06	8.27	12.09	12.09	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda	0	1	0	1	0	56										nicht gewogen
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	6	9	8	23	8	1278				3.73	3.73	0.35				

Tabelle 9: Abundanzen und Biomassen, Juli 1996, Station VI

05.07.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VI1 0,25	VI2 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	42	5	29	76	25	4222	2.78	2.78	0.25	11.74	11.74	1.06	11.12	8.99	8.99	von VIII, 50 Tiere
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	0	2	3	1	167	157.34	157.34	18.47	26.22	26.22	3.08	8.52	11.74	11.74	
Chironomidae	5	1	4	10	3	556	8.73	8.73	1.055	4.85	4.85	0.59	8.27	12.09	12.09	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	23	9	23	55	18	3056	541.18	97.88	14.58	1653.61	299.08	44.55	6.71	14.90	2.69	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	2	15	1	18	6	1000	130.93	48.56	5.66	130.93	48.56	5.66	8.58	11.66	4.32	
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	2	1	1	4	1	222	32.06	32.06	6.08	7.12	7.12	1.35	5.27	18.96	18.96	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	1	0	1	0	56	7.60	7.60	1.397	0.42	0.42	0.08	5.44	18.38	18.38	MW TM errechnet, 9608, Tab. 4
<i>Erpobdella octoculata</i>	3	4	5	12	4	667	35.43	35.43	3.49	23.62	23.62	2.33	10.15	9.85	9.85	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>	2	0	1	3	1	167	13.27	13.27	1.33	2.21	2.21	0.22	9.98	10.02	10.02	MW, FM-Wägung, Fr. Arndt
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	1	1	1	3	1	167	2.65	2.65	0.56	0.44	0.44	0.09	4.73	21.13	21.13	MW TM errechnet, 9608, Tab. 4
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda	4	1	0	5	2	278										nicht auswertbar
Summe	85	38	67	190	63	10556				1861.16	424.27	59.00				

Tabelle 10: Abundanzen und Biomassen, Juli 1996, Station VII

05.07.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VII 1 0,5	VII 2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	79	42	49	170	57	9444	116.54	116.54	11.01	1100.66	1100.66	103.98	10.58	9.45	9.45	MW Dr. Gü. s. Tab. 3, 9608
Oligochaeta	4	3	3	10	3	556	2.78	2.78	0.25	1.54	1.54	0.14	11.12	8.99	8.99	MW 9607, Tab. 2
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	2	1	0	3	1	167	8.73	8.73	1.06	1.45	1.45	0.18	8.27	12.09	12.09	MW 9604, Tab. 3
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>	0	0	1	1	0	56	13.27	13.27	1.33	0.74	0.74	0.07	9.98	10.02	10.02	MW, FM-Wägung, Fr. Arndt Neuwägung 2002
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	85	46	53	184		10222				1104.39	1104.39	104.37				

Tabelle 11: Abundanzen und Biomassen, Juli 1996, Station VIII

05.07.1996	Stationen						Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VIII 1 0,5	VIII 2 0,5	VIII 3 0,5	VIII 4 0,25	VIII 5 0,25													
Taxa																			
Oligochaeta	125	7	7	27	21	17	204	34	5667	2.78	2.78	0.25	15.75	15.75	1.42	11.12	8.99	8.99	
<i>Criodrilus lacuum</i>	3	1	1	1	1	2	9	2	250	178.83	178.83	22.18	44.71	44.71	5.54	8.06	12.40	12.40	
Chironomidae	4	3	0	0	0	46	53	9	1472	8.73	8.725	1.055	12.85	12.85	1.55	8.27	12.09	12.09	MW 9604, Tab. 3, VIII
Mollusca																			
Bivalvia																			
<i>Dreissena polymorpha</i>	10	27	4	3	4	64	112	19	3111	167.03	48.71	7.4	519.65	151.54	23.02	6.58	15.19	4.43	
Gastropoda																			
<i>Bithynia tentaculata</i>	6	22	3	5	4	14	54	9	1500	107.06	35.71	5.27	160.59	53.56	7.90	6.78	14.76	4.92	
<i>Valvata piscinalis</i>	1	0	1	0	2	0	4	1	111	9.90	3.40	0.88	1.10	0.38	0.10	3.86	25.88	8.89	MW 9809 VI, Tab. 1
<i>Valvata cristata</i>	0	34	2	1	0	28	65	11	1806	9.90	3.40	0.88	17.87	6.14	1.59	3.86	25.88	8.89	MW 9809 VI, Tab. 1
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0	3	0	1	0	3	7	1	194		16.8	1.68		3.27	0.33	10.00	10.00		Werte errechnet, Dr. Gü., C/In
Hirudinea	0	54	16	2	3	0	75	13	2083										
<i>Glossiphonia complanata</i>	12	0	0	7	4	47	70	12	1944	4.08	4.08	1.53	7.93	7.93	2.97	2.67	37.50	37.50	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	0	0	4	0	0	3	7	1	194	4.08	4.08	1.53	0.79	0.79	0.30	2.67	37.50	37.50	
<i>Helobdella stagnalis</i>	3	0	0	0	7	1	11	2	306	3.69	3.69	0.24	1.13	1.13	0.07	15.38	6.50	6.50	(6,36 bei Verw. d. M. nach Lag.)
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	0	4	4	10	10	28	5	778	21.01	21.01	2.68	16.34	16.34	2.08	7.84	12.76	12.76	
Crustacea																			
Isopoda																			
<i>Asellus aquaticus</i>	37	73	44	17	28	64	263	44	7306	3.09	3.09	0.34	22.57	22.57	2.47	9.13	10.96	10.96	MW TM errechnet, 9608, Tab. 4
Ostracoda	4	4	0	0	*	0	8	2	267										
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	28	13.27	13.27	1.33	0.37	0.37	0.04	9.98	10.02	10.02	MW, FM-Wägung, Fr. Arndt
Plathelminthes																			
Turbellaria, Tricladida																			
<i>Planaria torva</i>	21	66	7	21	18	13	146	24	4056	1.47	1.47	0.147	5.96	5.96	0.60	10.00	10.00	10.00	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0	0	0	0	0	3	3	1	83	1.47	1.47	0.147	0.12	0.12	0.01	10.00	10.00	10.00	
Nemathelminthes																			
Nematoda	2	0	0	1	0	2	5	1	139										
Summe	228	294	94	90	102	317	1125		31294				827.74	343.42	50.00				

Tabelle 12: Abundanzen und Biomassen, August 1996, Station V

21./22.08.1996	Stationen														Bemerkungen		
	Siebweite (mm):	V 1 0,25	V 2 0,25	V 3 0,25	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	obersten 10 cm
Taxa																	
Polychaeta																	
<i>Marenzelleria viridis</i>																	
Oligochaeta	5	6	5	16	5	889	1.5	1.5	0.3	1.33	1.33	0.27	5.00	20.00	20.00		
<i>Criodrilus lacuum</i>																	
Chironomidae	3	2	1	6	2	333	28.9	28.9	1.55	9.63	9.63	0.52	18.65	5.36	5.36		
Mollusca																	
Bivalvia																	
<i>Dreissena polymorpha</i>																	
<i>Pisidium sp.</i>																	
Gastropoda																	
<i>Bithynia tentaculata</i>																	
<i>Valvata piscinalis</i>																	
<i>Valvata cristata</i>																	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																	
Hirudinea																	
<i>Glossiphonia complanata</i>																	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																	
<i>Helobdella stagnalis</i>																	
<i>Erpobdella octoculata</i>																	
Crustacea																	
Isopoda																	
<i>Asellus aquaticus</i>																	
Ostracoda																	
<i>Gammarus sp.</i>																	
<i>G. tigrinus</i>																	
Plathelminthes																	
Turbellaria, Tricladida																	
<i>Planaria torva</i>																	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																	
Nemathelminthes																	
Nematoda																	
Summe	8	8	6	22		1222				10.97	10.97	0.78					

Tabelle 13: Abundanzen und Biomassen, August 1996, Station VI

21./22.08.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VI 1 0,25	VI 2 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	54	44	17	115	38	6389	2.75	2.75	0.27	17.57	17.57	1.72	10.19	9.82	9.82	
<i>Criodrilus lacuum</i>	2	8	4	14	5	778	98.9	98.9	13.89	76.92	76.92	10.80	7.12	14.04	14.04	Teilwert errechnet
Chironomidae	23	8	4	35	12	1944	6.91	6.91	0.82	13.44	13.44	1.59	8.43	11.87	11.87	MW, alle v. Aug. 96
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	0	14	33	47	16	2611	136.21	29.75	6.11	355.66	77.68	15.95	4.87	20.54	4.49	
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	2	3	6	2	333	230.28	71.82	14.88	76.76	23.94	4.96	4.83	20.72	6.46	
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	2	0	1	3	1	167	9.1	9.1	1.96	1.52	1.52	0.33	4.64	21.54	21.54	
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>	4	7	3	14	5	778	21.13	21.13	3.59	16.43	16.43	2.79	5.89	16.99	16.99	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	0	2	6	8	3	444	3.2	3.2	0.3	1.42	1.42	0.13	10.67	9.38	9.38	
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	86	85	71	242		13444				559.72	228.92	38.29				

Tabelle 14: Abundanzen und Biomassen, August 1996, Station VII

21./22.08.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VII1 0,25	VII2 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	63	16	60	139	46	7722	116.54	116.54	11.10	899.95	899.95	85.72	10.50	9.52	9.52	MW, Gü., Tab. Aug. 95
Oligochaeta	5	0	1	6	2	333	2.75	2.75	0.27	0.92	0.92	0.09	10.19	9.82	9.82	MW, v. VI Aug. 98
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	1	0	0	1	0	56	6.91	6.91	0.82	0.38	0.38	0.05	8.43	11.87	11.87	MW, v. Aug. 98
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
<i>Pisidium sp.</i>	1	0	0	1	0	56	2.90	0.70	0.08	0.16	0.04	0.00	8.43	11.86	2.86	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	0	1	0	1	0	56	6.70	1.00	0.17	0.37	0.06	0.01	5.95	16.80	2.51	
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	70	17	61	148		8222				901.78	901.34	85.87				

Tabelle 15: Abundanzen und Biomassen, August 1996, Station VIII

21./22.08.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
Siebweite (mm):	VIII 1 0,25	VIII 2 0,25	VIII 3 0,5													
Taxa																
Oligochaeta	12	38	24	74	25	4111	2.75	2.75	0.27	11.31	11.31	1.11	10.19	9.82	9.82	MW v. VI, Aug. x 98
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	0	1	2	1	111	36.2	36.2	3.9	4.02	4.02	0.43	9.28	10.77	10.77	
Chironomidae	7	10	3	20	7	1111	6.91	6.91	0.82	7.68	7.68	0.91	8.43	11.87	11.87	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	80	75	13	168	56	9333	453.19	62.36	11.1	4229.77	582.03	103.60	5.62	17.80	2.45	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	0	0	1	0	56	230.28	71.82	14.88	12.79	3.99	0.83	4.83	20.72	6.46	MW v. VI, Aug. 98
<i>Valvata piscinalis</i>	0	1	0	1	0	56	24.3	6.45	1.74	1.35	0.36	0.10	3.71	26.98	7.16	MW v. IV, Aug. 98
<i>Valvata cristata</i>	0	1	0	1	0	56	24.3	6.45	1.74	1.35	0.36	0.10	3.71	26.98	7.16	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	4	1	0	5	2	278	9.1	9.1	1.96	2.53	2.53	0.54	4.64	21.54	21.54	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	5	2	1	8	3	444	9.1	9.1	1.96	4.04	4.04	0.87	4.64	21.54	21.54	
<i>Helobdella stagnalis</i>	2	6	1	9	3	500	2.12	2.12	0.39	1.06	1.06	0.19	5.44	18.40	18.40	
<i>Erpobdella octoculata</i>	16	10	5	31	10	1722	6.15	6.15	0.99	10.59	10.59	1.70	6.21	16.10	16.10	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	16	15	2	33	11	1833	2.19	2.19	0.24	4.01	4.01	0.44	9.13	10.96	10.96	
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	2	3	3	8	3	444	2.78	2.78	0.33	1.24	1.24	0.15	8.42	11.87	11.87	
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	11	8	4	23	8	1278	1.66	1.66	0.35	2.12	2.12	0.45	4.74	21.08	21.08	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda	1	0	0	1	0	56										
Summe	138	122	57	317		21389				4293.87	635.33	111.42				

Tabelle 16: Abundanzen und Biomassen, September 1996, Station V

25.09.1996	Stationen															Bemerkungen	
	Siebweite (mm):	V 1 0,25	V 2 0,25	V 3 0,25	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)		TM/FM (%)
Taxa																	
Polychaeta																	
<i>Marenzelleria viridis</i>																	
Oligochaeta	6	6	19	31	10	1722	2.30	2.30	0.34	3.96	3.96	0.58	6.80	14.70	14.70	TM errechnet über 6,8:1 von Stat. VI	
<i>Criodrilus lacuum</i>																	
Chironomidae	7	6	4	17	6	944	9.00	9.00	0.64	8.50	8.50	0.60	14.06	7.11	7.11		
Mollusca																	
Bivalvia																	
<i>Dreissena polymorpha</i>																	
<i>Pisidium sp.</i>																	
Gastropoda																	
<i>Bithynia tentaculata</i>																	
<i>Valvata piscinalis</i>																	
<i>Valvata cristata</i>																	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																	
Hirudinea																	
<i>Glossiphonia complanata</i>																	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																	
<i>Helobdella stagnalis</i>																	
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	1	0	1	0	56	3.10	3.10	0.50	0.17	0.17	0.03	6.20	16.13	16.13		
Crustacea																	
Isopoda																	
<i>Asellus aquaticus</i>																	
Ostracoda																	
<i>Gammarus sp.</i>																	
<i>G. tigrinus</i>																	
Plathelminthes																	
Turbellaria, Tricladida																	
<i>Planaria torva</i>																	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																	
<i>Dugesia lugubris</i>																	
Nemathelminthes																	
Nematoda																	
Summe	13	13	23	49	16	2722				12.63	12.63	1.21					

Tabelle 17: Abundanzen und Biomassen, September 1996, Station VI

25.09.1996	Stationen														Bemerkungen	
	VI 1 0,25	VI 2 0,25	VI 3 0,25	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)		TM/FM (%)
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	46	3	3	52	17	2889	3.48	3.48	0.51	10.05	10.05	1.48	6.80	14.71	14.71	
<i>Criodrilus lacuum</i>	0	2	6	8	3	444	218.40	218.40	27.59	97.07	97.07	12.26	7.92	12.63	12.63	
Chironomidae	40	11	9	60	20	3333	4.22	4.22	0.64	14.07	14.07	2.13	6.59	15.17	15.17	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	19	31	43	93	31	5167	801.61	120.69	13.22	4141.65	623.56	68.30	9.13	10.95	1.65	
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	1	0	0	1	0	56	16.10	16.10	3.45	0.89	0.89	0.19	4.67	21.43	21.43	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>	3	1	2	6	2	333	2.44	2.44	0.49	0.81	0.81	0.16	4.98	20.08	20.08	
<i>Erpobdella octoculata</i>	9	3	4	16	5	889	6.07	6.07	0.90	5.40	5.40	0.80	6.74	14.83	14.83	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	10	4	6	20	7	1111	2.63	2.63	0.21	2.92	2.92	0.23	12.52	7.98	7.98	
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	8	1	0	9	3	500	2.32	2.32	0.37	1.16	1.16	0.18	6.27	15.95	15.95	
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>	1	0	0	1	0	56	2.70	2.70	0.57	0.15	0.15	0.03	4.74	21.11	21.11	
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	137	56	73	266		14778				4274.17	756.09	85.78				

Tabelle 18: Abundanzen und Biomassen, September 1996, Station VII

25.09.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VII1 0,5	VII2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	45	52	34	131	44	7278	103.27	103.27	12.09	751.58	751.58	87.99	8.54	11.71	11.71	MW aus Gü. Tab. 1995
Oligochaeta	7	1	3	11	4	611	2.30	2.30	0.34	1.41	1.41	0.21	6.80	14.70	14.70	TM errechnet, wie 9609
<i>Criodrilus lacuum</i>																Stat. V
Chironomidae																
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	52	53	37	142		7889				752.98	752.98	88.19				

Tabelle 19: Abundanzen und Biomassen, September 1996, Station VIII

25.09.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VIII 1 0,25	VIII 2 0,25													
Taxa																
Oligochaeta	21	57	4	82	27.33	4556	2.24	2.24	0.21	10.20	1.02	0.93	10.93	9.15	9.15	
<i>Criodrilus lacuum</i>	0	1	1	2	0.67	111	218.40	218.40	27.59	24.27	2.43	3.07	7.92	12.63	12.63	Wert v. VI, 9609
Chironomidae	0	1	1	2	0.67	111	4.22	4.22	0.64	0.47	0.05	0.07	6.59	15.17	15.17	Wert v. VI, 9609
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	3	10	9	22	7.33	1222	282.82	23.79	9.72	345.67	2.91	11.88	2.45	40.86	3.44	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	2	1	4	1.33	222	174.65	42.00	9.31	38.81	0.93	2.07	4.51	22.17	5.33	
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0	2	3	5	1.67	278	24.07	6.67	0.82	6.69	0.19	0.23	8.13	12.29	3.41	
Hirudinea																
	0	3	5	8	2.67	444										nicht mehr bestimmbar
<i>Glossiphonia complanata</i>	6	2	8	16	5.33	889	4.71	4.71	0.87	4.19	0.42	0.77	5.41	18.47	18.47	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	0	0	9	9	3.00	500	4.71	4.71	0.87	2.35	0.24	0.43	5.41	18.47	18.47	
<i>Helobdella stagnalis</i>	5	3	2	10	3.33	556	1.22	1.22	0.20	0.68	0.07	0.11	6.10	16.39	16.39	
<i>Erpobdella octoculata</i>	7	6	9	22	7.33	1222	3.34	3.34	0.43	4.08	0.41	0.53	7.77	12.87	12.87	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	30	18	146	194	64.67	10778	6.30	6.30	0.49	67.90	6.79	5.28	12.86	7.78	7.78	
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	9	8	25	42	14.00	2333	1.23	1.23	0.29	2.87	0.29	0.68	4.24	23.58	23.58	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0	0	3	3	1.00	167	3.93	3.93	0.74	0.65	0.07	0.12	5.31	18.83	18.83	
<i>Polycelis tenuis</i>	0	0	6	6	2.00	333	1.23	1.23	0.29	0.41	0.04	0.10	4.24	23.58	23.58	Wert s. Planaria
<i>Dugesia lugubris</i>	0	0	4	4	1.33	222	2.70	2.70	0.57	0.60	0.06	0.13	4.74	21.11	21.11	
Nemathelminthes																
Nematoda																
	0	1	0	1	0.33	56										
Summe	82	114	236	432		24000				509.84	15.89	26.40				

Tabelle 20: Abundanzen und Biomassen, Oktober 1996, Station V

22.10.1996	Stationen														Bemerkungen		
	Siebweite (mm):	V 1 0,25	V 2 0,25	V 3 0,25	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	obersten 10 cm
Taxa																	
Polychaeta																	
<i>Marenzelleria viridis</i>																	
Oligochaeta	50	0	0	50	16.67	2778	2.45	2.45	0.17	6.81	6.81	0.47	14.41	6.94	6.94		
<i>Criodrilus lacuum</i>																	
Chironomidae	15	0	0	15	5.00	833	22.32	22.32	1.24	18.60	18.60	1.03	17.97	5.56	5.56		
Mollusca																	
Bivalvia																	
<i>Dreissena polymorpha</i>																	
<i>Pisidium sp.</i>																	
Gastropoda																	
<i>Bithynia tentaculata</i>																	
<i>Valvata piscinalis</i>																	
<i>Valvata cristata</i>																	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																	
Hirudinea																	
<i>Glossiphonia complanata</i>																	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																	
<i>Helobdella stagnalis</i>																	
<i>Erpobdella octoculata</i>																	
<i>Hemiclepsis marginata</i>																	
Crustacea																	
Isopoda																	
<i>Asellus aquaticus</i>																	
Ostracoda																	
<i>Gammarus sp.</i>																	
<i>G. tigrinus</i>																	
Plathelminthes																	
Turbellaria, Tricladida																	
<i>Planaria torva</i>																	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																	
<i>Dugesia lugubris</i>																	
Nemathelminthes																	
Nematoda																	
Summe	65	0	0	65		3611				25.41	25.41	1.51					

Tabelle 21: Abundanzen und Biomassen, Oktober 1996, Station VI

22.10.1996	Stationen														Bemerkungen	
	VI 1 0,25	VI 2 0,25	VI 3 0,25	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)		TM/FM (%)
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	4	2	1	7	2	389	6.81	6.81	0.64	2.65	2.65	0.25	10.64	9.40	9.40	
<i>Criodrilus lacuum</i>	2	4	1	7	2	389	183.68	183.68	14.83	71.43	71.43	5.77	12.39	8.07	8.07	
Chironomidae	9	3	5	17	6	944	5.02	5.02	1.25	4.74	4.74	1.18	4.02	24.90	24.90	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	19	23	38	80	27	4444	730.51	135.15	19.05	3246.71	600.67	84.67	7.09	14.10	2.61	
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	3	3	2	8	3	444	181.78	46.92	8.48	80.79	20.85	3.77	5.53	18.07	4.66	
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	0	2	0	2	1	111	4.71	4.71	0.87	0.52	0.52	0.10	5.41	18.47	18.47	
<i>Helobdella stagnalis</i>	2	0	0	2	1	111	1.22	1.22	0.20	0.14	0.14	0.02	6.10	16.39	16.39	
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	3	0	4	1	222	3.34	3.34	0.43	0.74	0.74	0.10	7.77	12.87	12.87	
<i>Hemiclepsis marginata</i>	0	1	0	1	0	56	1.22	1.22	0.20	0.07	0.07	0.01	6.10	16.39	16.39	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>	0	1	0	1	0	56	1.23	1.23	0.25	0.07	0.07	0.01	4.92	20.33	20.33	
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	0	1	0	1	0	56	8.80	8.80	0.56	0.49	0.49	0.03	15.71	6.36	6.36	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	40	43	47	130		7222				3408.35	702.37	95.90				

Tabelle 22: Abundanzen und Biomassen, Oktober 1996, Station VII

22.10.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VII 1 0,5	VII 2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	86	72	47	205	68	11389	119.47	119.47	15.47	1360.63	1360.63	176.19	7.72	12.95	12.95	Werte, Dr. Gü. 95
Oligochaeta	15	0	4	19	6	1056	2.98	2.98	0.37	3.15	3.15	0.39	8.05	12.42	12.42	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae																
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	1	0	0	1	0	56	2.24	2.24	0.16	0.12	0.12	0.01	14.00	7.14		Werte v. VIII
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	102	72	51	225		12500				1363.90	1363.90	176.59				

Tabelle 23: Abundanzen und Biomassen, Oktober 1996, Station VIII

22.10.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VIII 1 0,25	VIII 2 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	0	13	17	30	10	1667	119.47	119.47	15.47	199.12	199.12	25.78	7.72	12.95	12.95	Werte, Dr. Gü. 95
Oligochaeta	23	12	42	77	26	4278	2.19	2.19	0.17	9.37	9.37	0.73	12.88	7.76	7.76	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	23	9	13	45	15	2500	8.67	8.67	1.23	21.67	21.67	3.07	7.05	14.19	14.16	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	1	0	8	9	3	500	1391.78	252.5	42.68	695.89	126.25	21.34	5.92	16.90	3.07	
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	0	3	4	1	222	197.18	38	11.62	43.82	8.44	2.58	3.27	30.58	5.89	
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	0	0	1	0	56	9	9	1.11	0.50	0.50	0.06	8.11	12.33	12.33	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	0	1	5	6	2	333	1.97	1.97	0.05	0.66	0.66	0.02	39.40	2.54	2.54	
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	9	2	0	11	4	611	2.24	2.24	0.16	1.37	1.37	0.10	14.00	7.14	7.14	
<i>G. tigrinus</i>	0	0	6	6	2	333	1.23	1.23	0.18	0.41	0.41	0.06	6.83	14.63	14.63	
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	5	0	3	8	3	444	5.23	5.23	0.33	2.32	2.32	0.15	15.85	6.31	6.31	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Polycelis tenuis</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Summe	63	38	139	202		11222				975.13	370.11	53.89				

Tabelle 24: Abundanzen und Biomassen, November 1996, Station V

22.11.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen obersten 10 cm
	Siebweite (mm):	V 1 0,25	V 2 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	16	0	6	22	7	1222	3.544	3.544	0.198	4.33	4.33	0.24	17.90	5.59	5.59	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	3	1	3	7	2	389	23.7	23.7	1.43	9.22	9.22	0.56	16.57	6.03	6.03	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	19	1	9	29		1611				13.55	13.55	0.80				

Tabelle 25: Abundanzen und Biomassen, November 1996, Station VI

28.11.1996	Stationen															Bemerkungen	
	Siebweite (mm):	VI1 0,25	VI2 0,25	VI3 0,25	Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)		TM/FM (%)
Taxa																	
Polychaeta																	
<i>Marenzelleria viridis</i>																	
Oligochaeta	14	5	9	28	9	1556	4.46	4.46	0.42	6.94	6.94	0.65	10.62	9.42	9.42	TM berechnet 10,64:1, 9610, St. VI	
<i>Criodrilus lacuum</i>	2	5	3	10	3	556	78.42	78.42	6.33	43.57	43.57	3.52	12.39	8.07	8.07	TM berechnet 12,38:1, 9610, St. VI	
Chironomidae	14	13	15	42	14	2333	7.38	7.38	1.77	17.22	17.22	4.13	4.17	23.98	23.98	TM berechnet 4,18:1	
Mollusca																	
Bivalvia																	
<i>Dreissena polymorpha</i>	15	82	13	110	37	6111	730.51	135.15	19.05	4464.23	825.92	116.42	7.09	14.10	2.61	MW v. 9610	
<i>Pisidium sp.</i>																	
Gastropoda																	
<i>Bithynia tentaculata</i>	4	3	4	11	4	611	181.78	46.92	8.48	111.09	28.67	5.18	5.53	18.07	4.66	MW v. 9610	
<i>Valvata piscinalis</i>																	
<i>Valvata cristata</i>																	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																	
Hirudinea																	
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	1	0	1	0	56	17.6	17.6	3.25	0.98	0.98	0.18	5.42	18.47	18.47	TM berechnet 5,41:1	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	1	0	0	1	0	56	17.6	17.6	3.25	0.98	0.98	0.18	5.42	18.47	18.47	TM berechnet 5,41:1	
<i>Helobdella stagnalis</i>	1	0	4	5	2	278	9.68	9.68	1.94	2.69	2.69	0.54	4.99	20.04	20.04	TM berechnet 5:1	
<i>Erpobdella octoculata</i>	4	3	3	10	3	556	14.96	4.96	1.79	8.31	8.31	0.99	8.36	11.97	11.97	TM berechnet 8,35:1	
<i>Hemiclepsis marginata</i>	0	1	0	1	0	56	10.7	10.7	2.05	0.59	0.59	0.11	5.22	19.16	19.16	TM berechnet 5,23:1	
Crustacea																	
Isopoda																	
<i>Asellus aquaticus</i>																	
Ostracoda																	
<i>Gammarus sp.</i>																	
<i>G. tigrinus</i>	1	1	0	2	1	111	8.3	8.3	1.22	0.92	0.92	0.14	6.80	14.70	14.70	TM berechnet 6,83:1	
Plathelminthes																	
Turbellaria, Tricladida																	
<i>Planaria torva</i>	3	1	0	4	1	222	7.88	7.88	0.78	1.75	1.75	0.17	10.10	9.90	9.90	TM berechnet 10,05	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																	
<i>Dugesia lugubris</i>																	
Nemathelminthes																	
Nematoda																	
Summe	59	115	51	225		12500				4659.26	938.54	132.22					

Tabelle 26: Abundanzen und Biomassen, November 1996, Station VII

28.11.1996	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VII1 0,5	VII2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	47	82	53	182	61	10111	145.95	145.95	13.34	1475.72	1475.72	134.88	10.94	9.14	9.14	MW TM v. VII/1 + VIII/1
Oligochaeta	2	19	5	26	9	1444	1.80	1.80	0.22	2.60	2.60	0.32	8.18	12.22	12.22	TM errechn. n. Stat. VIII
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae																
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>																
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>																
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	1	0	0	1	0	56	6.65	6.65	0.79	0.37	0.37	0.04	8.42	11.88		MW Stat. VIII, 9611
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	50	101	58	209		11611				1478.69	1478.69	135.24				

Tabelle 27: Abundanzen und Biomassen, November 1996, Station VIII

28.11.1996 Siebweite (mm):	Stationen			Summe	MW	Abundanz (Ind./qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	VIII 1 0,25	VIII 2 0,25	VIII 3 0,25													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	46	13	20	79	26	4389	112.3	112.3	12.44	492.87	492.87	54.60	9.03	11.08	11.08	
<i>Neanthes succinea</i>	1	0	0	1	0	56										
n. det.	1	0	0	1	0	56										
Oligochaeta	53	27	39	119	40	6611	2.43	2.43	0.3	16.06	16.06	1.98	8.10	12.35	12.35	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	9	19	11	39	13	2167	11.14	11.14	2.01	24.14	24.14	4.35	5.54	18.04	18.04	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	0	22	3	25	8	1389	730.51	135.15	19.05	1014.60	187.71	26.46	7.09	14.10	2.61	MW von 9610
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>																
<i>Erpobdella octoculata</i>	0	1	0	1	0	56	1.1	1.1	0.43	0.06	0.06	0.02	2.56	39.09	39.09	
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	8	0	2	10	3	556	6.65	6.65	0.79	3.69	3.69	0.44	8.42	11.88	11.88	
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Polycelis tenuis</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Summe	118	82	75	275		15278				1551.43	724.54	87.86				

Tabelle 28: Abundanzen und Biomassen, Juni 1998, Station IV

23.06.1998	Stationen						Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	IV 1 0,25	IV 2 0,25	IV 3 0,25	IV 4 0,5	IV 5 0,5													
Taxa																			
Polychaeta																			
<i>Marenzelleria viridis</i>	0	1	0	0	0	0	1	0.2	28	250.92	250.92	25.11	6.97	6.97	0.70	9.99	10.01	10.01	Werte err., Dr. Gü. 9506 Stat. 10, 13, 14
Oligochaeta	150	94	86	85	185	44	644	107.3	17889	3.62	3.62	0.40	64.69	64.69	7.11	9.10	10.99	10.99	
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	0	1	1	0	0	3	0.5	83	155.90	155.90	21.36	12.99	12.99	1.78	7.30	13.70	13.70	TM err. mit 7/96, Verh. 7, 3:1
Chironomidae	48	71	31	58	91	67	366	61.0	10167	4.88	4.88	0.52	49.61	49.61	5.32	9.32	10.73	10.73	TM MW err. über
Mollusca																			
Bivalvia																			
<i>Dreissena polymorpha</i>	30	70	25	12	63	28	228	38.0	6333	710.90	100.84	16.97	4502.37	638.65	107.48	5.94	16.83	2.39	
<i>Pisidium sp.</i>																			
Gastropoda																			
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	3	0	0	0	0	3	0.5	83	205.67	67.73	14.44	17.14	5.64	1.20	4.69	21.32	7.02	
<i>Valvata piscinalis</i>	0	1	0	0	1	0	2	0.3	56	2.20	0.58	0.16	0.12	0.03	0.01	3.63	27.59	7.27	TM MW err. über Verh. 8/98
<i>Valvata cristata</i>																			
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	1	0	0	0	1	0	2	0.3	56	53.68	8.18	2.15	2.98	0.45	0.12	3.80	26.28	4.01	Wert err.
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																			
Hirudinea																			
<i>Glossiphonia complanata</i>																			
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	0	2	0	0	0	0	2	0.3	56	5.40	5.40	1.07	0.30	0.30	0.06	5.05	19.81	19.81	TM MW err. mit Verh. 8/98
<i>Helobdella stagnalis</i>	9	4	6	5	12	15	51	8.5	1417	6.03	6.03	0.96	8.54	0.31	1.36	6.28	15.92	15.92	TM MW err. mit Verh. 8/98
<i>Erpobdella octoculata</i>	3	2	4	3	0	1	13	2.2	361	55.26	55.26	7.24	19.95	19.95	2.61	7.63	13.10	13.10	TM MW err. mit Verh. 8/98
Crustacea																			
Isopoda																			
<i>Asellus aquaticus</i>	23	1	0	4	7	1	36	6.0	1000	2.14	2.14	0.33	2.14	4.40	0.33	6.48	15.42	15.42	MW v. 8/98, 16 Tiere nachgewiesen
Ostracoda	*																		
<i>Gammarus sp.</i>	3	10	0	3	5	1	22	3.7	611	5.02	5.02	0.73	3.07	3.07	0.44	6.89	14.51	14.51	TM err. mit Verhältnis 8/98
<i>G. tigrinus</i>																			
Plathelminthes																			
<i>Turbellaria, Tricladida</i>	0	0	0	0	0	1	1	0.2	28	6.89	6.89	0.59	0.19	0.19	0.02	11.77	8.50	8.50	MW v. <i>Planaria torva</i>
<i>Planaria torva</i>	8	1	2	0	4	0	15	2.5	417	6.89	6.89	0.59	2.87	2.87	0.24	11.77	8.50	8.50	Verh. v. IV, 8/98
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	1	0	0	0	0	0	1	0.2	28	9.20	9.20	1.12	0.26	0.26	0.03	8.21	12.17	12.17	1 Tier (originale Werte)
Nemathelminthes																			
Nematoda	1	1	0	0	3	0	5	0.8	139										nicht verfügbar
Summe	278	261	155	171	372	158	1395		38750				4694.20	810.39	128.82				

Tabelle 29: Abundanzen und Biomassen, Juni 1998, Station VI

23.06.1998	Stationen						Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VI1 0,25	VI2 0,25	VI3 0,25	VI4 0,5	VI5 0,5													
Taxa																			
Polychaeta																			
<i>Marenzelleria viridis</i>																			
Oligochaeta	27	54	8	8	18	10	125	21	3472	2.04	2.04	0.22	7.07	7.07	0.78	9.10	10.99	10.99	TM err. mit Stat. IV
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	2	0	1	0	0	4	1	111	225.95	225.95	30.95	25.11	25.11	3.44	7.30	13.70	13.70	keine TM
Chironomidae	8	4	0	12	4	3	31	5	861	1.78	1.78	0.19	1.53	1.53	0.16	9.32	10.73	10.73	TM MW err. mit Verh. 8/98
Mollusca																			
Bivalvia																			
<i>Dreissena polymorpha</i>	29	25	46	15	40	11	166	28	4611	103.02	43.52	8.13	475.04	200.68	37.49	5.35	18.68	7.89	
<i>Pisidium sp.</i>																			
Gastropoda																			
<i>Bithynia tentaculata</i>	0	1	3	2	2	0	8	1	222	176.63	79.93	10.70	39.25	17.76	2.38	7.47	13.39	6.06	
<i>Valvata piscinalis</i>																			
<i>Valvata cristata</i>																			
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																			
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																			
Hirudinea																			
<i>Glossiphonia complanata</i>	12	1	1	3	3.5	0	21	3	569	4.42	4.42	0.87	2.52	2.52	0.50	5.05	19.80	19.80	TM err. mit 8/98
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	0	1	0	0	3.5	0	5	1	125	4.42	4.42	0.87	0.55	0.55	0.11	5.05	19.80	19.80	TM err. mit 8/98
<i>Helobdella stagnalis</i>	13	3	9	16	16	5	62	10	1722	2.46	2.46	0.39	4.24	4.24	0.68	6.25	16.00	16.00	TM err. mit 8/98
<i>Erpobdella octoculata</i>	2	3	0	1	0	0	6	1	167	34.52	34.52	4.52	5.75	5.75	0.75	7.63	13.11	13.11	TM err. mit 8/98
Crustacea																			
Isopoda																			
<i>Asellus aquaticus</i>																			
Ostracoda																			
<i>Gammarus sp.</i>	0	0	1	0	2	0	3	1	83	3.70	3.70	0.53	0.31	0.31	0.04	6.98	14.32	14.32	TM err. mit Verh. 8/98
<i>G. tigrinus</i>																			
Plathelminthes																			
<i>Turbellaria, Tricladida</i>	1	0	0	1	0	0	2	0	56	6.89	6.89	0.59	0.38	0.38	0.03	11.68	8.56	8.56	MW v. <i>Planaria torva</i>
<i>Planaria torva</i>	0	0	0	0	4	0	4	1	111	6.89	6.89	0.59	0.77	0.77	0.07	11.68	8.56	8.56	MW v. IV, 8/98
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																			
Nemathelminthes																			
Nematoda																			nicht verwertbar
Summe	93	94	68	59	93	29	436		12111				562.51	266.66	46.43				

Tabelle 30: Abundanzen und Biomassen, August 1998, Station IV

27.08.1998	Stationen														Bemerkungen	
	IV 1 0,5	IV 2 0,5	IV 3 0,5	Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	obersten 10 cm
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	64	47	106	217	72	7233	1.47	1.47	0.15	10.63	10.63	1.09	9.80	10.20	10.20	205 Tiere
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	1	3	5	2	167	180.60	180.60	16.68	30.10	30.10	2.78	10.83	9.24	9.24	
Chironomidae	37	28	21	86	29	2867	2.33	2.33	0.26	6.68	6.68	0.75	8.96	11.16	11.16	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	33	1	36	70	23	2333	784.46	82.71	14.84	1830.41	192.99	34.63	5.57	17.94	1.89	63 Tiere
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	15	7	23	8	767	12.99	3.29	0.74	9.96	2.52	0.57	4.45	22.49	5.70	19 Tiere
<i>Valvata piscinalis</i>	1	1	0	2	1	67	24.30	6.45	1.74	1.62	0.43	0.12	3.71	26.98	7.16	2 Tiere
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
<i>Radix ovata</i>	1	0	0	1	0	33	8.70	4.90	0.93	0.29	0.16	0.03	5.27	18.98	10.69	
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>																
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>	7	8	11	26	9	867	2.25	2.25	0.36	1.95	1.95	0.31	6.25	16.00	16.00	24 Tiere
<i>Erpobdella octoculata</i>	11	5	10	26	9	867	10.38	10.38	1.36	9.00	9.00	1.18	7.63	13.10	13.10	26 Tiere
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	0	0	3	3	1	100	2.14	2.14	0.33	0.21	0.21	0.03	6.48	15.42	15.42	MW von VI u. VIII, 9808
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	3	1	1	5	2	167	2.07	2.07	0.30	0.35	0.35	0.05	6.90	14.49	14.49	MW von IV u. VI, 9808
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	0	0	5	5	2	167	5.18	5.18	0.44	863.33	0.86	0.07	11.77	8.49	8.49	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
<i>Bdellocephala punctata</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	159	107	203	469		15633				2764.53	255.89	41.60				

Tabelle 31: Abundanzen und Biomassen, August 1998, Station VI

27.08.1998	Stationen														Bemerkungen		
	Siebweite (mm):	VI 1 0,5	VI 2 0,5	VI 3 0,5	Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)		TM/MoS (%)	TM/FM (%)
Taxa																	
Polychaeta																	
<i>Marenzelleria viridis</i>																	
Oligochaeta	56	34	13	103	34	5722	1.70	1.70	0.21	9.73	9.73	1.20	8.10	12.35	12.35		
<i>Criodrilus lacuum</i>	0	1	1	2	1	111	176.95	176.95	24.52	19.66	19.66	2.72	7.22	13.85	13.85		
Chironomidae	14	6	3	23	8	1278	3.02	3.02	0.35	3.86	3.86	0.45	8.63	11.59	11.59		
Puppe																	
Mollusca																	
Bivalvia																	
<i>Dreissena polymorpha</i>	262	201	24	487	162	27056	158.75	25.16	4.96	4295.07	680.72	134.20	5.07	19.71	3.12		
<i>Pisidium sp.</i>																	
Gastropoda																	
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	0	0	1	0	56	12.99	3.29	0.74	0.72	0.18	0.04	4.45	22.49	5.70	MW von Tab. 1	
<i>Valvata piscinalis</i>																	
<i>Valvata cristata</i>																	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																	
<i>Radix ovata</i>	0	1	0	1	0	56	104.50	38.20	8.28	5.81	2.12	0.32	4.61	21.68	7.92	MW, nur 1 Tier	
Hirudinea																	
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	1	3	4	1	222	9.67	9.67	1.63	2.15	2.15	0.36	5.93	16.86	16.86	VI u. VIII 8/98, 34 Tiere	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																	
<i>Helobdella stagnalis</i>	3	4	0	7	2	389	1.79	1.79	0.31	0.70	0.70	0.12	5.77	17.32	17.32	VI u. VIII 8/98, 10 Tiere	
<i>Erpobdella octoculata</i>	16	14	5	35	12	1944	4.21	4.21	0.61	8.19	8.19	1.19	6.90	14.49	14.49		
<i>Hemiclepsis marginata</i>																	
Crustacea																	
Isopoda																	
<i>Asellus aquaticus</i>	19	6	0	25	8	1389	2.14	2.14	0.33	2.97	2.97	0.46	6.48	15.42	15.42	VI u. VIII 8/98, 16 Tiere	
Ostracoda																	
<i>Gammarus sp.</i>	2	11	0	13	4	722	2.07	2.07	0.30	1.49	1.49	0.22	6.90	14.49	14.49	IV u. VI 8/98, 7 Tiere	
<i>G. tigrinus</i>																	
Plathelminthes																	
Turbellaria, Tricladida																	
<i>Planaria torva</i>	7	6	5	18	6	1000	1.53	1.53	0.14	1.53	1.53	0.14	10.93	9.15	9.15		
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																	
<i>Dugesia lugubris</i>																	
<i>Bdellocephala punctata</i>	0	1	0	1	0	56	15.30	15.30	1.40	0.85	0.85	0.08	10.93	9.15	9.15	TM nach Verh. v. <i>P. torva</i> berechnet	
Nemathelminthes																	
Nematoda		1			0	56											
Summe	380	285	54	720		40056				4352.72	734.15	141.49					

Tabelle 32: Abundanzen und Biomassen, August 1998, Station VIII

27.08.1998	Stationen															Bemerkungen
	VIII1	VIII2	VIII3	Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	
Siebweite (mm):	0,5	0,5	0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	4	1	3	7	3	444	2.26	2.26	0.25	1.00	1.00	0.11	9.08	11.02	11.02	MoS: TM, Verh. v. IV u. VI
<i>Criodrilus lacuum</i>	2	2	1	3	2	278	280.00	280.00	31.34	77.78	77.78	8.71	8.93	11.19	11.19	
Chironomidae	1	1	2	4	1	222	2.33	2.33	0.26	0.52	0.52	0.06	8.96	11.16	11.16	MW von IV
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	103	3	16	122	41	6778	133.13	22.00	5.32	902.33	149.11	36.06	4.14	24.18	4.00	105 Tiere
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	29	1	57	87	29	4833	56.26	15.95	4.07	271.92	77.09	19.67	3.92	25.52	7.23	80 Tiere
<i>Valvata piscinalis</i>	1	0	0	1	0	56	24.30	6.45	1.74	1.62	0.43	0.12	3.71	26.98	7.16	Werte v. Stat. IV, 8/98
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	3	0	1	4	1	222	53.68	8.18	2.15	11.93	1.82	0.48	3.80	26.28	4.01	4 Tiere
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
<i>Gyraulus crista</i>	0	0	2	2	1	111	1.30	0.10	0.027	0.14	0.01	0.0030	3.70	27.00	2.08	TM über Verh. err.
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	14	4	14	32	11	1778	10.23	10.23	1.72	18.19	18.19	3.06	5.95	16.81	16.81	32 Tiere
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	1	0	0	1	0	56	1.00	1.00	0.08	0.06	0.06	0.04	12.50	8.00	8.00	
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	1	5	6	2	333	1.79	1.79	0.31	0.60	0.60	0.10	5.77	17.32	17.32	VI u. VIII, 20 Tiere
<i>Erpobdella octoculata</i>	10	9	7	26	9	1444	6.32	6.32	0.85	9.13	9.13	1.23	7.44	13.45	13.45	
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	39	2	46	87	29	4833	2.14	2.14	0.33	10.34	10.34	1.59	6.48	15.42	15.42	MW v. VI u. VIII, 16 Tiere
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>																
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	1	0	1	2	1	111	1.53	1.53	0.14	0.17	0.17	0.02	10.93	9.15	9.15	MW v. VI, 8/98, 11 Tiere
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	208	24	155	384		21500				1305.72	346.24	71.24				

Tabelle 33: Abundanzen und Biomassen, September 1998, Station IV

22.09.1998	Stationen			Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	IV 1 0,5	IV 2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>	1	1	0	2	1	111	47.80	47.80	6.23	5.31	5.31	0.69	7.67	13.03	13.03	
Oligochaeta	16	38	61	115	38	6389	1.04	1.04	0.11	6.64	6.64	0.70	9.45	10.58	10.58	
<i>Criodrilus lacuum</i>																
Chironomidae	16	14	26	56	19	3111	3.10	3.10	0.37	9.64	9.64	1.15	8.38	11.94	11.94	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	0	11	33	44	15	2444	587.70	97.22	18.42	1436.60	237.65	45.03	5.28	18.95	3.13	
<i>Pisidium sp.</i>			1	1	1	167	0.90	0.22	0.03	0.15	0.04	0.004	8.43	11.86	2.86	MW MoS, TM err. 8/96, VII
Anodonta					2	333										über Verhältnis berechnet
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	0	0	1	0	56	1.10	0.28	0.06	0.06	0.02	0.003	4.45	22.49	5.70	MW MoS u. TM err. 8/98, IV
<i>Valvata piscinalis</i>	3	7	50	60	20	3333	9.90	3.40	0.88	33.00	11.33	2.93	3.86	25.88	8.89	
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	2	0	2	1	111	2.55	2.55	0.50	0.28	0.28	0.06	5.07	19.74	19.74	MW err. TM v. 9/98, VIII
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																
<i>Helobdella stagnalis</i>	0	0	2	2	1	111	2.20	2.20	0.35	0.24	0.24	0.04	6.29	15.91	15.91	
<i>Erpobdella octoculata</i>	1	0	1	2	1	111	5.80	5.80	1.01	0.64	0.64	0.11	5.74	17.44	17.44	MW v. IV u. VI, 9/98
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>																
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	27	16	15	58	19	3222	1.29	1.29	0.20	4.16	4.16	0.64	6.45	15.50	15.50	MW v. IV, VI, VIII, 9/98
<i>G. tigrinus</i>																
Insecta																
Ephemeroptera	0	0	1	1	0	56	0.10	0.10	0.02	0.01	0.01	0.001	5.00	20.00	20.00	Verh. MoS: TM geschätzt
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>																
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemertini																
<i>Prostomatella obscura</i>																
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	65	89	190	344		19556				1496.75	275.97	51.37				

Tabelle 34: Abundanzen und Biomassen, September 1998, Station VI

22.09.1998	Stationen														Bemerkungen	
	VI 1	VI 2	VI 3	Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)		TM/FM (%)
Siebweite (mm):	0,5	0,5	0,5													obersten 10 cm
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	69	41	13	123	41	6833	1.46	1.46	0.18	9.98	9.98	1.23	8.11	12.33	12.33	
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	0	1	2	1	111	338.10	338.10	60.32	37.57	37.57	6.70	5.61	17.84	17.84	
Chironomidae	14	5	4	23	8	1278	3.30	3.30	0.43	4.22	4.22	0.55	7.67	13.03	13.03	IV u. VI, 9/98
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	63	114	44	221	74	12278	209.63	39.64	7.27	2573.79	486.69	89.26	5.45	18.34	3.47	
<i>Pisidium sp.</i>																
Anodonta																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>																
<i>Valvata piscinalis</i>																
<i>Valvata cristata</i>																
<i>Theodoxus fluviatilis</i>																
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	0	2	0	2	1	111	10.30	10.30	1.95	1.14	1.14	0.22	5.28	18.93	18.93	
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	0	1	0	1	0	56	10.30	10.30	1.95	0.57	0.57	0.11	5.28	18.93	18.93	
<i>Helobdella stagnalis</i>	4	11	0	15	5	833	1.00	1.00	0.23	0.83	0.83	0.19	4.35	23.00	23.00	
<i>Erpobdella octoculata</i>	8	16	0	24	8	1333	5.82	5.82	1.02	7.76	7.76	1.36	5.71	17.53	17.53	
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopodav																
<i>Asellus aquaticus</i>	12	6	2	20	7	1111	1.15	1.15	0.13	1.28	1.28	0.14	8.85	11.30	11.30	
Ostracoda																
<i>Gammarus sp.</i>	0	1	0	1	0	56	7.40	7.40	1.06	0.41	0.41	0.06	6.98	14.32	14.32	
<i>G. tigrinus</i>																
Insecta																
Ephemeroptera																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	0	6	0	6	2	333	3.10	3.10	0.39	1.03	1.03	0.13	7.95	12.58	12.58	
<i>Dendrocoelum lacteum</i>	0	1	0	1	0	56	3.10	3.10	0.39	0.17	0.17	0.02	7.95	12.58	12.58	Werte von <i>P. torva</i> übernommen
<i>Dugesia lugubris</i>																
Nemertini																
<i>Prostomatella obscura</i>	0	1	0	1	0	56	8.15	8.15	1.74	0.45	0.45	0.10	4.68	21.35	21.35	MW FM v. 2002 (Arndt) TM err. aus Tab. Dr. Gü.
Nemathelminthes																
Nematoda																
Summe	171	205	64	440		24444				2639.21	552.11	100.07				

Tabelle 35: Abundanzen und Biomassen, September 1998, Station VIII

22.09.1998	Stationen			Summe	MW	Abundanz (1/qm)	MW FM (mg/Tier)	MW MoS (mg/Tier)	MW TM (mg/Tier)	FM (g/qm)	MoS (g/qm)	TM (g/qm)	MoS/TM (1)	TM/MoS (%)	TM/FM (%)	Bemerkungen
	Siebweite (mm):	VIII 1 0,5	VIII 2 0,5													
Taxa																
Polychaeta																
<i>Marenzelleria viridis</i>																
Oligochaeta	17	4	25	46	15	2556	3.89	3.89	0.45	9.94	9.94	1.15	8.64	11.57	11.57	
<i>Criodrilus lacuum</i>	1	0	1	2	1	111	302.75	302.75	35.77	33.64	33.64	3.97	8.46	11.82	11.82	
Chironomidae	0	0	2	2	1	111	0.50	0.50	0.22	0.06	0.06	0.02	2.27	44.00	44.00	
Mollusca																
Bivalvia																
<i>Dreissena polymorpha</i>	172	23	189	384	128	21333	135.96	24.07	5.42	2900.48	513.49	115.63	4.44	22.52	3.99	
<i>Pisidium sp.</i>																
Gastropoda																
<i>Bithynia tentaculata</i>	1	1	0	2	1	111	54.00	9.00	2.38	6.00	1.00	0.26	3.78	26.44	4.41	1 Tier
<i>Valvata piscinalis</i>	0	4	0	4	1	222	0.65	0.15	0.07	0.14	0.03	0.02	2.14	46.67	10.77	
<i>Valvata cristata</i>	2	0	0	2	1	111	0.65	0.15	0.07	0.07	0.02	0.01	2.14	46.67	10.77	
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	0	1	0	1	0	56	87.20	23.00	4.71	4.84	1.28	0.26	4.88	20.48	5.40	1 Tier
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																
<i>Gyraulus crista</i>	0	0	1	1	0	56	1.30	0.10	0.03	0.07	0.01	0.0015	3.70	27.00	2.08	9808, VIII
Hirudinea																
<i>Glossiphonia complanata</i>	20	2	2	24	8	1333	4.61	4.61	0.91	6.15	6.15	1.21	5.07	19.74	19.74	24 Tiere
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	2	1	0	3	1	167	4.61	4.61	0.91	0.77	0.77	0.15	5.07	19.74	19.74	
<i>Helobdella stagnalis</i>	9	0	3	12	4	667	1.72	1.72	0.39	1.15	1.15	0.26	4.41	22.67	22.67	12 Tiere
<i>Erpobdella octoculata</i>	29	2	13	44	15	2444	7.21	7.21	1.19	17.62	17.62	2.91	6.06	16.50	16.50	44 Tiere
<i>Hemiclepsis marginata</i>																
Crustacea																
Isopoda																
<i>Asellus aquaticus</i>	47	29	38	114	38	6333	3.30	3.30	0.48	20.90	20.90	3.04	6.88	14.55	14.55	21 Tiere
Ostracoda																
<i>Balanus improvisus</i>	1	0	0	1	0	56										nicht auswertbar
<i>Gammarus sp.</i>	0	1	2	3	1	167	3.70	3.70	0.57	0.62	0.62	0.09	6.49	15.41	15.41	3 Tiere
<i>G. tigrinus</i>																
Plathelminthes																
Turbellaria, Tricladida																
<i>Planaria torva</i>	7	0	2	9	3	500	2.11	2.11	0.28	1.06	1.06	0.14	7.54	13.27	13.27	7 Tiere
<i>Dendrocoelum lacteum</i>																
<i>Dugesia lugubris</i>																
<i>Polycelis tenuis</i>	2	0	0	2	1	111	2.11	2.11	0.28	0.23	0.23	0.03	7.54	13.27	13.27	wie <i>P. torva</i>
Nemathelminthes																
Nematoda	0	0	2	2	1	111										nicht auswertbar
Summe	310	68	280	658		36389				3003.74	607.95	129.17				

LEBENS LAUF

Persönliche Angaben

Name: Christiane Fenske
Geburtstag: 1. August 1969
Geburtsort: Hamburg
Staatsangehörigkeit: deutsch

Ausbildung

1975 – 1979 Grundschule Fleestedt
1979 – 1981 Gymnasium Winsen/Luhe
1981 – 1988 Heisenberg-Gymnasium Hamburg (Abitur)

1988 – 1995 Studium der Biologie an der Philipps-Universität Marburg
Dipl.-Arbeit an der Wattenmeerstation List/Sylt der Biologischen Anstalt Helgoland

Thema: „Zur Frage der intraspezifischen Konkurrenz bei der Strandschnecke *Littorina littorea* im Wattenmeer bei Sylt“

Berufliche Tätigkeit

Nov. 1995 – Sept. 1996: Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Zoologischen Institut und Museum der Universität Greifswald (BMBF-Projekt Greifswalder Bodden und Oderästuar-Austauschprozesse)
Okt. 1996 – Dez. 1997: Koordinatorin Boddenforschung, Universität Greifswald, Geographisches Institut
Jan. 1998 – Okt. 2000: Landesgraduiertenstipendium, Doktorandin am Zoologischen Institut der Universität Greifswald
Feb. – Apr. 1999: Forschungsaufenthalt an der Wilfrid-Laurier-University in Kitchener/Waterloo, Ontario, Kanada
seit Nov. 2000: Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Institut für Chemie und Biochemie der Universität Greifswald
seit Okt. 2001: Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Zoologischen Institut und Museum der Universität Greifswald

Weitere Qualifikationen

Trainer C-Lizenz für Breitensport (März 2002)

Hiermit erkläre ich, dass diese Arbeit bisher von mir weder an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald noch einer anderen wissenschaftlichen Einrichtung zum Zwecke der Promotion eingereicht wurde.

Ferner erkläre ich, dass ich diese Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die darin angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

