

MEER UND MUSEUM

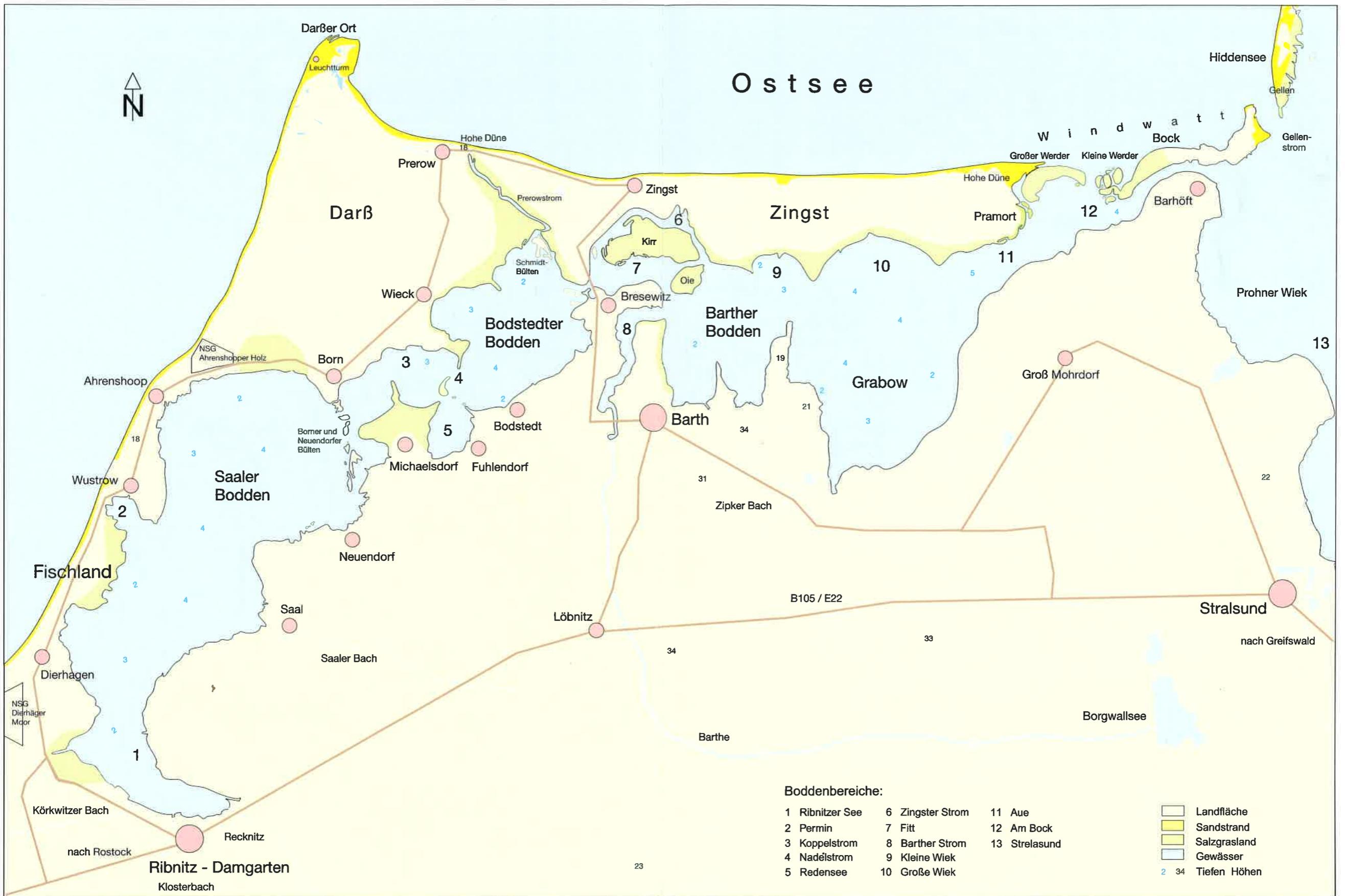


Die Darß-Zingster Bodden
Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft



Gedenkmünze

aus Anlass der Jubiläen 50 Jahre Meeresmuseum und
750 Jahre Katharinenkloster, in dem sich das Museum befindet.



Übersichtskarte Darß-Zingster Boddenlandschaft

Die Begrenzung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft zeigt die Spezialkarte Seite 126. Eine Karte mit den Bootshäfen in den Bodden, Informationen über das Fahrwasser und den Seebrücken an der Außenküste steht auf Seite 149. Eine Übersicht über die naturwissenschaftlichen Institutionen im Gebiet vermittelt die Karte Seite 153.

MEER UND MUSEUM

Band 16

Die Darß-Zingster Bodden

Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft



Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums

2001

Vorwort

Im Jahre 2001 feiert das Deutsche Meeresmuseum sein 50-jähriges Bestehen. Es ist 1951 als kleines städtisches Naturkundemuseum gegründet worden und entwickelte sich schnell zu dem meistbesuchten Museum der DDR. Nach der Wende wurde es in die „Leuchtturmförderung“ des Bundes (Förderprogramm für national und international bedeutsame Kultureinrichtungen in den neuen Bundesländern) aufgenommen. Diese Förderung führte dazu, dass es sich auch nach der Wende weiter entwickeln konnte. Gegenwärtig ist es mit ca. 600.000 Besuchern pro Jahr das Museum mit der höchsten Besucherzahl in ganz Norddeutschland. Untergebracht ist das Museum in einem Klosterkomplex, der in diesem Jahr 750 Jahre alt wird. Diese beiden Ereignisse sind für die Bundesrepublik Deutschland Anlass, eine 10 DM-Gedenkmünze und eine Briefmarke herauszugeben mit dem Thema „750 Jahre Katharinenkloster – 50 Jahre Meeresmuseum Stralsund“. Ein Preisgericht, das am 28. Juni 2000 in der Berliner Prägestätte unter dem Vorsitz des Kunstprofessors Horst Auer tagte, wählte die Arbeit des Berliner Künstlers Dietrich Dorfstecher als Motiv für die Münze aus. Nach Aussage der Jury gelang es ihm, die Verbindung zwischen einem Meeresmuseum und der frühgotischen Klosterarchitektur am überzeugendsten umzusetzen.

Die beiden Jubiläen sind Anlass für das Deutsche Meeresmuseum, im Jubiläumsjahr ein umfangreiches Programm von Veranstaltungen und Sonderausstellungen anzubieten. Als Schirmherr hierfür konnte der Bundestagspräsident Wolfgang Thierse gewonnen werden. Die beiden Ereignisse sind aber auch Anlass, in diesem Jahr einen dem Jubiläum entsprechenden, besonders gehaltvollen Band von MEER UND MUSEUM herauszugeben. Mit dem Band 16 „Die Darß-Zingster Bodden – Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft“ erscheint der bisher umfangreichste Band dieser Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums. 44 Autoren haben hierzu beigetragen.

Dieser Band ist die Fortsetzung einer Tradition unseres Museums, Monographien von Landschaften aus der Umgebung zu publizieren. Es war immer schon ein Anliegen des Museums, umfassende Darstellungen zu regionalen Themenschwerpunkten zu veröffentlichen, so wie zuerst mit dem Band 2 (1982) über das Küstenvogelschutzgebiet „Inseln Oie und Kirr“ im Barther Bodden. Mit dem Band 5 (1989) wurde „Der Greifswalder Bodden“ vorgestellt und damit erstmals eine Gesamtbetrachtung einer Küstenregion Mecklenburg-Vorpommerns erreicht. Band 13 (1997) hatte „Die Wismar-Bucht und das Salzhaff“ zum Thema. Mit dem vorliegenden Band ist nun eine der umfangreichsten Monographien von Landschaften des Ostseeraumes entstanden. Die Darß-Zingster Bodden wurden seit über 30 Jahren von verschiedenen Forschergruppen wissenschaftlich untersucht. Sie gehören somit zu den am besten erforschten Brackgewässern der Welt.

Die Leitung des Deutschen Meeresmuseums begrüßte daher sehr den Vorschlag des ehemaligen Koordinators der Boddenforschung, Herrn Prof. Dr. Günter Schlungbaum, Fachbereich Biologie der Universität Rostock, einen Band von MEER UND MUSEUM speziell den Darß-Zingster Bodden zu widmen. Er erklärte sich bereit, die Realisierung dieses Vorhabens durch eigene Beiträge und durch die Gewinnung weiterer kompetenter Autoren zu gewährleisten. Hierfür sind ihm Herausgeber und Redaktion sehr dankbar. Besonderer Dank gilt auch den Herren Dipl.-Biol. Horst Schröder und OMuR Dr. Sonnfried Streicher für die mühevollen redaktionellen Bearbeitung dieses umfangreichen Jubiläumsbandes. Wir hoffen, dass allen Beteiligten eine gehaltvolle Publikation gelungen ist, die einen weiteren Beitrag zur Verbesserung des Umweltbewusstseins in der Öffentlichkeit und bei den Entscheidungsträgern bewirkt, mit dem Ziel, diese einzigartige Küstenlandschaft zu schützen und zu bewahren.

Dr. Harald Benke
Direktor des Deutschen Meeresmuseums
Stralsund

Geleitwort

Historisch gesehen waren die Küstengebiete immer ein wichtiger Schwerpunkt für die Entwicklung der menschlichen Gesellschaft. Die Nutzung der Meere für Verkehr und Handel sowie der von den hochproduktiven Küstengewässern gebotene Nahrungsreichtum förderte die Besiedlung. Viele der Küstenstädte und Küstenregionen Europas haben eine über Jahrhunderte zurückreichende Kultur und Lebensweise entwickelt. Die Küstengebiete sind noch immer Regionen, die ein reiches Potential für eine moderne Gesellschaft bieten. Küstenräume haben aber auch durch ihre unterschiedliche Entwicklung eine Vielfalt von Prägungen erhalten. So sind sie aufgrund ihrer hohen Arten- und Landschaftsvielfalt auch von hoher Priorität für den Naturschutz.

„Küstengebiete sind sehr komplex, sie werden von unzähligen, in Wechselwirkungen stehenden Triebkräften und Zwängen beeinflusst, einschließlich hydrologischer, geomorphologischer, soziökonomischer, administrativer, industrieller und kultureller Systeme. Versuche, die Küstengebiete nachhaltig zu managen, werden fehlschlagen, sofern sie nicht die Gesamtheit der Systeme, die einen starken Einfluß auf die Dynamik der Küstengebiete haben, gleichberechtigt betrachten.“ (Strategiepapier der Europäischen Union zum Integrierten Küstenzonenmanagement, 1999)

Etwa 85 % der europäischen Küstensysteme, in denen etwa ein Drittel der Bevölkerung Europas lebt, sind größeren bzw. mittleren Gefahren ausgesetzt, die auf verschiedenartige Belastungen und Auswirkungen zurückzuführen sind. Die Hauptprobleme liegen in der nach wie vor schlechten Wasserqualität, der Küstenerosion und dem Mangel an einer integrierten Bewirtschaftung der Küstenzonen.

Dieses menschliche Wirken hat in vielen Küstenregionen zur Verschärfung der Probleme beigetragen, z. B. durch die ungeeignete Lage von infrastrukturellen Anlagen, dem Raubbau an lebenden und nicht lebenden Ressourcen und vor allem durch die Akzeptanz ungeschlossener Stoffkreisläufe, die u. a. zum Problem der Gewässer- und Landschaftseutrophierung geführt haben. Ein derartiger Druck durch menschliche Tätigkeiten birgt immer das Risiko, Lebensräume und Lebensgrundlagen zu zerstören. Küstengebiete verlieren damit ihre vielseitigen Funktionen. Leider gibt es noch nicht viele Anzeichen dafür, daß die Häufigkeit ungeeigneter Nutzungsweisen von Küstenzonen abnimmt. Tatsächlich erhöhen sich – trotz inzwischen vieler Kenntnisse – mit zunehmenden Bewohner- und Besucherzahlen die Zwänge zur nicht nachhaltigen Nutzung. Die derzeitigen Konflikte und Unverträglichkeiten zwischen den Nutzungsweisen aus dem natürlichen Potential müssen erkannt und gelöst werden. Die Europäische Kommission ist zu der Erkenntnis gelangt, daß die meisten der in den Küstenzonen Europas beobachteten natürlichen Probleme und Konflikte auf verfahrensrechtliche, planungstechnische, politische oder institutionelle Schwächen zurückzuführen sind, von denen viele aus fehlender Kenntnis der strategischen wirtschaftlichen und sozialen Bedeutung eines nachhaltigen Küstenzonenmanagement hergeleitet werden können.

Auch die Südküste der Ostsee ist durch Förden, Bodden und Haffe sehr vielfältig geprägt. In engster Nachbarschaft liegen die Ostsee und die inneren Küstengewässer. Zu ihnen gehört auch die Darß-Zingster Boddenlandschaft. Die geologisch und ökologisch sehr jungen Gewässer zeigen eine sehr hohe Empfindlichkeit für Störungen von außen. Auch diese Gewässer leiden unter den Jahrzehnte langen Belastungen. Sie haben aber auch noch große Räume mit weitgehend erhaltener Natur. Durch die über Jahrzehnte reichenden, sehr komplex angelegten und intensiv durchgeführten Forschungsarbeiten (Gewässer und Landschaft) zählt diese Boddenlandschaft heute zu den am besten untersuchten Gebieten im Ostseeraum. Die erzielten Ergebnisse stellen eine wichtige wissenschaftliche Basis für die vielfältigsten Entscheidungen dar, die das Prinzip einer ganzheitlichen nachhaltigen Entwicklung berücksichtigen müssen. Mit der vorliegenden Monographie werden wesentliche Ergebnisse in 30 Beiträgen von 44 Autoren vorgestellt. Durch die mehr als 30jährigen Untersuchungen ist es heute möglich, den Zustand dieser Gewässer zu bewerten und Vorschläge für die Sanierung und Restaurierung sowie für die nachhaltige Entwicklung der Landschaft vorzulegen. Einen großen Raum nehmen auch die Arbeiten zur Ökologie der angrenzenden Landschaft und zum Naturschutz (u. a. Nationalpark) ein. Ein spezieller Beitrag zum Tourismus in der Boddenlandschaft soll Widersprüche und tragfähige Entwicklungsmöglichkeiten ausweisen. Acht wichtige Forschungs- und Bildungseinrichtungen werden kurz vorgestellt. Eine über 1.200 Titel enthaltende Bibliographie (über 800 Publikationen, ca. 200 Habilitationen, Doktor- und Diplomarbeiten sowie 200 ausgewählte Forschungsberichte und Gutachten) rundet die Darstellung ab.

Die Ergebnisse der Boddenforschung werden bereits in aller nächsten Zeit im Zuge der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserpolitik unmittelbare Bedeutung erlangen.

Im Namen aller Autoren und des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock sei der Direktion des Deutschen Meeresmuseums in Stralsund für die Möglichkeit der Publikation der Monographie gedankt. Ein besonderer Dank geht an die Herren Dipl.-Biol. Horst Schröder und OMuR Dr. Sonnfried Streicher für den mühevollen Einsatz bei der sehr aufwendigen redaktionellen, gestalterischen und digitalen Bearbeitung dieses Bandes.

Die Darß-Zingster Bodden - ein junges Gewässersystem in einer noch nicht alten Landschaft

G. Schlungbaum und B. Voigt

Die Darß-Zingster Bodden als Teil der Küstengewässer an der südlichen Ostsee

Die südliche Ostseeküste ist durch ein vielfältiges System innerer Küstengewässer geprägt. Im Westteil sind es zwischen Flensburg und Rostock-Warnemünde die Förden. Der Mittelteil, identisch mit der vorpommerschen Küste, wird zwischen Ribnitz-Damgarten und dem Stettiner Haff (eigentlich ein Bodden) durch sehr unterschiedliche Boddensysteme gestaltet. Weiter im Osten, bis ins Baltikum reichend, schließen sich die eigentlichen Haffgewässer an.

Dieses Küstengewässersystem (Tab. 1) umfasst mehr als 5.000 km² Wasserflächen, die mehr oder weniger von der Ostsee isoliert sind. Die Flächenanteile der einzelnen Gewässer reichen von 12,5 km² (= 0,25 %) für die Unterwarnow bis weit über 1.500 km² (> 30%)

für das Kurische Haff. Mit ca. 200 km² entfallen auf die Darß-Zingster Bodden etwa 4 % der Gesamtfläche. Die maximalen Wassertiefen erreichen nur Werte zwischen 10 und 20 m, wenn man von den 38 m in der Flensburger Außenförde absieht. Damit gehören die Förden, Bodden und Haffe an der südlichen Ostsee zum Flachwassertyp.

Heutige Lage und Struktur der Darß-Zingster Boddenkette

Die vorpommerschen Bodden sind für sich wieder ein sehr differenziert erscheinendes Gewässersystem. Darin sind die Darß-Zingster Bodden der westlichste Teil. Sie reichen von Ribnitz-Damgarten über ca. 55 km Länge bis zum Übergang in den Gellenstrom bei Barhöft.

Förden sind schmale und tiefe Meeresbuchten, entstanden in Zungenbecken des Glazialreliefs, landseitig von Endmoränen umrahmt.

Förden mit geringem Küstenausgleich: Flensburger Förde und Kieler Förde.

Förden mit größerem Küstenausgleich: Schlei, Untertrave und Unterwarnow.

Bodden sind breite und flache Meeresbuchten, an der südlichen Ostsee entstanden, wo Gletscherzungenbecken oder tieferliegende Grundmoränen überflutet wurden. Der hier wesentlich stärkere Küstenausgleich durch Nehrungsbildung schließt vorgelagerte Inseln ein. Die Uferzonen der flachen Innengewässer unterliegen der stärkeren Verlandung.

Typische Bodden sind die Darß-Zingster Bodden, die Rügener Bodden, der Greifswalder Bodden und eigentlich auch hier zugehörig das Stettiner Haff.

Haffe sind ehemalige flache Buchten der Ostsee, die durch Nehrungsbildung (vom Festland ausgehend) vom Meer abgetrennt wurden. Sie haben ostseeseitig eine Dünenwalküste.

Typische Haffe sind das Frische und das Kurische Haff. Durch die schnelle Entwicklung der Halbinsel Hel entsteht vor der Weichselmündung mit der Putziger Bucht ein weiteres breites Haff.

Tabelle 1: Gliederung der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee.

Gewässer	Fläche (km ²)	Tiefe		Volumen (10 ⁶ m ³)	Einzugsgebiet (km ²)
		mittl. (m)	max. (m)		
Flensburger Förde	ca. 330	-	38	4.940	327
Schlei	54	ca. 3	13	180	620
Kieler Förde	-	11-15	23	-	714
Untertrave mit Dassower See	-	-	-	-	1.807
Wismar-Bucht mit Breitling, Salzhaff	169	ca. 6	12	1.014	1.059
Unterwarnow	12,5	4	15	49,6	3.222
Darß-Zingster Bodden	197	ca. 2	16,5	397	1.578
Westrügener Bodden (Rügen/Hiddensee)	171	1,8	7,6	300	238
Strelasund	65	3,9	16	253	-
Rügener Binnenbodden	159	ca. 3,5	10,3	553	312
Greifswalder Bodden	510	5,8	13,5	2.960	665
Peenestrom mit Achterwasser	164	2,6	16	429	5.772
Stettiner Haff	660	3,4	8,5	3.310	122.712
Frisches Haff	838	2,6	5,0	2.300	23.439
Kurisches Haff	1.610	3,7	7,4	6.200	100.458

Vier Hauptbodden sind über schmale Abschnürungen miteinander verbunden (Abb. 1 bzw. Tab. 2). Durch diesen perlenschnurartigen Aufbau werden sie als kettenartiges Boddengewässer bezeichnet.

Damit entfallen auf die vier Hauptboddengebiete (in Tab. 2 mit Fettdruck) 166 km², das sind 84 % der Gesamtwasserfläche. Das Boddensystem wird im Süden durch das Festland begrenzt. Im Westen und Norden liegt in Abgrenzung zur Ostsee die langgestreckte Halbinsel Fischland-Darß-Zingst. Der Übergang am Bock zum Gellenstrom bildet heute den einzigen schiffbaren Zugang zur Ostsee. Mit einer mittleren Tiefe von zwei Metern gehört die Darß-Zingster Boddenkette zu den flachsten inneren Küstengewässern an der südlichen Ostsee.

Der innerste Teil der Boddenkette, d. h. der ostseefernste Teil, ist der Saaler Bodden. Sein südlichstes Ende, auch Ribnitzer See genannt, wird oft als ertrunkener Ausläufer des Recknitztales bezeichnet. Nach Westen ist der Saaler Bodden durch das Fischland von der Ostsee abgetrennt. Noch bis zum Ausgang des 14. Jahrhunderts bestand südlich des Ostseebades Wustrow eine Verbindung zur Ostsee, der Permin. Heute ist er noch als Bucht erkennbar und bildet

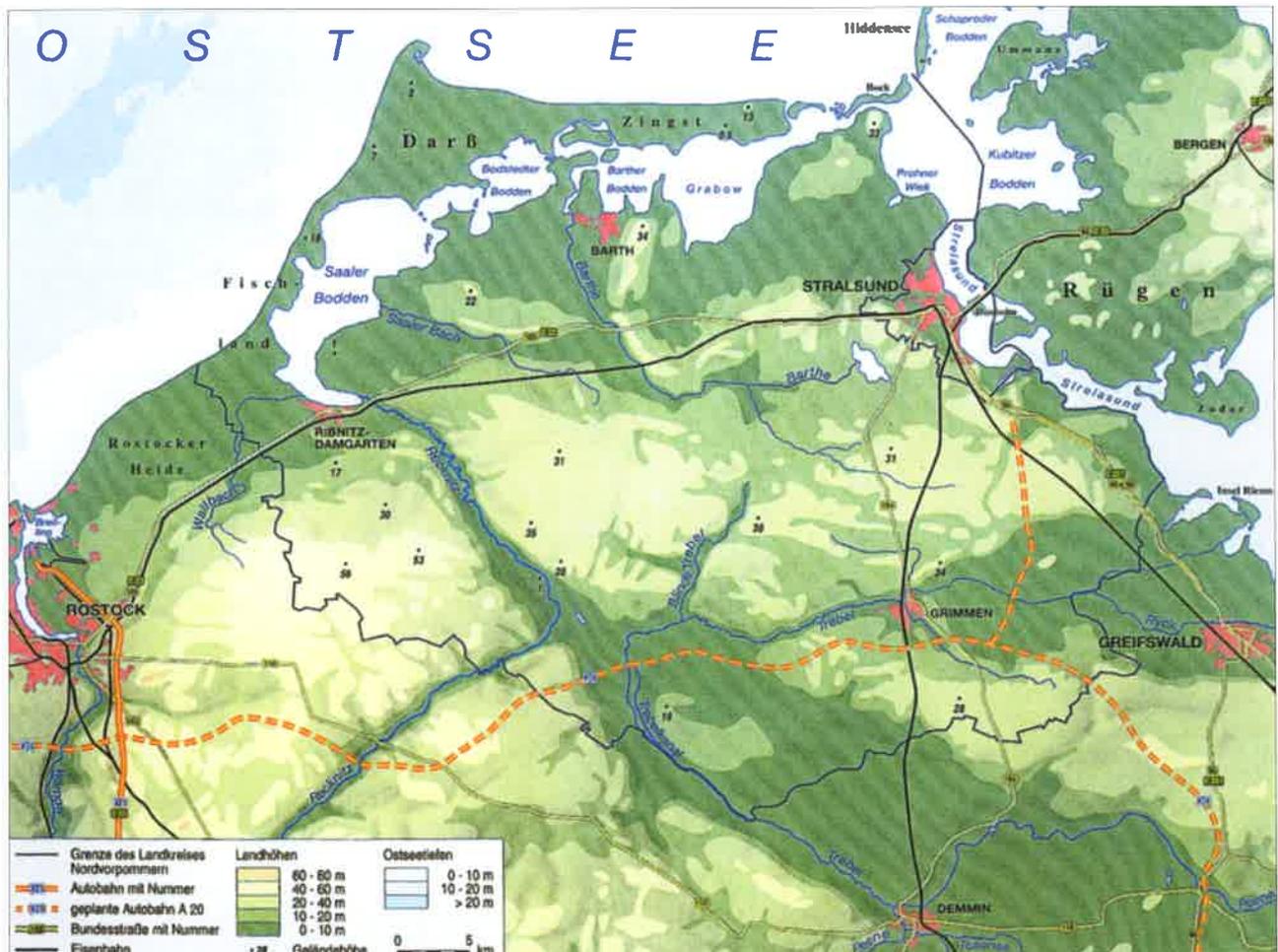
Abb. 1: Die Darß-Zingster Boddenkette in ihrer sie unmittelbar umgebenden Landschaft (Umweltamt Nordvorpommern, 1998).

Gewässerteil	Fläche (km ²)	Tiefe		Wasservolumen (10 ⁶ m ³)
		mittl. (m)	max. (m)	
Saaler Bodden incl. Ribnitzer See	80,9	2,2	4,0	174,5
Koppelstrom	7,6	1,8	6,5	13,6
Bodstedter Bodden	24,1	1,9	14,0	46,8
Prerower Strom	1,0	3,8	4,1	3,8
Fitt	3,1	0,5	1,0	1,6
Zingster Strom	2,7	2,1	16,5	5,7
Barther Bodden	19,4	1,8	6,5	34,1
Barther Strom	2,1	1,6	2,0	3,3
Grabow	41,5	2,3	4,5	93,8
Aue bis Pramort	4,2	1,5	5,0	6,2
Fahrwasser am Bock (bis Barhöfter Rinne)	10,2	1,3	5,0	13,7
Summe:	196,8	2,0	16,5	397,1

Tabelle 2: Gliederung der Darß-Zingster Boddenkette.

die schmalste Stelle zwischen Ostsee und Bodden (Abb. 4). In den Saaler Bodden mündet der größte Boddenzufluss, die Recknitz. Weitere nennenswerte Zuflüsse sind der Saaler Bach, der Klosterbach und der Körkwitzer Bach oder Wallbach.

Der Koppelstrom verbindet den Saaler Bodden mit dem Bodstedter Bodden. Ausgedehnte und nahezu unberührte Schilfinselfen (Bülten genannt), im Westen



am Ausgang zum Saaler Bodden (Borner und Neuen-dorfer Bülden) sowie im Osten zum Bodstedter Bodden (Jägerbülden), geben dem Landschaftsbild ein besonderes Gepräge. Hinzu kommen breite, flache Ufer mit ausgedehnten Schilfgürteln.

Der sich anschließende Bodstedter Bodden besaß bis zur großen Sturmflut im November 1872 mit dem Prerower Strom ebenfalls eine Verbindung zur Ostsee. Einst trennte dieser Strom den Darß von der Insel Zingst. Heute erscheint dieses Gewässer flussartig und windet sich durch ausgedehnte Salzwiesen. Im Ostseebad Prerow sind heute noch Teile des Prerower Stromes aus dem ehemaligen Mündungsabschnitt zur Ostsee erhalten. Boddenseitig wird der Übergang zum Bodstedter Bodden durch die Schilfin-sel Schmidt-Bülden gestaltet. Im Ostteil des Bodstedter Boddens bildet die nur unter 100 m breite Meinigen den Übergang zum Zingster Strom und der Fitt. Über diese schmale Stelle bildet die Meinigenbrücke eine weitere Straßenverbindung zum Festland.

Etwa in der Mitte des Zingster Stromes liegt zwischen dem Bodstedter Bodden und Barther Bodden die Laborstation Zingst der Universität Rostock. Südlich des Ostseebades Zingst umfließen der Zingster Strom im Norden und die sehr flache Fitt im Süden die Inseln Kirr und Barther Oie. Beide Inseln sind sehr flache Wiesen, von zahlreichen Prielen durchzogen und mit großer Bedeutung für den Ostseevogelschutz. Durch den relativ tiefen Zingster Strom erfolgt der Haupt-wasseraustausch. Der Zingster Strom teilt wie eine

den und Grabow liegt ein größeres bis an die Boddenufer reichendes Waldgebiet, der Osterwald. Östlich davon ist die Landschaft durch eine größere See-sandebene geprägt, die boddenseitig durch weitläufige Salzweideflächen der Sundischen Wiese bis Pramort (= Ende der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst) ergänzt werden. Weiter in Richtung Nordosten verengt sich der Grabow zu einem immer schmäler werden-den Wasserarm. Nach Norden, begrenzt durch die Werder-Inseln und die zum großen Teil künstlich auf-gespülte Insel Bock, liegen hier die Gewässerteile Aue und Fahrwasser am Bock. Diese sind teilweise nur wenige hundert Meter breit und stellen die einzige schiffbare Verbindung zur Ostsee dar. Mit den Inseln Großer und Kleiner Werder sowie dem ostseeseitig immer größer werdenden Windward ist ein einmaliger Naturraum gegeben, der bei Niedrigwasser zum großen Teil trocken fällt und bereits bei niedrigem Hochwasser überströmt wird.

Schließlich endet das Darß-Zingster Boddengebiet mit dem Übergang zum Gellenstrom bzw. zum Kubitzer Bodden. Das ist ein Bereich, der heute noch eine hohe Küstendynamik durch das Verschieben des Windwatts am Bock nach Osten und durch das Wachsen des Gellen (Südteil der Insel Hiddensee) nach Süden aufweist. Wenn die Fahrinne als Westan-steuerung von Stralsund über den Strelasund nicht künstlich offen gehalten wird, besteht hier in nicht all-zulanger Zeit die Möglichkeit der Herausbildung einer verlängerten Halbinsel Fischland-Darß-Zingst-Hid-densee.

Tabelle 3: Hauptstadien der Entwicklung der Ostsee (er-gänzt nach Köster, 1996).

Stadium	Zeit (Jahre vor heute)	Wassertyp	Leitform (Mollusken)	Bild in Abb. 2
Baltischer Eisstausee	vor 10.000	süß	-	a
Yoldiameer	10.000 bis 9.250	salzig-brackig	<i>Yoldia arctica</i> ¹	b
Ancylussee	9.250 bis 7.100	süß	<i>Ancylus fluviatilis</i>	c
Littorinameer	7.100 bis 4.000	salzig-brackig	<i>Littorina littorea</i>	d
Limneameer	4.000 bis 1.500	brackig	<i>Limnea ovata</i>	-
Myameer	seit 1.500	brackig	<i>Mya arenaria</i>	-

*) heute: *Portlandia arctica*

natürliche Abgrenzung die Boddenkette in einen mehr limnisch geprägten Westteil und einen mehr marin ausgewiesenen Ostteil.

Der sich nach Osten anschließende Barther Bodden besitzt, im Gegensatz zu den anderen Hauptbodden, ein sehr heterogenes Bodenprofil. So müssen die Fahrwasserrinnen von der Schifffahrt genau eingehalten werden. Über den Barther Strom mündet an der Westseite der zweitgrößte Boddenzufluss, die Barthe. Östlich der Stadt Barth zieht ein sanfter Höhenrücken bis fast an den Bodden. Ausläufer dieses Endmoränenrücken schieben sich als schmale Halbinsel Fahrkamp bis in den Bodden und teilen diesen im Südteil in zwei buchtenartige Hälften (Barther Bodden und Grabow). In diesem Abschnitt liegen auch die nur sehr gering vertretenen Steilküstenabschnitte.

Wieder über eine schmale Verbindung wird der größte Boddenteil im Osten erreicht, der Grabow. Nahezu mit beckenartiger Struktur zeigt dieser Bodden einen regelmäßigen Aufbau. Im Norden vom Barther Bod-

Die Entwicklung der Boddenlandschaft von den Anfängen bis heute - ein Zeitspiegel

Die Entwicklung und heutige Prägung der Ostseeküstengewässer stand und steht im engen Zusammenhang mit der Gesamtentwicklung der Ostsee. Während die Nordsee schon vor 180 Millionen Jahren ein Schelfmeer war, entstand die Ostsee erst nach der letzten Vereisung vor ca. 12.000 Jahren. Noch vor 15.000 Jahren war ihr heutiges Gebiet vom Inlandeis bedeckt (Abb. 3a). Die Bereiche der südlichen Ostsee wurden vor 18.000 Jahren eisfrei.

Für die Folgezeit sind mindestens sechs Stadien bis zur Herausbildung der heutigen Ostsee zu erwähnen (Tabelle 3 und Abbildung 2).

Nach dem Abschmelzen der letzten Eismassen und dem Versiegen der riesigen Schmelzwasserströme folgte eine über 5.000 Jahre währende Festlandszeit. Das Gebiet der heutigen Küstengewässer - so auch das Gebiet der Darß-Zingster Bodden - lag noch weit weg vom Meer (vgl. Abb. 2a bis 2c bzw. 3a, 3b).

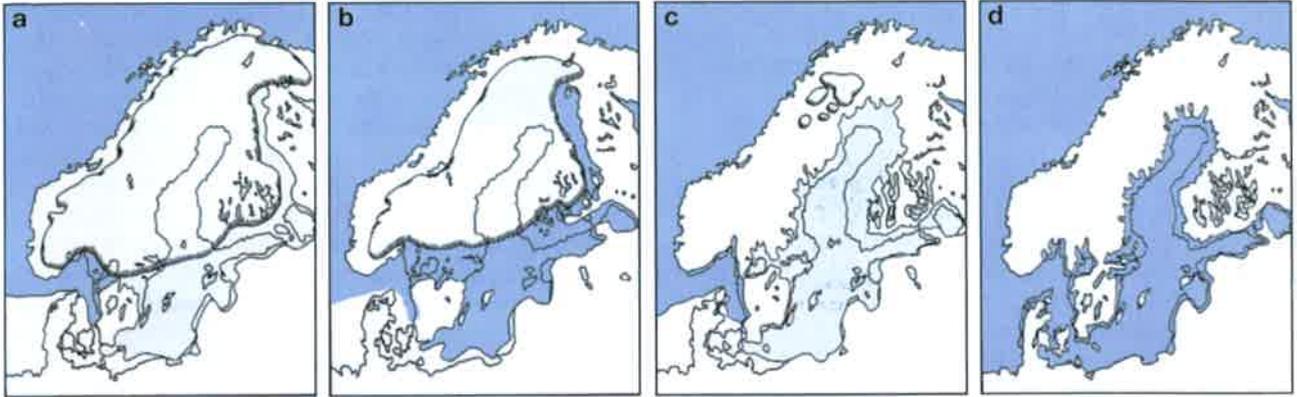


Abb. 2: Entwicklungsstadien der Ostsee vom Baltischen Eisstausee bis zum Littorinameer. In den Bildern a) und b) ist der Rückgang der Vereisung eingezeichnet. a) Balt. Eisstausee, b) Yoldiameer, c) Ancylussee, d) Littorinameer.

Mit dem dann einsetzenden Heranrücken des Meeres stieg auch der Grundwasserspiegel, und es kam zu verstärkten Moorbildungen.

Vor rund 5.000 Jahren zeichneten sich die groben Umrisse der heutigen Küste ab.

Der heutige Meeresspiegel wurde zur Zeit des Littorinameeres vor ca. 4.000 Jahren erreicht. Zu diesem Zeitpunkt hatte die Küste im Bereich der Boddenlandschaft kaum Ähnlichkeit mit der gegenwärtigen.

Von Bedeutung für die weitere Gestaltung der Boddenküste waren die im Zusammenhang mit der Vereisung entstandenen Moränengebiete:

Vor etwa 15.000 Jahren (Abb. 3a)

In der Schlussphase der letzten Vereisung ist das Gebiet noch vom langsam abschmelzenden Inlandeis bedeckt. Unter dem Eis entsteht der Geschiebemergel der Grundmoräne. In der Stillstandsphase des Eisrückganges bildet sich der nördlichste Teil der Endmoräne heraus, die Velgaster Staffel. Dieser flache Moränenrücken aus Sand, Kies und Geröll reicht bis in das Gebiet des heutigen Barther Boddens und des Grabow.

Vor etwa 12.000 Jahren (Abb. 3b)

Nach der Stillstandsphase schmolz das Eis relativ schnell weiter ab. In den Niederungen des heutigen Darßes und des angrenzenden Festlandes kam es in einem Schmelzwasserbecken zur Ablagerung feinkörniger Schmelzwassersande. Diese Sande werden heute als Heidesande des Altdarß, der Neuendorfer Heide und im Barther Stadtholz angetroffen. Auch in der Rostocker Heide bilden sie die Oberfläche. Nach dem endgültigen Abschmelzen des Eises drang das Meer langsam in die Ostsee-Depression ein. Noch lag der Meeresspiegel aber weit unter seinem heutigen Niveau. Das zwischenzeitliche Festland war anfangs von Tundra bedeckt, und später wuchsen hier Wälder mit Kiefern- und Birkendominanz.

Vor etwa 7.000 Jahren (Abb. 3c)

Der relativ rasche Meeresspiegelanstieg (Littorina-Transgression) ließ das Meer dann bis in das heutige

Küstengebiet vordringen. Nach und nach wurden alle tiefer gelegenen Bereiche überflutet. Die höher gelegenen wurden zu Inseln, von denen dann später die Bildung von Sandhaken und Nehrungen ausging. Zu diesen Inselkernen zählen das Fischland, der Westzingst und der Ostzingst (auch Sundische Wiesen genannt) sowie später auch der Altdarß. Diese Inselkette setzt sich mit dem Dornbusch (Hiddensee) und den Rügener Gebieten fort. Mit dem Vordringen des Meeres setzte an exponierten Stellen der Inselkerne die Abtragung ein. Dadurch kam es zur Ausbildung von Steilufern. Eiszeitliche Sedimente, meist Geschiebemergel oder Schmelzwassersande, wurden abgetragen, parallel zum Ufer verfrachtet und dabei sortiert.

Vor etwa 3.000 Jahren (Abb. 3d)

Mit diesem Zeitabschnitt beginnt die Ausbildung einer Ausgleichsküste. Durch die Hauptwindrichtungen aus Südwest bis West und Nordost bis Ost kam in Folge dazu, dass sich an den Inselkernen zwei entgegengesetzt verlaufende Sandhaken bildeten. Besonders groß war mit Sicherheit die Abtragung des Fischland-Inselkernes. Nach Süden entwickelte sich der Anschluss zum Festland und nach Norden der zum Altdarß. Der so entstandene Sandhaken ist mit seinen Dünen und Strandwällen heute noch auf dem Vordarß (Bereich der Rehberge) erkennbar. Das ehemalige Steilufer des Altdarß-Inselkernes (Altdarßkliff) ist ebenfalls noch gut erkennbar. Es bildete eine markante Geländestufe am heutigen Mecklenburger Weg. In diesem Bereich erfolgte bald keine Abtragung mehr. Durch das Verschwinden der Darßsenke hat das Meer hier an Intensität für die Küstenformung verloren. Dieser Bereich ist bald durch die Neulandbildung (Neudarß) gekennzeichnet. An der Seite der entstandenen Innenküste kommt es zu ersten Verlandungen. Dieser Zeitraum ist auch für die Ostsee mit großen Veränderungen verbunden. Durch die einsetzende Aussüßung zog sich die Strandschnecke *Littorina littorea* zurück und die Brackwasserschnecke *Limnea ovata* drang ein (vgl. Tab. 3). Seit 1.500 Jahren breitet sich auch die Sandklaffmuschel *Mya arenaria* (Myameer) aus. Während also die Ostsee selbst ihre heutige Situation schon stabilisierte, bleiben die Boddengewässer weiterhin im Bildungsprozess.

Vor etwa 800 Jahren (Abb. 3e)

In der Folgezeit wurden die langsam zusammenwachsenden Sandhaken zu Nehrungen und zu Landbrücken von Inselkern zu Inselkern. So kam es zum

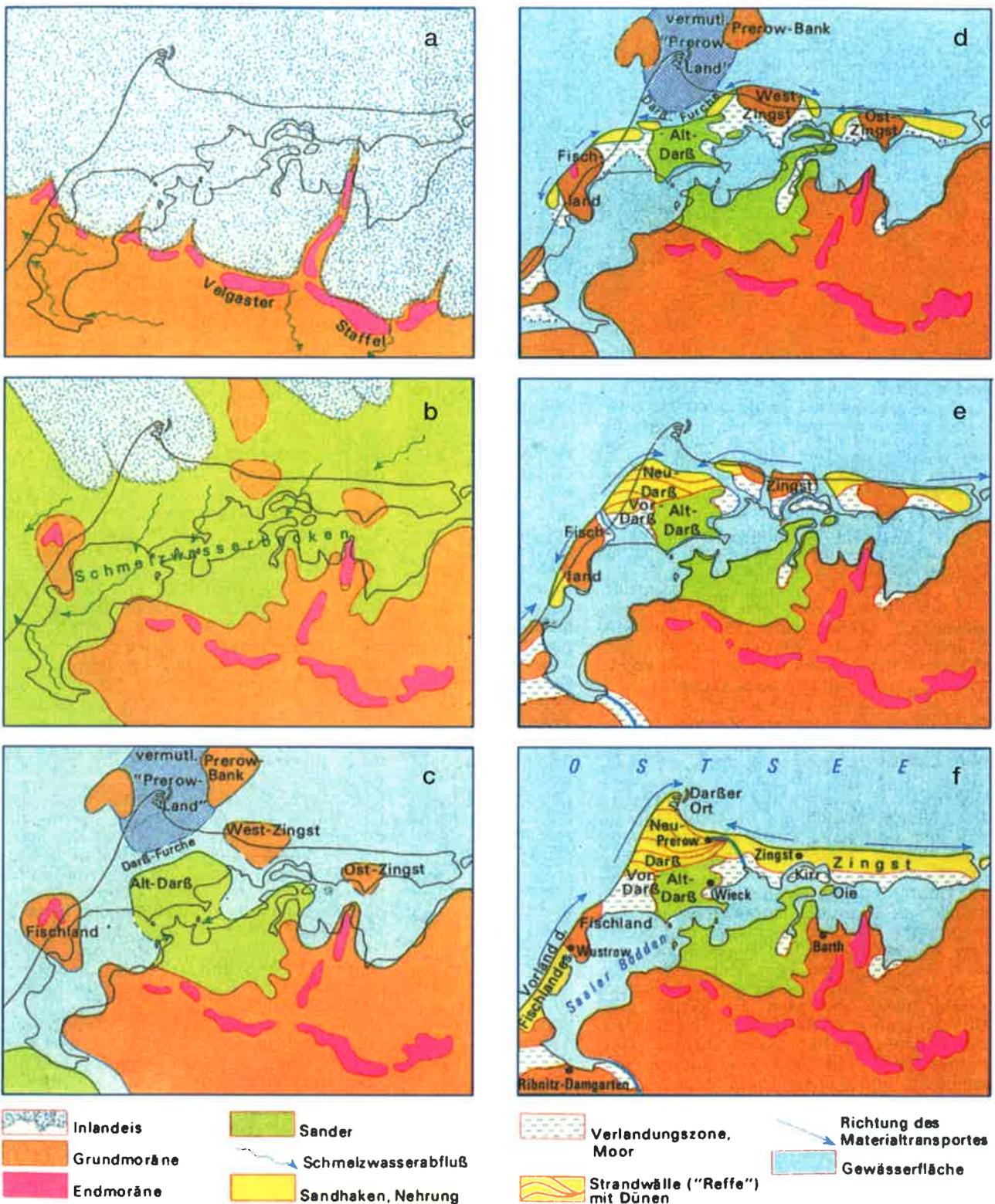


Abb. 3: Die Entstehung und Dynamik der Landschaft von Fischland-Darß-Zingst (nach Reinicke, 1986).

weitgehenden Abschluss der Boddengewässer zu der offenen See. Abtragungsvorgänge, wie sie ursprünglich auch an den Boddenufern stattfanden, bleiben nun weitgehend aus. Ein besonders starkes Wachstum fand und findet noch heute am Neudarß statt. Die ehemaligen Inselkerne des Zingst sind, wenn auch sehr flach, von See und Dünen sand überdeckt worden. Noch bestanden über längere Zeiten mehrere

Verbindungen zwischen Boddem und der offenen See, und der Darß und der Zingst waren Inseln. Für die Darß-Zingster Boddem sind mindestens fünf solcher Durchbruchstellen durch historische Quellen belegt (Otto, 1912). Die Abb. 4 zeigt davon vier. Südlich von Wustrow verdeutlicht die Bucht Permin die Lage eines ehemaligen Durchbruchs (in Abb. 4, ①). Vor allem durch Sturmhochwasser offen gehalten,



Zwischen Außenstrand (vorn) und Bodstedter Bodden windet sich der Prerowstrom durch das ebene Wiesengelände. Er trennt Darß und Zingst voneinander. Am Horizont liegt das Festland mit der Stadt Barth.

wurde diese als Hafenzufahrt der hanseatischen Flotte dienende Öffnung 1395 künstlich geschlossen. Versuche der See, bei den Stürmen 1872 und 1875 doch wieder durchzubrechen, wurden durch Menschenhand verhindert. Es hat in der Vergangenheit zahlreiche Pläne gegeben, diese verlorengegangene Verbindung wiederherzustellen. Keiner der Pläne wurde realisiert. In der Gegenwart wird immer wieder eine Boddenöffnung an dieser Stelle aus Gründen der Tourismusentwicklung diskutiert.

Bei Ahrenshoop bestand nachweislich zwischen dem Schifferberg und dem Fischland ein Durchlass, der ebenfalls früh versandete und durch Sturmhochwasser mehrfach reaktiviert wurde.

Die Prerow-Mündung (Prerower Strom) stellte eine weitere Verbindung zwischen Ostsee und Bodden dar, die vor allem durch aus Nordost kommende Sturmhochwasser offen gehalten wurde (Abb. 4, ②), wodurch der Zingst noch Insel war. Mit der großen Sturmflut von 1872 versandete auch diese Durchfahrt. Sie wurde kurz danach durch Menschenhand endgültig geschlossen. Noch heute existiert der Prerower Strom zwischen Bodden und Prerow. In der Ortslage von Prerow gibt es noch drei Restgewässer.

Weitere Tiefs sollen zur Zeit der schwedischen Landesaufnahme (1695) im Bereich der sogenannten Ellerbeck (auch Hundstief) existiert haben, in Abb. 4, ③ als „westliches Freesenbruch“ bezeichnet.

Die östlich von Zingst als teilweise verlandete Wasserrinne gegenwärtig noch erhaltene Straminke (Abb. 4, ④) verdankt ihre Entstehung dem Sturmhochwasser von 1625.

Für die Aue, südlich vom Pramort am Ostende des Zingst gelegen, wird ebenfalls angenommen, dass sie einmal ein schiffbarer Ausweg zur See gewesen sei.

Die Gegenwart (u. a. Abb. 3f)

Heute zeigt sich von Graal-Müritz bis zum Darßer Ort - und auch zwischen Prerow und der Insel Bock im Osten - eine durchgehende Ausgleichsküste. Im Vergleich zu früheren Zeiträumen hat sich die Situation erheblich verändert. Weite Strecken der Außenküste unterliegen dem Küstenabtrag. Nur zwischen Darßer Ort und Prerow sowie östlich des Zingst ist ein Küstenzuwachs zu verzeichnen.

Im Zuge dieser Entwicklung reicht die Küstenverschiebung durch Anlandungsprozesse heute über den Ostzingst hinaus. Die Werder-Inseln - oft auch als Halligen der Ostsee bezeichnet - gehören wie die östlich davon gelegene Insel Bock zu einer riesigen Sandbank. Diese ist noch so flach, dass sie bereits bei Mittelwasser überspült wird. Besonders augenfällig werden die Prozesse am Bock, dem östlichsten Ende der Boddenußenküste. Zwischen 1906 und 1951 wurden zur Vertiefung des Stralsunder Nordfahrwassers über fünf Millionen m³ Sand als Baggergut auf eine Fläche von mehreren km² aufgespült. Dieser Eingriff durch den Menschen hat insbesondere in diesem Gebiet die Küstendynamik beschleunigt. Das eigentlich angestrebte Ziel, die Versandung des Gellenfahrwassers (Bock/Hiddensee) zu verhindern, wurde trotz des auf 2 km nach Norden gerichteten Spüldamms nicht erreicht. Es wird nur noch ein kurzer

Zeitraum vergehen, und die Halbinsel Fischland-Darß-Zingst verlängert sich um ca. 10 km nach Osten bis zum Nordostende der Insel Bock.

Nicht unbedeutend für die Probleme um die Darß-Zingster Boddengewässer ist in diesem Zusammenhang das mit großer Intensität fortschreitende Nordsüd-Wachstum der Insel Hiddensee am Süden des Gellen. So wird diese Entwicklung für den Zeitraum von 1694 bis 1835 mit ca. 1.300 m und von 1885 bis 1911 mit ca. 150 m angegeben. Durch diese natürlichen Verlandungsprozesse am Gellenstrom wäre also auch die Umbildung der Insel Hiddensee zu einer Halbinsel, wenn der Mensch nicht durch Baggerungen eingreifen würde, nur noch eine Frage der Zeit.

Heute werden von den 354 km Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns 180 km (51 %) als überflutungsgefährdete Flachküste betrachtet. Von den 1.358 km Bodden- und Haffküsten sind 1.060 km (75 %) überflutungsgefährdete Bereiche. Dieser zusammengefasste Küstenraum schließt 1.020 km² Landschaft ein, die von 90.000 Menschen bevölkert ist (Generalplan Küsten- und Hochwasserschutz MV, 1994). An der Westküste vom Fischland und Darß beträgt der Küstenrückgang gegenwärtig zwischen 0,4 und 0,9 m/Jahr, von Zingst nach Osten gesehen sind es sogar 1,2 m/Jahr. Lediglich am Darßer Ort (+ 0,85 m/Jahr) und im Bereich Ostzingst-Bock (+ 4,0 m/Jahr) werden positive Küstenbilanzen verzeichnet.

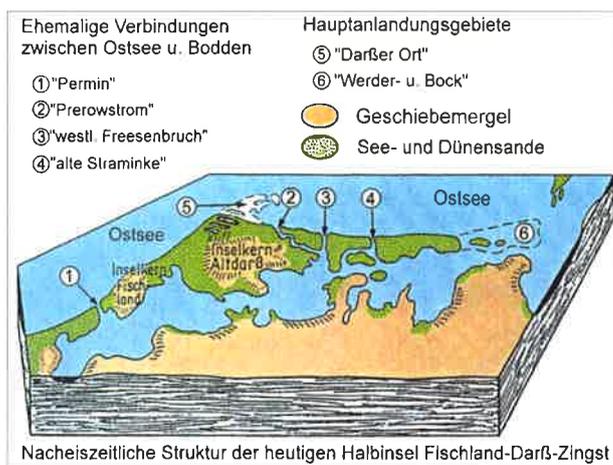


Abb. 4: Ehemalige Verbindungen zwischen Ostsee und Bodden und Hauptanlandungsgebiete an der Nordküste (Umweltamt Nordvorpommern, 1998).

Die aufgezeigte Historie der Küstenbildung an der südlichen Ostsee zeigt die unterschiedlichsten Entwicklungen. Es ist belegt, dass die inneren Küstengewässer, in Form der Bodden und Haffe, einst überhaupt erst durch Nehrungen entstanden. In der jüngeren Geschichte veränderte sich allerdings die Küstendynamik. Wo einst Land gebildet wurde, scheint es heute durch Abtragung wieder verloren zu gehen. Die Akkumulationsprozesse haben sich verlagert, im Falle der Darß-Zingster Bodden nach Osten. Abgeschlossene Bodden und Haffe können ohne menschliches Wirken bald wieder neu zur See geöffnet werden. Seit Jahrhunderten greift auch der Mensch in diese natür-

lichen Uferprozesse ein, um sich und seine Siedlungen zu schützen. So wechseln heute hochwassergeschützte Ufer ab mit „unberührter“ Natur und „intakten“ Uferlandschaften. Die Darß-Zingster Bodenlandschaft gibt den Menschen von heute die Möglichkeit, das Werden und Vergehen einer Landschaft zu erleben. Diese ständigen Veränderungen zeugen davon, dass der geologische Prozess der Küstenbildung und auch der Küstengewässerbildung an der südlichen Ostseeküste längst nicht abgeschlossen ist.

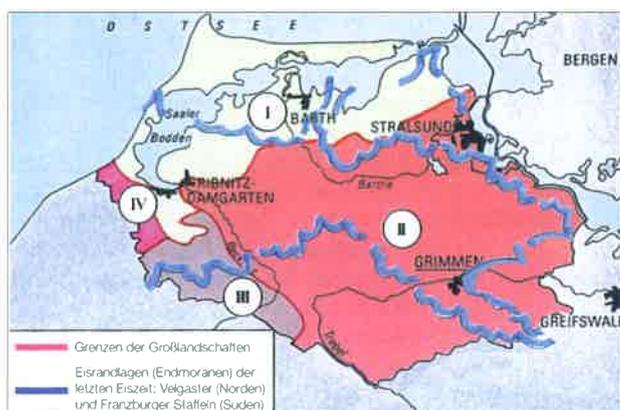


Abb. 5: Großlandschaften im Umfeld der Darß-Zingster Bodden (Umweltamt Nordvorpommern, 1998).

Landschaftszonen im Bereich der Darß-Zingster Bodden

Die sich südlich der Boddengewässer anschließenden Festlandsbereiche können im Wesentlichen drei Landschaftszonen zugeordnet werden (Abb. 5). Dieses Boddenumland ist zusammen mit der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst (Bock) weitgehend identisch mit dem heutigen Landkreis Nordvorpommern.

Wie die Landschaft der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst und der Boddengewässer selbst sind auch die Landschaften im südlichen Festlandsbereich ein Ergebnis der postglazialen Entwicklung.

Ostseeküstengebiet im weiteren Sinne (Abb. 5, Nr. I): Diese Zone kann auch als nördliches Insel- und Boddengebiet bezeichnet werden. Zusammen mit dem festländischen Teil am Südrand der Gewässer ist es die eigentliche Boddenlandschaft. Die Hauptprägung erhält diese Landschaft durch flachwellige Grundmoränen zwischen Ribnitz und Barth/Altenpleen. Eingebettet sind die Endmoränenzüge der Velgaster Staffel. Große grundwasserbeeinflusste Grünlandbereiche, die ursprünglich Salzgrasland mit natürlicher Überflutung waren (z. B. Fischlandwiesen, Werre am nördlichen Saaler Bodden und Sundische Wiese), sind jetzt meistens eingedeicht. Größere Waldgebiete sind mit dem Darßwald, Osterwald östlich Zingst und dem Barther Stadtwald vorhanden. Neben den Boddengewässern selbst liegen in dieser Zone als wichtige Gewässer der Günzer See, der Saaler und der Zipker Bach. Die höchste Erhebung ist mit 34 m der Glöwitzer Berg (Velgaster Staffel am Barther Bodden).

Nordöstliches Flachland, auch nordöstliche Lehmplatte (Abb. 5, Nr. II):

Diese Zone stellt den größten Anteil der Kreisgebietsfläche. Sie ist eine ebene bis flachwellige Grundmoränenlandschaft mit vielen strukturarmen Äckern. In ihr liegen die ausgedehnten Flusstäler von Recknitz und Trebel. Auch die Endmoränenzüge der Velgaster und Franzburger Staffeln gehören dazu. Größere zusammenhängende und strukturreiche Wälder sind z. B. das Schlemminer Holz, das Semlower Holz und Wälder um Franzburg und Richtenberg. Die Grünländer konzentrieren sich in den Niederungen der Flusstäler von Recknitz und Trebel und ihrer Zuflüsse. In die Landschaft eingestreut sind viele Sölle und Kleingewässer (ebenfalls eiszeitlichen Ursprungs) und sechs größere Flachseen: Borgwallsee (ehemalige Quelle der Barthe), Püttersee, Prohner Stausee, Großer Torfstich bei Bad Sülze sowie der Eixener und der Krumenhagener See. Viele kleinere Fließgewässer prägen eigentlich auch die Landschaft, sind aber durch menschliche Eingriffe oft in einem naturfernen Zustand, ein Viertel ist verrohrt.

Rückland der Seenplatte, Warnow-Recknitz-Gebiet (Abb. 5, Nr. III):

Diese Landschaftszone liegt im Südwesten des Kreisgebietes. Sie besteht aus einer welligen bis kuppigen Grundmoränenlandschaft. Viele Wälder liegen am Rand der Rostocker Heide sowie um Gresenhorst und Dummerstorf. Typisch sind auch kleine Regenmoorstandorte im Südwesten des Gebietes. Großflächige Grünlandbereiche sind seltener. Dagegen erstrecken sich strukturarme Ackerflächen bis in die Nähe von Ribnitz-Damgarten. Reich ist die Landschaft aber an Söllen, Teichen und anderen Kleingewässern. Als größeres Fließgewässer muss die Recknitz zwischen Bad Sülze und Dudendorf genannt werden.

Als weiterer Landschaftsraum reichen die Ausläufer des **Unteren Warnowgebietes** (Abb. 5, Nr. IV) bis in die Nähe der unmittelbaren Boddenlandschaft.

Gewässer	F (EZG in km ²)	F (Gewässer in km ²)	Verhältnis
Flensburger Förde	327	330	1,0
Greifswalder Bodden	665	510	1,3
Rügener Binnenbodden	312	159	2,0
Wismar-Bucht	1.059	169	6,3
Darß-Zingster Bodden	1.578	197	8,0
Schlei	630	54	11,5
Frisches Haff	23.439	838	28,0
Peenestrom (ohne Einfluß Oderhaff)	5.772	164	35,2
Kurisches Haff	100.458	1.610	62,0
Stettiner Haff	122.712	660	186
Unterwarnow	3.222	12,5	258

Tabelle 4: Verhältnis der Einzugsgebietsgröße zur Gewässerfläche für ausgewählte Küstengewässer der südlichen Ostsee, geordnet nach der Verhältniszahl.

Das Einzugsgebiet (EZG) der Boddengewässer

Von unmittelbarer Bedeutung für jedes Gewässer sind die vom Einzugsgebiet (Entwässerungsgebiet) ausgehenden Wirkungen. Das Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddengewässer umfasst nach Correns (1979) 1.578 km² und wird hauptsächlich aus den Flussgebieten der Recknitz (669 km² = 42 %) und der Barthe (292 km² = 19 %) gebildet. Es ist damit achtfach größer als die Gewässerfläche der Boddenkette. Damit liegt das System der Boddengewässer im Vergleich mit anderen Ostseeküstengewässern noch im unteren Bereich dieses auf die Gewässerökologie wirkenden Faktors (Tab. 4). Die größten Auswirkungen sind bei der Unterwarnow zu erwarten.

Bedeutende Zuflüsse zur Boddenkette

Recknitz: Sie entwässert nahezu 50 % des Boddeneinzugsgebietes. Das Einzugsgebiet liegt zwischen dem Gebiet der Warnow im Westen und dem der Barthe im Osten. Im Mittellauf gibt es Berührungen zu dem der Trebel (Einzugsgebiet der Peene zum Peenestrom). Die ursprüngliche Länge von 122,2 km Flusslauf wurde durch Begradigungen im 20. Jahrhundert auf 68,7 km verkürzt. Für die vorgelagerte Boddenkette ist es besonders positiv, dass im Flussunterlauf zwischen Marlow und Ribnitz-Damgarten die ursprüngliche Mäanderform erhalten geblieben ist. Gegenwärtig wird zumindest im Rahmen des EU-Life-Projektes im Mittellauf zwischen Schabow und Bad Sülze mit der Renaturierung des Flusstalmoores der in den 60er Jahren zerstörte natürliche Lauf wiederhergestellt. Das ist eine Maßnahme, die auch zum Moorschutzkonzept des Landes Mecklenburg-Vorpommern gehört. Der Unterlauf der Recknitz zwischen Bad Sülze und der Mündung ist durch ein sehr geringes Gefälle (0,3 m) gekennzeichnet. Darum kann sich bei höheren Wasserständen im Bodden brackisches Wasser bis in den Raum Marlow einstauen. Im Tal der Recknitz stehen im Unterlauf bis zu 8 m Niedermoortorf (vom Typ Flusstalmoor) an. Im Flusslauf werden viele kleinere Gewässer zur Recknitz geführt: Polchower Bach, Reppeliner Bach, Kölzower Bach, Schulenberger Mühlbach, Tribohmer Bach, Templer Bach.

Barthe: Das Einzugsgebiet erstreckt sich westlich von der Stadt Stralsund und liegt nordöstlich von dem der Recknitz. Die ursprüngliche Quelle war der Borgwallsee. Durch einen Deich wurde die Barthe im 14. Jahrhundert vom See getrennt. Aus einem moorigen Niederungsgebiet westlich des Sees fließt heute der Quellgraben der Barthe ab. Nur bei notwendigen Hochwasserentlastungen wird über das Stauwehr Wasser in Richtung Barthe abgeleitet. Der Borgwallsee diente lange als Rohwasserquelle für die Trinkwasserversorgung der Stadt Stralsund. Heute erfolgt die Versorgung über Brunnenfiltrate aus dem Seeumfeld. Die Barthe durchfließt das Gebiet der flachen Endmoräne der Velgaster Staffel. Mit zunächst westlichem dann nordwestlichem Verlauf wird bei Wöbbelkow ein Durchbruchstal der Velgaster Staffel durchflossen. Westlich der Stadt Barth wird dann das Mündungsgebiet, der ca. 5 km lange und bis 0,9 km breite Barther Strom am Barther Bodden (vgl. Tab. 2), er-

reicht. Die Flusslänge beträgt heute noch 35,3 km. Vor den Begradigungen waren es 38,0 km. Wichtige Zuflüsse sind der Hohe Birkengraben, der Wolfsbach, der Langenhanshäger Bach und die Planbek. Tiefgründige, flächendeckende Niedermoorausbildungen wie an der Recknitz fehlen in der Bartheniederung. Bei entsprechenden Wasserständen im Bodden kann ein Brackwasserrückstau bis in den Raum Löbnitz erfolgen. Im gesamten Flusslauf existieren heute keine Wehre zur Wasserstandsregulierung mehr.

Weitere nennenswerte Boddenzuflüsse

Saaler Bodden/Ribnitzer See		
Körkwitzer Bach	23,1 km	100 km ² EZG
Klosterbach	12,1 km	67 km ² EZG
Saaler Bach	16,8 km	63 km ² EZG
Bodstedter Bodden (keine)		
Barther Bodden (keine)		
Grabow		
Zipker Bach	13,5 km	36 km ² EZG

Die Boddenlandschaft als Siedlungsraum

Obwohl die Region der Boddenlandschaft zu den am dünnsten besiedelten Gebieten in Deutschland gehört, reichen die ersten Spuren für die Anwesenheit von Menschen sehr weit zurück. Lange vor unserer Zeitrechnung ist dieses Land von Menschen bewohnt worden. Der Wildreichtum der Wälder und der Fischreichtum der Gewässer boten den Sippen der Vorzeit reichlich Nahrung. Sie hinterließen vor allem südlich des Saaler Boddens Spuren ihrer Anwesenheit. Auf dem Darß selbst fehlen Funde aus der Mittelsteinzeit (8.000 bis 2.500 v. u. Z.), die man nomadisierenden Fischern und Jägern zuordnen könnte. Aus dem Raum Born, Bliesenrade und Wieck deuten Funde von Feuersteinbeilen, Meißeln, Speerspitzen usw. auf jungsteinzeitliche Kulturen hin, d. h. es gab bereits sesshafte Viehzüchter, Ackerbauern und Fischer (2.500 bis 1.700 v. u. Z.). Im Zusammenhang mit der spürbaren Klimaverbesserung im Übergang zur frühen Bronzezeit (1.700 bis 1.500 v. u. Z.) dehnten die Menschen ihre Siedlungsräume aus, wie Funde aus Prerow belegen. Viel reicher an Bodenfunden als der Darß ist das Fischland. 1889 entdeckte der Fischländer Arzt Dr. U. Lettow auf dem Hohen Ufer oberhalb von Niehagen eine regelrechte Manufaktur von Steinzeitgeräten. Vom Zingst sind im Wesentlichen nur stark abgerollte Strandfunde aus der Mittelsteinzeit bekannt. Vor ca. 3.000 Jahren ließen sich germanische Stämme am Bodden (Barther Raum) nieder. Im 6./7. Jahrhundert unserer Zeitrechnung drangen slawische Stämme in das Boddengebiet vor. Sie siedelten zunächst konzentriert in der Gegend um Barth und errichteten dort auch Befestigungsanlagen. In der Folgezeit erweiterten die Slawen ihr Siedlungsgebiet, das nun den gesamten Raum um die Boddengewässer umfasste. Viele Ortsnamen slawischer Herkunft sind dafür ein Beleg. Im Zuge der feudalen deutschen Ostexpansion wurde das Gebiet um die Bodden dem deutschen Staat eingegliedert.

In Urkunden wird der Darß zum ersten Mal zur Zeit der dänischen-slawischen Kämpfe im 12. Jahrhundert

erwähnt. Darß und Zingst gehörten damals noch zum slawischen Fürstentum Rügen. Durch die deutschen Ansiedler kam es in dieser Zeit zu den ersten Gründungen geschlossener Dörfer. Aus einer Steuererhebungsliste aus dem Jahr 1532 geht hervor, dass sämtliche Orte, die heute auf dem Darß existieren, damals schon bestanden haben. Nach Beendigung des Dreißigjährigen Krieges kamen die damals pommerischen Gebiete Darß und Zingst von 1648 bis 1815 unter schwedische Herrschaft. Das kleine Fischland blieb bei Mecklenburg. Während dieser Zeit der schwedischen Hoheit wurde das Gebiet aber weiter nach deutschem Recht verwaltet. Diese Sonderstellung brachte der Bevölkerung gegenüber dem übrigen Deutschland viele Vorteile. Die deutschen Gesetze wurden mit weniger Härte angewandt. Die Auswirkungen der Leibeigenschaft blieben in Grenzen. Wegen des dürrtigen Ackerbodens bekamen die Bauern die Erlaubnis zur Fischerei, zum Torfabbau und zum Betreiben einer kleinen Holzwirtschaft am Darßer Wald. Der Verkauf fand meistens in Stralsund statt. Der Transport dorthin erfolgte zunächst über den Landweg, später entstand die erste regionale Seeschifffahrt. Ein besonderer Aufschwung setzte nach dem Krimkrieg (1853-1856) ein, als Darßer Schiffer mit größeren Reichtümern in die Heimat zurückkehrten. Überhaupt entwickelte sich im 18. und 19. Jahrhundert die Segelschifffahrt zur ansehnlichen Blüte. Die Zeit der Kapitänshäuser setzte ein. In der Zeit der Segelschifffahrt fuhren viele Segelschiffe aus dem Raum der Boddenlandschaft auf allen Meeren. Mit dem Niedergang der Segelschifffahrt im letzten Drittel des 19. Jahrhunderts verarmten die Darßgemeinden sehr schnell. Von 1846 bis zur politischen Wende (1990) bestand in Wustrow eine Seefahrtsschule. Während der dänischen (1715 - 1720) und der französischen (1806 - 1813) Besatzung wurden dem Darßwald durch Abholzungen erhebliche Lücken zugefügt.

Zum Ende des 19. Jahrhunderts setzte allmählich der Badebetrieb ein. Die Landschaft von Fischland-Darß-Zingst wurde nicht nur wegen des Meeres aufgesucht. Bereits früh wurde die Einzigartigkeit entdeckt, wo gibt es schon so unmittelbar nebeneinander Meer und Wald oder Meer und Bodden. Heute gehört diese nahezu industriefreie Landschaft zu den beliebtesten Ferienzentren Deutschlands.

Bedeutende Stadtgründungen im unmittelbaren Boddenumfeld:

- Ribnitz (Stadtrecht seit 1233) in Mecklenburg,
- Damgarten (Stadtrecht seit 1258) in Vorpommern, 1950 wurden beide zur Doppelstadt Ribnitz-Damgarten vereinigt,
- Barth (Stadtrecht seit 1255).

Die Region der Boddenlandschaft gehört zu den am dünnsten besiedelten in Deutschland. Das Kreisgebiet Nordvorpommern hatte mit Stand 1999 eine Bevölkerungsdichte von 54 Einwohnern/km². Es liegt damit noch weit unter dem Durchschnitt für Mecklenburg-Vorpommern mit 78 Einwohnern/km², und im jetzt wiedervereinigten Deutschland liegt die Bevölkerungsdichte bei 224 Einwohnern/km² (Stand 1990). Die Bevölkerung des Kreisgebietes verteilt sich auf

drei Städte mit mehr als 10.000 Einwohnern, fünf weitere Kommunen mit Stadtrecht (1.700 bis 3.050 Einwohner) und auf 87 Gemeinden mit unter 500 bis 3.200 Einwohnern.

	Einwohner	%
Kreis Nordvorpommern	119.455	100
Städte > 10.000 Einwohner		
Ribnitz-Damgarten (incl. Ortsteile)	17.294	~14,5
Barth (incl. Ortsteile)	10.132	~8,5
Summe:	27.426	23,0
Gemeinden Fischland-Darß-Zingst in Ostsee- und Boddenlage		
Dierhagen Eingemeindungen: 1960 Ostseebad Ribnitz, 1965 Neuhaus, Dändorf	1.684	~1,4
Wustrow	1.389	~1,2
Ahrenshoop Eingemeindungen: 1950 Althagen, Niehagen	829	~0,7
Prerow	1.819	~1,5
Zingst Eingemeindungen: 1959 Müggenburg, Sundische Wiese, Pramort	3.219	~2,7
Summe:	8.858	7,4
Gemeinden Fischland-Darß-Zingst nur in Boddenlage		
Born	1.185	~1,0
Wieck	771	~0,7
Summe:	1.956	1,6
Gemeinden an der Boddensüdküste		
Fuhlendorf, Bodstedt und weitere Ortsteile	968	~0,8
Pruchten, Bresewitz	687	~0,6
Saal, Neuendorf u. weitere Ortsteile	1.607	~1,4
Kenz, Küstrow	567	~0,5
Groß Kordshagen	429	~0,4
Neu-Bartelshagen	460	~0,4
Groß-Mohrdorf (incl. Ortsteile)	816	~0,7
Summe:	5.534	~4,6
Summe Boddenlandschaft:	43.865	~36,7

Tabelle 5: Einwohner in der unmittelbaren Boddenlandschaft (incl. Ostseeküste), gegliedert nach vier Hauptregionen, Stand 30. 9. 1999.

In der unmittelbaren Boddenlandschaft leben von 120.000 Einwohnern des Kreises ca. 37 % der Gesamtbevölkerung, davon wieder 23 % in den beiden Boddenstädten Ribnitz-Damgarten und Barth, 7,4 % an der Außenküste (im Wesentlichen konzentriert auf die fünf großen Ostseebäder) und nur 1,6 % in den Boddengemeinden auf dem Fischland-Darß-Zingst (vgl. Tab. 5). Heute geht die Bevölkerungszahl in den meisten Gemeinden stark zurück.



Blick über die Insel Bock und die Werder-Inseln zur Halbinsel Zingst mit Prämort und Hoher Düne im Hintergrund. Rechts Windwatt und Ostsee, vorn links die Barther Zufahrt, die einzige tiefe Verbindung der Darß-Zingster Bodden zur Gellen-Rinne und damit zum offenen Meer.

	Einzugsgebiet deutsche Ostsee		Kreis Nordvorpommern		Einzugsgebiet Recknitz und Barthe		Einzugsgebiet Recknitz		Einzugsgebiet Barthe	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%	km ²	%
Fläche Einzugsgebiet davon:	28.600	100	2.167	100	961,0	100,0	669,0	100,0	292,0	100,0
urbane Fläche	1.140	4	122	6	35,0	3,6	27,0	4,0	8,0	2,7
Waldfläche	4.300	15	403	19	223,0	23,2	129,0	19,3	94,0	32,1
Landw. Nutzfläche	20.600	72	1.499	69	701,0	72,9	511,0	76,3	190,0	65,1
(Ackerfläche)	-	-	-	-	(544)	(77,6)	(373)	(73)	(171)	(90)
(Grünlandfläche)	-	-	-	-	(157)	(22,4)	(138)	(27)	(19)	(10)
Wasserfläche	1.150	4	-	-	0,3	0,1	0,7	0,1	<0,03	0,1
andere Nutzflächen	1.400	5	-	-	<2,0	0,2	~2,0	0,3	0,0	0,0



Tabelle 6 (oben): Heutige Landnutzungen im deutschen Ostsee-Einzugsgebiet im Vergleich zur Boddenlandschaft, Angaben in km² und %, ohne Gewässerflächen Bodden.

Abb. 6: Die Raumnutzung in der Darß-Zingster Boddenlandschaft (modifiziert nach Landschaftsrahmenplan Vorpommern, LAUN, 1996).

Landnutzungen in der Boddenregion heute

Mit rund 1.600 km² umfasst das EZG der Darß-Zingster Boddenkette ca. 5,6% des gesamten deutschen Ostsee-Einzugsgebietes (Tabelle 6), wovon rund 61% auf die Flussgebiete der Recknitz und der Barthe entfallen. Der ebenfalls aufgeführte Landkreis Nordvorpommern berührt auch das Treebel/Peene-Gebiet, das zum Peenestrom/Oderhaff entwässert.

Die Boddenlandschaft ist im Verhältnis zur übrigen deutschen Ostseeregion walddreicher. Werden im Boddeneinzugsgebiet die Anteile des Gelbensander Forstes, vor allem die des Darßwaldes und der Sundischen Wiesen, mit einbezogen, wird der Flächenanteil von 23% wesentlich überschritten. In der landwirtschaftlichen Nutzung liegen die Flächenanteile zwischen 65% und 76% und entsprechen damit dem gesamten deutschen Einzugsgebiet. Für das Grünland ergibt sich im Recknitzgebiet gegenüber der Bartheregion der größere Anteil (Landschaftsschutzgebiet Recknitztal mit seinen ausgedehnten Niedermoorflächen). Abgesehen von den Flussläufen ist das die Bodden umgebende Festland relativ arm an weiteren Wasserflächen.

Diese Landschaftsstruktur hat zur Folge, dass bei einem äußerst geringen Anteil an urbanisierten Gebieten auch nur wenig industrialisiert ist. Ehemalige

größere Industriebetriebe in den Städten Ribnitz-Damgarten und Barthe existieren nicht mehr. In einem engen Zusammenhang mit dieser Landschaftsanalyse steht der Flächenverbrauch durch Verkehrswege. Für Mecklenburg-Vorpommern liegt die Inanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsflächen bei 5,8% oder 0,45 km²/km² (Deutschland: 11,3% bzw. 0,61 km²/km²). Bei Bezug auf die äußerst geringe Einwohnerdichte kehrt sich das Bild um. Dann hat Mecklenburg-Vorpommern bundesweit die höchste Straßendichte, nämlich 5,5 km/1.000 Einwohner. Der Bundesdurchschnitt beträgt 2,6 km/1.000 Einwohner. Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Bayern haben zwischen 3,7 und 3,9 km/1.000 Einwohner.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Für weitergehende Informationen sei auf die folgenden Monographien bzw. zusammenfassenden Publikationen verwiesen (chronologisch geordnet):

Otto (1913), Reinhard (1953), Hurtig (1954), Gessner (1957), Fukarek (1961), Kolp (1982), Kliewe & Janke (1991), Tiepolt (1993), Reinicke (1994, 1996), Jeschke (1996), Purps (1996), Umweltamt Nordvorpommern (1998), Schlungbaum & Baudler (2000).

Wasserhaushalt und Salzgehaltsverhältnisse in den Bodden - ein Vergleich mit anderen Küstengewässern

G. Schlungbaum und H. Baudler

Der Wasserhaushalt der inneren Küstengewässer der Ostsee

Mit dem Begriff Wasserhaushalt wird in der Gewässerkunde das Zusammenwirken der Elemente wie Niederschlag, Verdunstung, Abfluss, Rückhalt (Speicherung) und Aufbrauch in einem bestimmten Gebiet verstanden. Eng damit im Zusammenhang steht der Begriff Wasserkreislauf als ständige Zustands- und Ortsänderung des Wassers, bedingt durch die Wirkung der Sonnenstrahlung und der Schwerkraft. Beide, Wasserhaushalt und Wasserkreislauf, sind Gegenstand der Wasserhaushaltslehre.

Die Wasserhaushaltsbilanz eines Gewässers berücksichtigt immer den Wassergewinn und den Wasserverlust. Für die inneren Küstengewässer der Ostsee (Förden, Bodden und Haffe) ist der Gewinn immer die Summe aus den Elementen Süßwasserzufluss (F) und Niederschlag (N) sowie dem aus dem Austausch mit der vorgelagerten Ostsee resultierenden Einstrom (E). Demgegenüber steht der Verlust, gebildet aus Verdunstung (V) und Ausstrom (A) zur Ostsee:

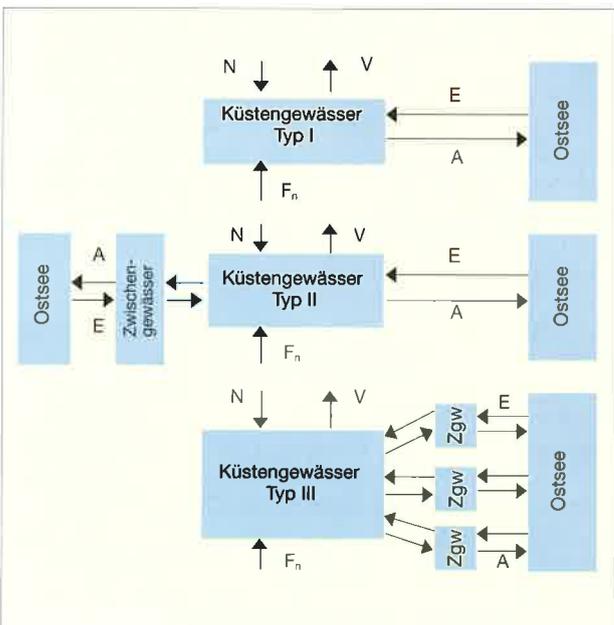
$$\text{Wassergewinn pro Zeiteinheit} = F + N + E$$

$$\text{Wasserverlust pro Zeiteinheit} = V + A$$

$$\text{Wassergewinn - Wasserverlust} = Sp$$

Die Bilanz zwischen den beiden letzten Größen ist über längere Zeiträume ausgeglichen, d. h. die Speicherung (Sp) ist gleich 0. Es kann aber kurzzeitig zu Speicherungen mit positiven oder negativen Werten kommen.

Abb. 1: Hydrologisch-morphologische Küstengewässertypen an der südlichen Ostsee. Zgw = Zwischengewässer bzw. Übergangsgewässer, z. B. Peenestrom, Swine, Dievenow am Stettiner Haff; F_n = in alle Küstengewässertypen können bis zu n kleinere und größere Flüsse münden.



Neben der entwicklungsgeschichtlich bedingten verschiedenartigen Morphologie der einzelnen Küstengewässer (vgl. Beitrag Schlungbaum & Voigt in diesem Band) ist der Wasserhaushalt in seiner starken Variabilität nach Menge, Raum und Zeit ein wichtiges und grundlegendes Element für die Ökosystemstruktur und Ökosystemdynamik und dadurch für die Gewässerbeschaffenheit überhaupt. Der Süßwasserzufluss in seiner Größe und Verteilung und dem in Abhängigkeit von der Morphometrie mit der jeweils vorgelagerten Ostsee stattfindenden Wasseraustausch, als Einstrom und Ausstrom bezeichnet, bestimmen nicht nur die Salzgehaltsverhältnisse, sondern auch insgesamt die meisten Biotopfaktoren. Das Spektrum reicht von sehr großen Süßwasseranteilen an der Wasserbilanz aus unterschiedlich großen Einzugsgebieten (vgl. Tab. 1 S. 5). Die direkten Niederschlagseinträge spielen, mit Ausnahme der Gewässer mit sehr kleinen Einzugsgebieten (Rügener Bodden, Greifswalder Bodden und auch Flensburger Förde), nur eine untergeordnete Rolle. In ein inneres Küstengewässer können immer ein oder mehrere Flusssysteme münden. Für die hydrologisch/hydrographische Gewässerstruktur ist so nicht nur die Größe des Flusswasseranteiles, sondern auch seine Verteilung auf die Gewässerfläche von Bedeutung. Der Wasseraustausch mit der Ostsee kann sich sowohl in der Menge als auch in der Verteilung sehr unterschiedlich vollziehen. Der Übergang zur Ostsee kann entweder über eine flache Schwelle erfolgen oder geht mit zunehmender Tiefe allmählich in das Ostseegebiet über. Im letzteren Fall kann auch salzreicheres Tiefenwasser aus der vorgelagerten Ostsee in das Küstengewässer gelangen. Der Wasseraustausch kann sich auch über mehrere Öffnungen zum Meer vollziehen.

Daher können an der südlichen Ostsee bezüglich des Wasserhaushaltes drei hydrologisch-morphologische Küstengewässertypen (Abbildung 1) unterschieden und dafür folgende Beispiele genannt werden (Schlungbaum & Baudler, 2000 a):

Typ I a

Gewässer mit größeren Wassertiefen und einer tiefer liegenden Ostseeverbindung.

Flensburger Förde, Kieler Förde und mit Einschränkungen Untertrave und Unterwarnow.

Typ I b

Gewässer mit einer geringen Wassertiefe und einer nur etwas tiefer liegenden Ostseeverbindung, in Regel auch mit flachen Schwellen.

Schlei, Darß-Zingster Bodden, Rügener Binnenbodden, Frisches Haff, Kurisches Haff.

Typ II

Gewässer mit mindestens zwei Ostseeverbindungen, wobei Zwischengewässer eingelagert sein können. Unter bestimmten Bedingungen des Wasseraustausches können Durchflusssituationen entstehen.

Wismarer Bucht. Durch die Insel Poel ist der Zugang zur Ostsee zweigeteilt, einmal westlich Poel und einmal über den Breitling östlich Poel, Nebengewässer ist das Salzhaff.

Westrügener Bodden. Eine Ostseeverbindung besteht am Südende der Insel Hiddensee (Gellenstrom) und eine am Nordende der Insel (Libben). Durch den Strelasund ist prinzipiell eine dritte aber indirekt liegende Verbindung möglich (Greifswalder Bodden). Die Rügener Binnenbodden können als Rückstaugebiet dienen.

Greifswalder Bodden. Eine große Öffnung besteht auf der Ostseite des Boddens und eine über den 26 km langen Strelasund (Westrügener Bodden). Die Zweiteilung ist hier durch die Lage der Insel Rügen gegeben.

Typ III

Einziges Beispiel für ein Gewässer mit drei Öffnungen zur Ostsee ist das Stettiner Haff. Durch die Inseln Usedom und Wollin wird die Haffverbindung mit der Ostsee über den langgestreckten Peenestrom (Achterwasser als Nebengewässer), die Swine bzw. den Swine-Kanal und die ebenfalls langgestreckte Dievenow hergestellt.

Die Darß-Zingster Boddengewässer gehören eindeutig zum Typ I b.

Bedeutende Etappen der Erforschung des Wasserhaushalts der Küstengewässer

Die Anfänge der hydrologisch-hydrographischen Erkundungen an den Küstengewässern der Ostsee reichen bis in die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts zurück. Zunächst bildete das Oderhaff dafür den Schwerpunkt. Neben einer recht exakten Beschreibung der unteren Oder gibt Herr (1864) auch Ergebnisse von Strömungsmessungen aus dem Oderhaffgebiet bekannt. Durch Brandt (1896, 1906) wurden zwei Arbeiten über Wasserstandsverhältnisse, Strömungen und Wasseraustausch zwischen Oderhaff und Ostsee bekannt. Kranz (1912) macht Angaben über maximale und mittlere Strömungsgeschwindigkeiten in der Swine, dem bedeutendsten Mündungsarm der Oder, für den Zeitraum 1902 bis 1905. Weitere bedeutende Arbeiten über den Abfluss der unteren Oder und des Oderhaffs stammen von Fischer (1905, 1907, 1915, 1917). Mit dem Beginn des 20. Jahrhunderts begann dann, wenn auch zögerlich, die Erforschung anderer Küstengewässerregionen an der südlichen Ostsee. So behandelt Fischer (in Kres, 1911) das Abflussgeschehen anderer Flüsse im heutigen Mecklenburg-Vorpommern. In der Folgezeit wurden diese Arbeiten zu einem nicht unbedeutenden Teil von Fischerei- und Meeresbiologen angeführt. So befasste sich Schiemenz (1898 a, b) mit den ichthyologischen (Fischbiologie) und hydrologischen Veränderungen im Kleinen Jasmunder Bodden nach seiner fast völligen Abriegelung durch den Bau des Lietzowdammes (Straße und Eisenbahn nach Saßnitz) im Jahre 1868. Untersuchungen zur Hydrographie des Greifswalder Boddens legte erstmalig Praesent (1915) vor. Gleichzeitig erschien von Baumann (1915) die Ar-

beit über die Morphometrie dieses Boddens. Willer (1933) verglich den Wasserhaushalt der Haffe (Oderhaff, Frisches Haff und Kurisches Haff). Mit der Gründung der Biologischen Forschungsanstalt Hiddensee in Kloster 1930 begann eine fruchtbare Periode hydrobiologischer Untersuchungen an den Hiddenseer und Rügenschens Boddengewässern mit vielen Bezügen zur Hydrographie (Gessner, 1937, 1940; Trahms, 1939 a, b, 1941; Trahms & Stoll, 1938; Rentz, 1940). Diese Arbeiten sind bis in die Gegenwart fortgesetzt worden (z. B. Hübel, 1992). Nach dem Zweiten Weltkrieg gab es viele Impulse zur hydrologischen Küstengewässerforschung aus Polen. Stellvertretend sei die Arbeit von Mikulski (1966) über die Wasserhaushalte der baltischen Haffe genannt. Die Gründung des Maritimen Observatoriums der Universität Leipzig in Zingst 1957 war dann der Beginn einer später sehr intensiven Erforschung der Darß-Zingster Bodden. Besonders die Arbeiten von Hupfer (1959, 1960) und Brosin (1965 a, b, 1970) sollen hier genannt werden. In der Folgezeit wurden die Darß-Zingster Boddengewässer dann Schwerpunkt komplex angelegter Untersuchungen zur Ökosystemforschung durch die Universität Rostock (Laborstation Zingst seit 1977).

Die moderne Wasserhaushaltsforschung für Küstengewässer geht von Haushaltsbilanzen aus, d. h. alle Größen des Wassergewinns und des Wasserverlustes werden für ein Küstengewässer zu einer Bilanzgleichung zusammengefasst. Grundlage dafür sind die Arbeiten von Brogmus (1957), Wüst (1952) und Wyrki (1954) für die Ostsee sowie die polnischen Untersuchungen von Mikulski (1966). Von größerer Bedeutung für die Boddengewässer in Mecklenburg-Vorpommern ist die Arbeit von Correns (1979). Seit 1966 bis heute werden Langzeituntersuchungen für jedes Boddensystem durchgeführt. Sie werden heute vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg fortgesetzt.

Der Wasserhaushalt der Darß-Zingster Boddenkette

Der Wasserhaushalt der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee zeigt eine große Variationsbreite (Tab. 1). Es treten sehr große räumliche und zeitliche Schwankungen auf. Die weitaus größten Flusswasserzufuhren verzeichnen die drei großen Haffe. Für den Greifswalder Bodden und die Rügener Binnenbodden ist der Süßwasserzufluss aus dem Einzugsgebiet wesentlich kleiner als der Niederschlag. Die jährliche Süßwasserzufuhr der Darß-Zingster Bodden liegt bei durchschnittlich $0,29 \times 10^9 \text{ m}^3$.

Der größte Einstrom von Ostseewasser wird dort ermittelt, wo große Öffnungen zur Ostsee bestehen, z. B. Greifswalder Bodden. Zu dieser Kategorie sind unbedingt auch die Flensburger und die Kieler Förde zu zählen. Selbst beim Frischen Haff mit einem relativ großen Süßwasserzufluss überwiegt der Einstrom von Ostseewasser noch erheblich. Bei Gewässern mit relativ kleinen Süßwassereinträgen wird die Bilanz des Wasserhaushaltes durch die Austauschverhältnisse mit der Ostsee bestimmt. Hierzu gehört unbedingt auch die Darß-Zingster Boddenkette.

Küstengewässer	Typ nach Abb.1	Datenreihe (Quelle)		[10 ⁹ m ³ a ⁻¹]					[%]		
				Wassergewinn			Wasser- verlust		Wasser- gewinn Σ 100		Wasser- verlust Σ 100
				F	E	N	A	V	F	E	A
Darß-Zingster Bodden	I b	1966-98	(a)	0,29	2,76	0,10	3,03	0,14	9,2	87,6	95,3
Flensburger Förde	I a		(b)	0,21	-	-	-	-	-	-	-
Schlei	I b	-	(c)	0,18	-	-	-	-	-	-	-
Untertrave (ohne Dassower See)	I a	-	(d)	0,40	-	-	-	-	-	-	-
Unterwarnow	I a	1966-93	(a)	0,53	0,93	0,01	1,46	0,01	36,1	63,3	99,3
Rügener Bodden	I b	1966-93	(a)	0,04	3,36	0,08	3,38	0,08	1,1	96,6	97,7
Greifswalder Bodden	II	1966-93	(a)	0,11	34,62	0,29	34,71	0,31	0,3	98,9	99,1
Stettiner Haff	III	1951-60	(e)	15,05	7,56	0,53	22,37	0,77	65,0	32,6	96,7
Frisches Haff	I b	1951-60	(e)	3,62	8,28	0,50	11,78	0,62	29,2	66,8	95,0
Kurisches Haff	I b	1951-60	(e)	22,12	1,93	1,15	24,52	0,68	87,8	7,7	97,3

Tabelle 1: Mittlere Wasserhaushaltsbedingungen in der Darß-Zingster Boddenkette im Vergleich zu ausgewählten weiteren Küstengewässern. F = Flußwasserzufuhr, N = Niederschlag, V = Verdunstung, E = Einstrom, A = Ausstrom. Quellen: (a) Correns, 1979, ergänzt durch Mertinkat, Perlet (BSH) - laufend; (b) Kommission Flensburger Förde, 1980; (c) Nellen, 1974; (d) Kändler, 1953; (e) Mikulski, 1966.

Dieser Bilanz entsprechend ergeben sich bei Bezug auf die einzelnen Wasservolumen für die Hauptbilanzglieder Süßwasserzufluss, Ostseewassereinstrom und Ausstrom ganz unterschiedliche Erneuerungsraten (ER/Jahr bzw. ER/a). Diese sind in Tabelle 2 zusammengefasst.

Die theoretische Wassererneuerung ist für alle drei Bezüge bei der kleinen Unterwarnow am größten. Auf Flusswasser bezogen folgen die drei großen Haffe. Die Darß-Zingster Boddenkette liegt mit einer jährlichen Erneuerungsrate von 0,7 nur vor den Gewässern mit einem äußerst kleinen Einzugsgebiet. Dennoch besitzt die Boddenkette auf Grund der Wasseraustauschverhältnisse mit der Ostsee im Vergleich zu allen übrigen Gewässern eine relativ große Gesamterneuerungsrate (Ausstrom). Mit 7,6 als ER/a liegt sie noch vor den drei großen Haffen. Das Kurische Haff wird bezüglich Ostseewasserzufuhr als Binnensee mit

Tabelle 2: Durchschnittliche jährliche Wassererneuerung (ER/a) bezogen auf die Hauptbilanzglieder F, E und A. Gewässer zwischen Unterwarnow und Kurischem Haff. Datenquellen wie Tabelle 1.

Küstengewässer	Typ nach Abb. 1	Wasser- volumen 10 ⁹ m ³	Flußwasserzufuhr		Einstrom		Ausstrom	
			10 ⁹ m ³ / a	ER / a	10 ⁹ m ³ / a	ER / a	10 ⁹ m ³ / a	ER / a
Darß-Zingster Bodden	I b	0,40	0,29	0,7	2,76	6,9	3,03	7,6
Unterwarnow	I a	0,05	0,53	10,60	0,93	18,6	1,46	29,2
Rügener Binnenbodden	I b	0,55	0,04	0,07	3,36	6,1	3,38	6,1
Greifswalder Bodden	II	2,96	0,11	0,04	34,62	11,7	34,71	11,7
Stettiner Haff	III	3,31	15,05	4,50	7,56	2,3	22,37	6,8
Frisches Haff	I b	2,30	3,62	1,57	8,28	3,6	11,78	5,1
Kurisches Haff	I b	6,20	22,12	3,57	1,93	0,3	24,52	4,0

Durchflusscharakter ausgewiesen. Die aperiodisch verlaufenden Wasseraustauschraten haben mit ihren sehr differenzierten Größen einen großen Einfluss auf die ökologischen Strukturen.

Spezielle Raum/Zeit-Entwicklungen im Wasserhaushalt der Boddenkette

Dank der Differenzierung der Wasserhaushaltsberechnung durch ein Kaskadenmodell für die Darß-Zingster Boddenkette durch Correns (1979) wird es möglich, die Bilanz auf die vier Hauptboddengebiete aufzugliedern (Abb. 2).

Der Wasserhaushalt der Gesamt-Boddenkette zeigt in seinen Hauptbilanzgliedern F, E und A im Messzeitraum 1966 bis 1998 große Unterschiede (Abb. 3).

Der Einstrom von Ostseewasser in die Boddenkette ist ca. neunmal größer als die Flusswasserzufuhr. Damit wird der Wasserhaushalt der Boddenkette primär durch die Ein- und Ausstromverhältnisse geprägt. Dennoch sind große Differenzierungen bei den einzelnen Wasserhaushaltsgliedern für sich und ihr paralleles Auftreten zu beachten. Die Bilanzglieder des Wassergewinns schwanken in großen Bereichen und treten dabei nicht parallelisiert in den Schwankungen auf. So war der maximale Flusswassereintrag 1981 und der minimale 1978 nicht entsprechend mit den Einstromverhältnissen (max. 1989, min. 1969) vergleichbar (Tab. 3). Für die Größen des Wassergewinns gibt es grundsätzlich verschiedene Abhängigkeiten:

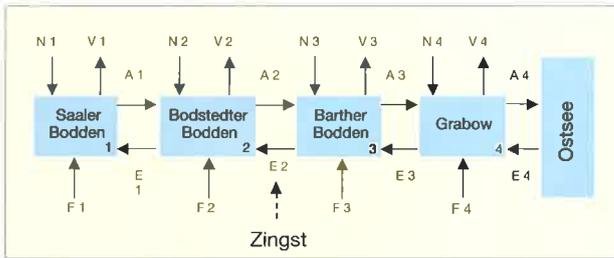


Abb. 2: Kaskadenmodell für den Wasserhaushalt der Darß-Zingster Boddenkette nach Correns (1979). F = Flusswasserzufuhr, N = Niederschlag, V = Verdunstung, E = Einstrom, A = Ausstrom.

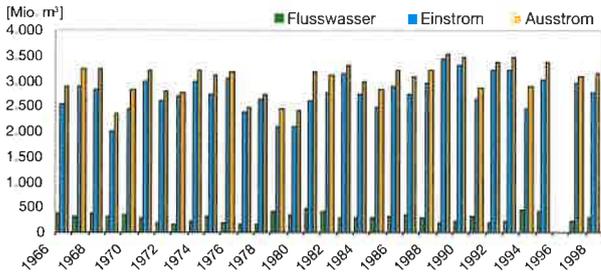


Abb. 3: Langzeitvariabilität des Wasserhaushaltes der Darß-Zingster Boddenkette von 1966 bis 1998 (Daten: BSH).

- Flusswasserzufuhr: Die Intensität der Niederschläge steuert die Größe des Abflusses aus der Landschaft.
- Ostseewassereintrag: Die Windbedingungen über der Ostsee steuern die Pegelverhältnisse in der vorgelagerten Ostsee, entsprechend kommt es zu weniger oder stärker geprägten Einstromsituationen bzw. Ausstromlagen.

Dementsprechend werden unterschiedliche Folgen für die Wasserhaushaltsbilanz festgestellt:

- Jahre mit mittlerer Flusswasserzufuhr und mittlerem Ostseewassereintrag, z. B. 1971, 1975, 1984, 1988 oder 1991.
- Jahre mit niedriger Flusswasserzufuhr, z. B. 1972, 1973, 1976, 1977, 1978, 1989, 1992; 1978 wurde der bisher niedrigste Wert der Flusswasserzufuhr ermittelt, nur 48 % des Mittelwertes.
- Jahre mit sehr hoher Flusswasserzufuhr (Werte $> 400 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$), z. B. 1981, 1982, 1994 oder 1995; 1981 wurde mit 165 % der bisher höchste Wert des Mittels erreicht, 1994 waren es 153 %.
- Jahre mit sehr niedrigem Ostseewassereintrag, z. B. 1969, 1979, 1980, z. B. wurden 1969 mit $3004 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ nur 72 % des langjährigen Mittels erreicht.
- Jahre mit sehr hohem Ostseewassereintrag, (Werte $> 3000 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$) z. B. 1976, 1983, 1989, 1990, 1992, 1993, 1995, z. B. weicht der größte bisher ermittelte Wert 1989 um + 25 % vom langjährigen Mittel ab, 1992 - 1993 waren es + 16 - + 17 %.

Die Wasserhaushaltsdifferenzierungen verteilen sich entsprechend abgestuft auf die einzelnen Boddenanteile, wobei sich die extremen Schwankungen nahezu gleichartig widerspiegeln (Tab. 3 und Tab. 4).

	Mittel	Minimum	Ereignis-jahr	Maximum	Ereignis-jahr
	10^6 m^3	10^6 m^3		10^6 m^3	
Boddenkette gesamt					
F	296	143	1978	489	1981
E	2756	2004	1969	3439	1989
A	3029	2346	1969	3512	1989
Saaler Bodden					
F	188	31	1978	312	1981
E	973	717	1969	1259	1989
A	1153	947	1969	1361	1990
Bodstedter Bodden					
F	16	8	1978	27	1981
E	1382	995	1969	1774	1989
A	1574	1247	1969	1890	1990
Barther Bodden					
F	65	32	1978	108	1981
E	1687	1170	1969	2173	1989
A	1944	1495	1969	2358	1990
Grabow					
F	26	13	1978	43	1981
E	2759	2002	1969	3457	1989
A	3038	2346	1969	3639	1990

Tabelle 3: Wasserhaushaltsbilanz Darß-Zingster Bodden 1966 - 1998 (ohne 1996). Jährliche Mittelwerte und Minimal- sowie Maximalwerte mit Angabe des Ereignisjahres. Bezeichnungen nach Abb. 2: $F = F_1 + F_2 + F_3 + F_4$; $E \sim E_4$; $A \sim A_4$.

Die Angaben in Tabelle 4 belegen, dass die relative Verteilung auf die Boddenregionen letztlich durch die Intensität des Einstromes am Grabow bestimmt wird. Das zufließende Flusswasser reicht für einen Ausgleich nicht aus.

Auch der Größe des Ausstromes kann bei Berücksichtigung der Wasservolumina für die einzelnen Boddenanteile die jährliche Wassererneuerung (ER/a) abgeleitet werden (vgl. auch Tab. 2). Dafür wird eine idealisierte Vermischung angenommen. Für den Zeitraum 1966 bis 1995 können für die durchschnittlichen und extremen Wasseraustauschsituationen die in Tabelle 5 zusammengefassten Erneuerungsraten verallgemeinert werden.

Besonders der innere Teil der Boddenkette, der Saaler Bodden, ist im Vergleich zu den übrigen Bodden durch eine gering erscheinende Erneuerungsrate charakterisiert.

Tabelle 4: Verteilung des Einstroms (E) auf die einzelnen Boddenregionen auf der Basis der Mittel- und Extremwerte. E_4 - in der Regel ostseenahe Qualität; E_3 bis E_1 - zunehmend Mischwasser.

in %	E4 Grabow	E3 Barther Bodden	E2 Bodstedter Bodden	E1 Saaler Bodden
Mittel 1966 - 1995	100	61,3	50,4	35,6
max. Einstrom 1989	100	63,2	51,6	36,6
min. Einstrom 1969	100	58,4	49,7	35,8

Situation	Jahr	Boddenkette gesamt	Grabow	Barther Bodden	Bod- stedter Bodden	Saaler Bodden
Mittel	1966-1998	~ 7 - 8	~ 32	~ 57	~ 33	~ 6 - 7
A _{max}	1989-1990	~ 8 - 9	~ 37	~ 69	~ 40	~ 7 - 8
A _{min}	1969	~ 5	~ 25	~ 44	~ 27	~ 5 - 6
F _{max}	1981	~ 8	~ 34	~ 53	~ 34	~ 6 - 7
F _{min}	1978	~ 6 - 7	~ 29	~ 50	~ 30	~ 6

Tabelle 5: Jährliche Wassererneuerungsraten für die einzelnen Boddengebiete bei verschiedenen Wasserhaushaltssituationen (Tabelle 3). A = Ausstrom, F = Flusswasserzufuhr. Angaben als Wassererneuerungen / Jahr.

Diese Wassererneuerungsprozesse werden überlagert durch kurzzeitige Wechselsituationen in den Ein- und Ausstromverhältnissen. So kommt es insbesondere an engen Übergangsstellen von Boddenteilen auch zu Pendelsituationen gleicher Wasserkörper. Diese Tatsache spielt eine große Rolle für die Bewertung von Kurzzeit-Messperioden, wie sie z. B. von der Laborstation Zingst am Zingster Strom in täglicher Messfolge oder für bestimmte Kriterien in der Dauerregistrierung durchgeführt werden. Für den Zingster Strom zwischen Bodstedter und Barther Bodden mit seinem Wasservolumen von $5,7 \times 10^6 \text{ m}^3$ ergibt sich im Durchschnitt eine Wassererneuerung in 18 Stunden (0,75 Tage). In Situationen hoher Strömung geht dieser Wert auf 6 Stunden (0,26 Tage) zurück. Das andere Extrem ist ein kurz- oder längerzeitiger Wasserstillstand, d. h. die Bedingungen eines typischen Rinnensees werden wirksam.

Die Salzgehaltsverhältnisse in den Ästuaren der Ostsee

Der charakteristische Unterschied zwischen Süßwasser und Meerwasser besteht in dem Salzgehalt. Während Süßwasser - das ist Wasser der Seen und Flüsse sowie des Grundwassers - in der Regel einen sehr niedrigen Mineralstoffgehalt ($< 0,5 \text{ g/l}$) aufweist, liegt der Salzgehalt des Weltmeeres mit 35 g/l - das ist identisch mit 35 ‰ oder neu 35 PSU (praktische Salinitätseinheit) - wesentlich höher. Überall, wo sich Süßwasser mit Meerwasser vermischt, entsteht ein Mischwasser oder Brackwasser, welches je nach Mischungsverhältnis zwischen $0,5$ und 30 PSU Salz ent-

Tabelle 6: Allgemeine Salzgehaltsverteilung in der Ostsee (ohne Extremwerte) - Angaben in $\text{PSU} (\text{‰})$.

Ostseegebiet	Oberflächenschicht		Tiefenwasser	
Beltsee	10	bis 18	15	bis 30
Arkonasee	7	bis 12	12	bis 21
Bornholmsee	7	bis 8	15	bis 17
Gotlandsee	6	bis 8	10	bis 13
Finnischer Meerbusen	4	bis 6,5	5	bis 8
Bottensee	4	bis 6	6	bis 7
Bottenwiek	3	bis 4	3	bis 5

hält. Solche Mischungsgebiete sind Flussmündungen und deren Übergangszonen zum Meer. Die Ostsee als größeres Nebenmeer des Ozeans im humiden Klimabereich ist ein Meer mit positiver Süßwasserbilanz. Dadurch entsteht vom Übergang zur Nordsee beim Kattegat eine ständige Salzgehaltsabnahme mit größer werdender Entfernung von der Nordsee.

Da salzreiches Wasser schwerer ist, kommt es in tieferen Regionen zur Ausbildung von Salzgehaltsprungschichten. Für die Ostsee ergeben sich die in Tabelle 6 zusammengefassten Salzgehaltszonierungen, die vor allem durch die Differenzierungen des Wasserhaushaltes entstehen. Es kommt zu horizontalen und vertikalen Salzgehaltsabstufungen. So gibt es grundsätzlich Konzentrationsunterschiede, die vom Süßwasser bis zum Salzgehalt der vorgelagerten Nordsee reichen.

Eine solche Horizontalverteilung entlang an einem Salzgehaltsgradienten (Gradient: räumliche oder zeitliche Verteilung / Veränderung eines Parameters) wird mit der Neudefinition Grundlage des Gewässertyps Ästuar. Bowden (1963) sowie Cameron & Pritchard (1963) erweiterten den klassischen Ästuarbegriff von der Anwendung auf Gezeitengewässer, z. B. Flussmündungen mit Ebbe und Flut an der Nordsee, auch auf Gewässer mit abgestuftem Salzgehalt ohne Gezeiteneinfluss, z. B. Flussmündungen / Übergangszonen an der Ostsee.

Die Ostsee selbst könnte in diesem Sinne als Brackwassermeer mit Ästuareigenschaften aufgefasst werden. Die Neudefinition ist für alle Förden, Bodden und Haffe gültig, wobei die Gradientbildung je nach zufließender Süßwassermenge sehr unterschiedlich ist. So zeigt die Wismar-Bucht die geringsten Ästuarprägungen (vgl. Tab. 7).

Brackgewässer / Ästuare können nach ihren Salzverhältnissen klassifiziert werden. Nach ersten Vorstellungen aus den 20er Jahren von Redecke (1922) und Weiterentwicklungen durch Hiltermann, Remane und Ekman ist das 1958 aufgestellte VENEDIG-System heute allgemein verbindliche Grundlage für die Klassifikation (vgl. Caspers, 1959 a, b). Es sei bemerkt, dass dieses System mit seinen Salzgehaltsabstufungen nach biologischen Kriterien aufgestellt wurde:

Bereiche und Unterbereiche	PSU (‰)
• Süßwasser (limnisch)	$< 0,5$
• Brackwasser (mixohalin)	$0,5 \dots 30$
(mixo) oligohalin	$0,5 \dots 5$
β-oligohalin	$0,5 \dots 3$
α-oligohalin	$3 \dots 5$
(mixo) mesohalin	$5 \dots 18$
β-mesohalin	$5 \dots 10$
α mesohalin	$10 \dots 18$
(mixo) polyhalin	$18 \dots 30$
• Meerwasser (euryhalin)	> 30

Die Tabelle 7 zeigt die Salzgehaltsbedingungen der einzelnen Förden, Bodden und Haffe geordnet entlang dem Salzgehaltsgradienten der Ostsee. Entspre-

Salzgradient Ostsee (Oberfläche) PSU bzw. ‰	Küstengewässer			Salzgehalt Ostsee-Teilgebiet	Salzgehalt Ostsee-Großraumgebiet	
	max. Tiefe bzw. Tiefe am Übergang zur Ostsee	Bodenschwelle ja / nein	Salzgehalt PSU (‰)			
15 - 23	Flensburger Förde (bis 38 m tief)	nein	O = 15 - 22 T = 20 - 38	Beltsee O = 15 - 23 T = 20 - 28	Beltsee O = 15 - 23 T = 20 - 28	
13 - 20	Schlei (Senken bis 13 m)	ja (5 m)	O = 5 - 9 T = 10 - 16	Kieler Bucht O = 13 - 20 T = bis 25	↓	
	Kieler Förde (Senken bis 20 m)	ja (17 m)	O = 15 - 22 T = 20 - 25	- " -		
13 - 15	Untertrave (10 bis 18 m)	nein	O > 0,5 - 12 T = 13 - 18	Lübecker Bucht O = 13 - 15 T = bis 25		
	Wismar-Bucht (ohne Salzhaff) (Senken bis 10 m)	ja (5 m)	O = - 11 T = bis 24	Mecklenb. Bucht O = - 11 T = bis 25		
11	Unterwarnow (bis 15 m)	-	O = 0,5 - 18 T = bis 20	- " -		
7 - 12	Darß - Zingster Bodden	ja (5 m)	O/T=0,5 - 12 KS	Arkonasee O = 7 - 12 T = 12 - 21		Arkonasee O = 7 - 12 T = 12 - 21
	Westrügener Bodden (7 bis 8 m)	nein	O/T = 8 - 10 KS	- " -		↓
	Rügener Binnenbodden (o. Kl. Jasmunder B.) (bis 10 m tief)		O/T = 7 - 11 KS	- " -		
7 - 9	Greifswalder Bodden (bis 13 m)	ja Ost ja West	O/T = 6 - 8 KS	Oderbucht 7 - 9		↓
	Stettiner Haff (ohne Peenestrom) (bis 8 m)	nein	O/T = 0,5 - 5 KS			
6 - 8	Frisches Haff (bis 5 m)	nein	O/T = 0,5 - 7 KS	östl. Gotlandsee O = 6 - 8 T = 6 - 8	ö. Gotlandsee O = 6 - 8 T = 6 - 8	
	Kurisches Haff (bis 7 m)	nein	O/T = 0,5 - 5 KS			

Tabelle 7: Charakteristische Salzgehaltsdifferenzierungen für die inneren Küstengewässer entlang am Salzgehaltsgradienten der Ostsee. Angaben in PSU (‰); O = Oberfläche; T = Tiefe; KS = keine Schichtung.

Förden	polyhalin
Bodden	α-mesohalin
Haffe	β-mesohalin

chend den hydrologisch-morphologischen Bedingungen für die einzelnen Küstengewässer (vgl. Abb. 1) und den Salzbedingungen der Ostsee ergeben sich sehr starke Differenzierungen. Während in der Flensburger Förde eindeutig polyhaline Salzverhältnisse vorliegen und diese dann weiter ostwärts über α-mesohaline und β-mesohaline abnehmen, erreicht die Darß-Zingster Boddenkette noch solche zwischen dem Süßwasser in den Flussmündungen und solche im unteren α-mesohalinen Bereich am Übergang zur Ostsee.

Die spezielle Salzverteilung und Variabilität in den Darß-Zingster Boddengewässern

Wie der Wasserhaushalt ist auch die Salzgehaltsverteilung und Dynamik in den Darß-Zingster Bodden sehr stark durch die spezielle Gewässermorphologie beeinflusst. In Abhängigkeit von den jeweils aktuellen hydrologischen Bedingungen (Flusswasserzufuhr sowie Ein- und Ausstromverhältnisse) tritt der Salzgehalt in typischen Abstufungen auf (Tab. 8).

Deutliche horizontale Abstufungen und große zeitliche Inhomogenitäten sind eine typische Folge. Die in der Tabelle 8 aufgeführten Schwankungsbereiche können bei Extremsituationen deutlich darüber oder darunter liegen. Durch die nunmehr seit 40 Jahren (1960 - 1999) täglich durchgeführten Untersuchungen (365 bzw. 366 Messwerte/Jahr) am Zingster Strom (Standort der Laborstation) ist es möglich geworden, entstandene Variabilitäten zu analysieren und ihre Wirkung auf das Ökosystem abzuleiten. Diese Tabelle zeigt auch, wie mit abnehmender Einstromsituation in

Tabelle 8: Salzgehaltsbereiche (PSU bzw. ‰) in den Darß-Zingster Bodden. Aus: Schlungbaum & Baudler, 2000 b.

	Saaler Bodden	Bodstedter Bodden	Barther Bodden	Grabow	Vorgelagerte Ostsee
Mittel	1 ... 3	3 ... 4	5 ... 6	7 ... 10	8 ... 12
Maximum	3 ... 4	6 ... 7	8 ... 10	9 ... 14	15
Minimum	0,5	1 ... 1,5	1,5 ... 2	2 ... 4	7

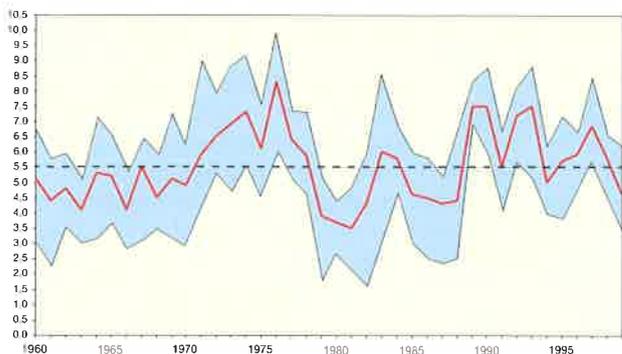


Abb. 4: Entwicklung des Salzgehaltes in PSU (‰) im Zingster Strom für den Zeitraum 1960 bis 1999. Jahresmittelwerte und monatliche Extremwerte.

Oben: Monatsmaximum; unten: Monatsminimum.

— Jahresmittel - - - - - 1960 - 1999

Richtung Saaler Bodden auch die Salzgehaltsschwankung kleiner wird. Während im Ostteil der Boddengewässer noch β -mesohaline Biotopbedingungen vorliegen, zeigt der Westteil deutlich oligohaline Verhältnisse, die nur bei extremen Einstromlagen noch die untere β -mesohaline Stufe erreichen können. Bei hoher Flusswasserzufuhr, z. B. in den Frühjahrsmonaten, kann sich der niedrigere Salzgehalt bis in den Grabow bemerkbar machen.

Der für den Zingster Strom im 40-jährigen Mittel auftretende Salzgehalt liegt bei 5,5 PSU (‰). Die Abb.4 zeigt den Gang der Jahresmittelwerte mit den extremen Monatsmitteln für den Zingster Strom.

Aus den Beziehungen zwischen extremen Wasserhaushaltsbedingungen und den Salzgehaltskonzentrationen können für den Zingster Strom wesentliche Schlussfolgerungen abgeleitet werden (Beispielperioden):

a: Periode 1990 - 1999

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mittel
1990	6,0	6,6	7,7	8,8	7,9	8,1	8,1	8,2	7,9	7,7	6,9	6,1	7,5
1991	5,4	5,3	4,0	4,5	5,0	6,1	5,3	5,6	6,3	6,6	5,9	6,0	5,5
1992	7,7	7,0	6,5	5,7	5,8	6,6	7,4	8,0	8,1	7,8	7,6	7,7	7,2
1993	7,1	8,9	7,5	7,8	7,8	8,2	8,9	8,6	7,6	6,3	5,9	5,1	7,5
1994	4,3	5,1	4,3	4,1	3,9	4,5	5,5	6,1	5,7	5,8	5,4	4,9	5,0
1995	4,8	3,8	4,3	6,3	5,3	5,2	5,9	6,5	6,0	6,4	7,2	6,5	5,7
1996	5,9	6,2	5,6	4,8	5,2	5,1	6,1	6,2	6,6	6,3	6,6	6,3	5,9
1997	5,7	5,8	6,3	6,9	6,6	6,4	6,7	7,0	7,7	8,5	7,4	6,9	6,8
1998	6,3	5,9	6,2	5,1	5,2	5,6	6,1	6,5	6,2	5,8	5,8	4,7	5,8
1999	4,5	4,8	3,4	3,4	3,6	3,5	4,3	4,9	4,9	5,4	6,0	6,2	4,8
Mittel	5,8	5,9	5,6	5,7	5,6	5,9	6,4	6,8	6,7	6,7	6,5	6,0	6,2
Min.	4,3	3,8	3,4	3,4	3,6	3,5	4,3	4,9	4,9	5,4	5,4	4,7	4,8
Max.	7,7	8,9	7,7	8,8	7,9	8,2	8,9	8,6	8,1	8,5	7,6	7,7	7,5

Der Mittelwert für die letzten zehn Jahre liegt mit 6,2 PSU deutlich über dem langjährigen Mittel von 5,5 PSU. In der Regel werden die niedrigen Monatsmittel im ersten Halbjahr und die höchsten im zweiten Halbjahr registriert.

b: Periode 1968 - 1969, mit geringem Ostseewassereinstrom 1969

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mittel
1968	4,7	4,1	3,5	4,1	4,5	4,7	5,1	5,9	5,0	4,0	4,4	4,4	4,5
1969	3,2	3,4	3,4	3,7	4,4	5,2	5,1	5,7	6,1	6,7	7,3	7,1	5,1

Bei geringem Ostseewassereinstrom werden die Salzgehaltsverhältnisse mehr durch den Süßwassereintrag geregelt. Die Monate Januar bis Mai 1969 zeigen das deutlich.

c: Periode 1988 - 1990, mit hohem Ostseewassereinstrom 1989

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mittel
1988	3,8	3,0	2,7	2,5	3,5	4,4	4,0	5,1	5,4	5,9	5,7	6,7	4,4
1989	7,0	7,6	7,1	7,0	7,0	7,6	8,1	8,4	8,0	7,9	7,6	7,1	7,5
1990	6,0	6,6	7,7	8,8	7,9	8,1	8,1	8,2	7,9	7,7	6,9	6,1	7,5

Nach dem Jahr 1988 mit niedrigen Salzkonzentrationen zeigt das Jahr 1989 aufgrund der hohen Ostseewassereinstrommischung deutlich höhere Salzgehaltsbedingungen, die dann bis in das Jahr 1990 wirken.

d: Periode 1977 - 1979, mit äußerst geringer Flusswasserzufuhr 1978

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mittel
1977	7,3	6,2	5,4	5,1	5,9	6,4	6,9	6,6	6,4	6,7	7,0	7,0	6,4
1978	6,7	5,4	4,7	5,1	4,9	5,4	6,1	6,6	7,3	6,4	5,7	6,0	5,9
1979	4,7	4,3	2,4	1,7	2,3	3,3	4,8	4,7	4,6	5,1	4,0	4,9	3,9

Die geringe Süßwasserzufuhr in den Jahren 1977 und 1978 führte nicht zu einer größeren Absenkung der Salzgehalte im Zingster Strom, weil gleichzeitig auch nur ein geringerer Einstrom von der Ostsee verzeichnet wurde. Erst das Jahr 1979 mit einer wesentlich größeren Flusswasserzufuhr bei noch geringeren Einstrommengen führte dann im Boddengebiet zu einer drastischen Reduzierung der Salzgehalte.

e: Perioden 1980 - 1982 und 1993 - 1995, mit großer Flusswasserzufuhr 1981 bzw. 1994 - 1995

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Mittel
1980	4,0	3,1	2,7	3,3	4,2	4,2	3,9	3,8	4,1	4,3	3,2	4,0	3,7
1981	4,9	4,0	2,7	2,2	3,0	2,8	3,5	4,0	3,6	2,4	3,6	5,8	3,5
1982	2,8	1,6	2,0	3,2	3,7	4,4	4,8	5,5	6,0	5,7	5,4	6,0	4,3
1993	7,1	8,9	7,5	7,8	7,8	8,2	8,9	8,6	7,6	6,3	5,9	5,1	7,5
1994	4,3	5,1	4,3	4,1	3,9	4,5	5,5	6,1	5,7	5,8	5,4	4,9	5,0
1995	4,8	3,8	4,3	6,3	5,3	5,2	5,9	6,5	6,0	6,4	7,2	6,5	5,7

Für die Periode 1980 - 1982 wurden starke Unterschiede in der Flusswasserzufuhr ermittelt:

Mittel 1966 - 98 = $294 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$,

1980 = $347 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ entsprechend 118 %,

1981 = $489 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ entsprechend 169 %,

1982 = $418 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ entsprechend 142 %.

Entsprechend ergaben sich für alle drei Jahre, weil gleichzeitig weit unterdurchschnittliche Einstrommengen zu verzeichnen waren, weit unterdurchschnittliche Salzgehalte für den Zingster Strom.

Anders waren die Verhältnisse in der Periode 1993 - 1995. Die Süßwasserzufuhren betragen 1993 $214 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ (73 %), 1994 $454 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ (154 %) und 1995 $400 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{Jahr}$ (136 %). Aus dem Jahr 1993 mit entsprechend erhöhten Salzgehalten entwickelte sich die Situation 1994/95. Allerdings wurden durch diese andere Ausgangslage nicht so niedrige Jahresdurchschnittswerte erreicht.

Der höchste Salzgehalt im Zingster Strom während der 40-jährigen Untersuchungen wurde für 1976 mit 8,3 PSU (‰) als Jahresdurchschnitt und mit 9,9 PSU als

monatlicher Spitzenwert bzw. 13,8 PSU als Tagesmaximum (15.1.1976) ermittelt. Diese Situation ergab sich aus einer Weststurmperiode im Januar 1976, wobei salzreiches Wasser aus der westlichen Ostsee in der Bucht zwischen Darß-Zingst und Hiddensee staut (bis 22 PSU) und zu einem starken Einstrom führte. Diese erheblichen Heterogenitäten, wie sie aus den Messungen am Zingster Strom hervorgehen, sind auch in der Verteilung über die ganze Boddenausdehnung festzustellen. Dabei sind die Abweichungen vom langjährigen Mittel im Westteil der Boddengewässer geringer, im ostseeneren Ostteil dagegen größer. Auch der zeitliche Gradient kann recht erhebliche Werte annehmen: Zingster Strom bis 0,8 PSU/h, und im Ostteil sind stündliche Veränderungen bis 2 PSU möglich.

Ionenanomalie - ein Charakteristikum der Brackgewässer

Allgemein gilt für Meerwasser eine konstante Zusammensetzung für die zum Salzgehalt zählenden Ionen, d. h. unabhängig von der Gesamtsalzkonzentration kommen die einzelnen Ionen immer im gleichen Verhältnis zueinander vor. Zum Meersalz gehören die folgenden Hauptionen (> 1 mg/kg): Natrium, Kalium, Magnesium, Kalzium und Strontium als Kationen sowie neben Bikarbonat und Borat die Anionen Fluorid, Chlorid, Bromid und Sulfat. Die unterschiedliche Mineralzusammensetzung von Süßwasser und Meerwasser (Tab. 9) führt in Vermischungszonen beider Wasserarten (Brackwasser) nicht nur zur Absenkung des Salzgehaltes, sondern auch zur Veränderung der Ionenverhältnisse. Diese Abweichungen werden Ionenanomalie genannt.

Solche Anomalien wurden ganz speziell für Kalzium und Bikarbonat bereits in der Ostsee beobachtet. Die Größe der Anomalien nimmt beim Übergang zum Süßwasser dann erhebliche Formen an.

Tabelle 9: Wichtige Salzgehaltskomponenten im Meer- und Süßwasser. Meerwasser = NaCl-Typ; Süßwasser = Kalziumbikarbonat-Typ.

Gesamtsalzgehalt:	Meerwasser 35.000 mg / l = 100 %	Süßwasser 50 ... 2.000 mg / l = 100 %
Kationen:		
Natrium	77,2 mval %	15,7 mval %
Kalium	1,6 mval %	3,6 mval %
Kalzium	3,4 mval %	63,5 mval %
Magnesium	17,8 mval %	17,2 mval %
	100,0 mval %	100,0 mval %
Anionen:		
Chlorid	90,4 mval %	10,1 mval %
Sulfat	9,2 mval %	16,0 mval %
Bikarbonat	0,4 mval %	73,9 mval %
	100,0 mval %	100,0 mval %

Brackwassersituation und relative Artenarmut

Durch die Brackwasserverhältnisse in den inneren Küstengewässern und noch verstärkt durch die großen raum-zeitlichen Veränderlichkeiten gibt es auch in den Darß-Zingster Bodden bis heute erhebliche Wirkungen auf die Artenvielfalt. Der Brackwasser-raum mit Salzgehalten um die 5-6 PSU ist gegenüber den anderen Gewässertypen durch eine sehr große Artenarmut gekennzeichnet. Das wirkt sich bei den geologisch noch sehr jungen, also recht instabilen Gewässern stark auf die ökologischen Stabilität aus.

Diese Besonderheit zeigt sich speziell in der Fauna:

- Einerseits verschwinden limnische Arten schon ab 3 PSU fast völlig,
- andererseits sind auch die marinen Formen bei 4 bis 7 PSU nur noch mit wenigen Arten vertreten.
- Aber auch genuine Brackwasserorganismen, die ihre optimale Entwicklung unter Brackwasserbedingungen haben, sind aufgrund des jungen geologischen Alters der Ostsee erst in geringer Artenzahl vorhanden.

Abbildung 5 zeigt diese Abhängigkeit der Artenzahl vom Salzgehalt im Pelagial und im Benthal.

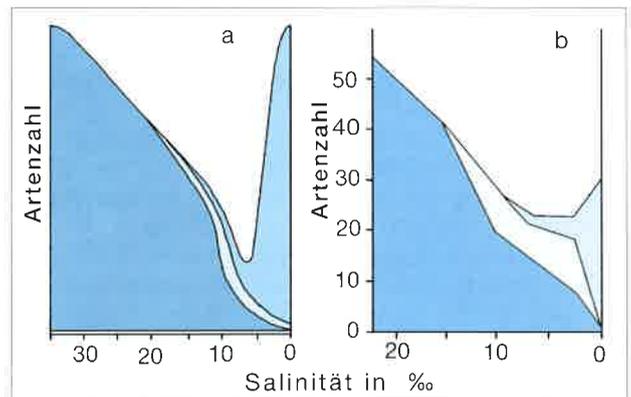


Abb. 5: Beziehungen zwischen Artenzahl und Salzgehalt in Brackgewässern. a) Pelagial (nach Kinne & Remane), b) Nematodenfauna (nach Gerlach, zitiert in: Schnese & Schlunbaum, 1991).

Die unter Brackwasserbedingungen vorkommenden Arten sind meist euryplastisch, d. h. sie besitzen gegenüber Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffmangelsituationen usw. weite, aber unterschiedliche Toleranzgrenzen. Das führt dazu, dass Brackwasserökosysteme als ökologisch hoch empfindlich einzustufen sind. Das gilt bereits für die Ostsee und noch mehr für die inneren Küstengewässer. Sie reagieren schnell auf Störungen von außen. Oft sind die Wirkungen irreversibel. An Salzgehaltsgradienten kommt es zum schnellen Absterben der Organismen. Die Detritusbildung wird verstärkt. Die Wassertrübung und die Sedimentation nehmen zu, d. h. die Gewässer neigen von Natur aus zu einer stärkeren Schlammakkumulation.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden - Nährstoffeinträge und Nährstoffbilanzen

G. Schlungbaum, H. Baudler und M. Krech

Allgemeines zur Eutrophierung der Küstengewässer

Das massenhafte Wachstum von Algen wird in den Gewässern durch ein Überangebot von Nährstoffen ausgelöst, es wird als Eutrophierung bezeichnet. Dieser Prozess hat längst von den Binnengewässern auch auf die Küstengewässer übergreifen. Selbst Teile der Weltmeere sind heute davon betroffen.

Eutrophierung

„Die Eutrophierung ist die Intensität der photoautotrophen Produktion. Sie ist demnach die Zunahme dieser Primärproduktion im Gewässer. Sie kann durch natürliche oder künstliche Nährstoffanreicherung oder durch bessere Verfügbarkeit der Nährstoffe bewirkt werden“ (Schwoerbel, 1999).

In der Regel besitzen Küstengewässer, insbesondere solche vom Ästuartyp, eine hohe biologische Produktivität und beeinflussen dadurch das äußerst hohe naturgegebene Nährstoffrückhaltevermögen, auch als Nährstoff-Filter bezeichnet. Auch für die inneren Küstengewässer unterscheidet man bei dem Eutrophierungsprozess einen

- natürlichen Anteil und einen
- anthropogen gesteuerten Anteil.

Besonders durch den letztgenannten Anteil kommt es zu einer Überdüngung der Gewässer (rasante Eutrophierung) mit Nährstoffen in Form von Stickstoff- und Phosphatverbindungen. In den Küstengewässern vom Förden-, Bodden- oder Hafentyp wird dieser Prozess durch besondere Gewässercharakteristiken zusätzlich geprägt. So wirken die äußerst weitreichenden Differenzierungen in der Gewässermorphologie und die dadurch beeinflussten Wasserhaushaltsbilanzen, geprägt durch die Größe der Süßwasserzufuhr und die Intensität des Wasseraustausches mit dem vorgelagerten Meer (vgl. Schlungbaum & Voigt und Schlungbaum & Baudler in diesem Band) sowie die Größe, Struktur und Nutzung der Einzugsgebiete in besonderer Form. Der dadurch unterschiedlich ausgebildete Ästuarcharakter hat auch spezielle Folgen für den Status der Eutrophierung.

Insgesamt stellt sich der Eutrophierungsprozess als ein nach Ursachen und Wirkungen sehr komplexes System dar (Abb. 1). Dieses komplexe Wirkungsgefüge der Eutrophierung muss unbedingt bei Gewässerbewertungen und bei der Ableitung von Maßnahmen zum Gewässerschutz berücksichtigt werden.

Die Intensität der Primärproduktion ist in Form der Zunahme über lange oder kurze Zeiträume das Maß des Eutrophierungsprozesses. Zwischen einzelnen Ökosystemen treten große Unterschiede auf, wie der Vergleich der Nettoproduktionsraten verschiedener

Gewässer zeigt (Tabelle 1). Gemessen wird die Primärproduktion in $\text{gC} \times \text{m}^{-2} \times \text{a}^{-1}$ oder $\text{gC} \times \text{m}^{-3} \times \text{a}^{-1}$, also in gC pro Zeiteinheit und pro Fläche oder Volumen.

Bei einem Vergleich der Produktionshöhen in aquatischen und terrestrischen Lebensräumen ergibt sich die folgende Reihenfolge:

Wüsten < Ozeane < oligotrophe Seen < mesotrophe Seen < eutrophe Seen < Teiche < Weideland und Wälder nährstoffreicher Böden < eutrophierte Ästuale < Korallenriffe.

Gewässersystem	$\text{gC} \times \text{m}^2 \times \text{a}^{-1}$		
Limnische Systeme			
tropische Seen	30 - 2.500		
gemäßigte Seen	2 - 950		
arktische Seen	< 1 - 35		
alpine Seen	< 1 - 100		
tropische Fließgewässer	1 - 1.000		
gemäßigte Fließgewässer	< 1 - 650		
Marine Systeme			
oligotropher Ozean (z.B. Sargassosee)	20		
offener Ozean	50		
Schelfgebiete und hochproduktive Hochseeregionen	100 - (200)		
Auftriebsgebiete	200 - 1.000		
Flußmündungen / Ästuale	200 - 900		
Ostsee			
Ostsee	1970-1975	1980-1985	
Beltsee	80 - 140	90 - 185	
Arkonasee	80 - 130	90 - 170	
Bornholmsee	70 - 90	80 - 140	
Gotlandsee	60 - 90	90 - 150	
Küstengewässer			
Küstengewässer	ostseefern	ostseenah	vorgelagerte Ostsee
Schlei	> 800	220	160
Darß-Zingster Bodden	bis 760	270	90 - 170
Rügener Bodden (incl. Kleiner Jasmunder Bodden)	> 800	bis 250	90 - 170

Tabelle 1: Vergleich der Nettoprimärproduktion in verschiedenen aquatischen Ökosystemen (verschiedene Autoren).

Die Eutrophierung der Bodden - kein „Nur-Problem“ der Gegenwart

Durch den Prozess der natürlichen Eutrophierung hat sich besonders in den inneren Küstengewässern im Laufe ihrer noch jungen Geschichte ein sehr hohes, aber unterschiedliches Trophieniveau ausgebildet, so auch in den Gewässern von Darß-Zingst und Rügen.

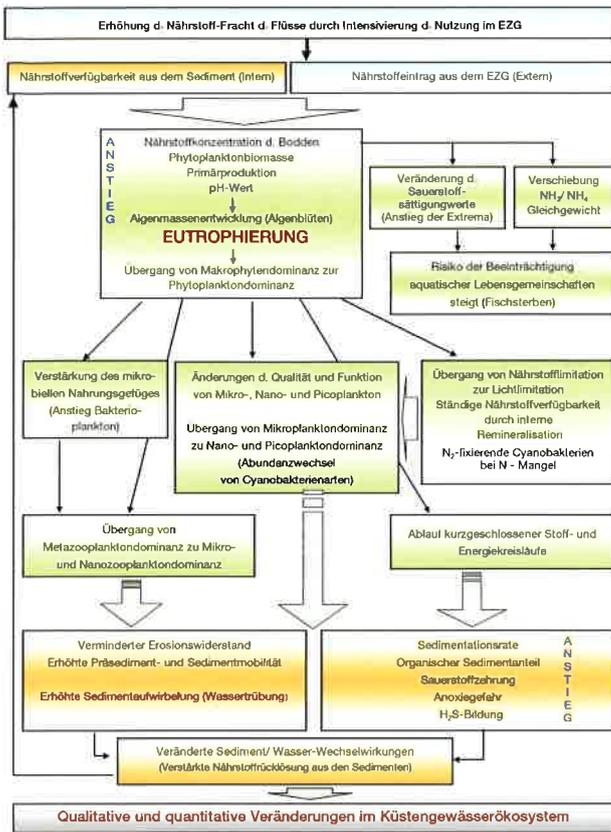


Abb. 1: Zusammenfassung wichtiger komplexer Ursachen und Wirkungen der Eutrophierung in flachen Küstengewässern (Krech, in: Schlungbaum & Baudler, 2001, im Druck).

Bereits Gessner (1937) gebrauchte in seiner historischen Arbeit über die Brackgewässer von Rügen und Darß-Zingst den Begriff der Eutrophierung und hat diese Gewässer nach Trophiestufen gegliedert (vgl. auch Abb. 2):

„A: Das Arkonabecken

Oligotropher Brackwassertypus, mesohalin, starke Salzsichtung, N und P oligotroph, planktonarm, die Hauptentwicklungszeit des Planktons im Frühjahr (Diatomeen).

B: Hiddenseer Bodden, Greifswalder Bodden

Gebiet starker Wasserströmung, im Greifswalder Bodden beginnende Eutrophie. Kieselsäure durch Zuflüsse. Sehr starke Diatomeenentwicklung im Frühjahr. Im Sommer und Herbst vorherrschen der Cyanophyceen und Chlorophyceen.

C: Binnengewässer Darß

Nach Westen zunehmende Eutrophie bis Hypertrophie im Saaler Bodden. Jahreszyklus unerforscht. Im Sommer Massenvvegetation von Cyanophyceen und Chlorophyceen. Zurücktreten der Kieselalgen.

D: Die Jasmunder Bodden

Zunehmende Eutrophie bis Hypertrophie im Kleinen Jasmunder Bodden. P und N im Polytypus; jedoch frei nur in geringen Mengen nachweisbar. Keine Diatomeenhochproduktion, kein Dominanzanteil in der Planktonbesiedlung. Das ganze Jahr herrschen kleine Cyanophyceen und Chlorophyceen vor.“

Auch Wundsch (1968) bezeichnete die Boddengewässer in den 30er Jahren aufgrund gezielter Untersuchungen im Zusammenhang mit Fischsterben als ein hocheutrophes Gewässersystem. Als Beispiel für die Analysen seien genannt:

- Umfangreiches Zandersterben im heißen Sommer 1932 im Saaler Bodden.
- Sauerstofffreiheit durch Absterben großer Teile der ausgedehnten Characeenwiesen im Saaler Bodden. Folgen: Fäulnis und Sauerstoffzehrung.
- Als allgemeine Ursache wurde die hohe Abwasserlast und der fortgeschrittene Eutrophierungsprozess verantwortlich gemacht.
- Die Verschlechterung der Bodensituation spiegelte sich in der Besiedelung mit roten Chironomidenlarven wider (im Saaler Bodden mehr als 100 Individuen / 15 x 15 cm Bezugsfläche; im Grabow dagegen nahezu keine Besiedelung).

Die von Gessner (1937, 1957) getroffene Abgrenzung zwischen den einzelnen Trophiestufen und die von Wundsch (1968) gezogenen Schlussfolgerungen zur Entwicklung des allgemeinen Gewässerzustandes können auch heute noch aufrecht erhalten werden. Das Eutrophierungsproblem der Boddengewässer ist also mit der Entwicklungsgeschichte gewachsen und kein Problem nur der jüngsten Vergangenheit.

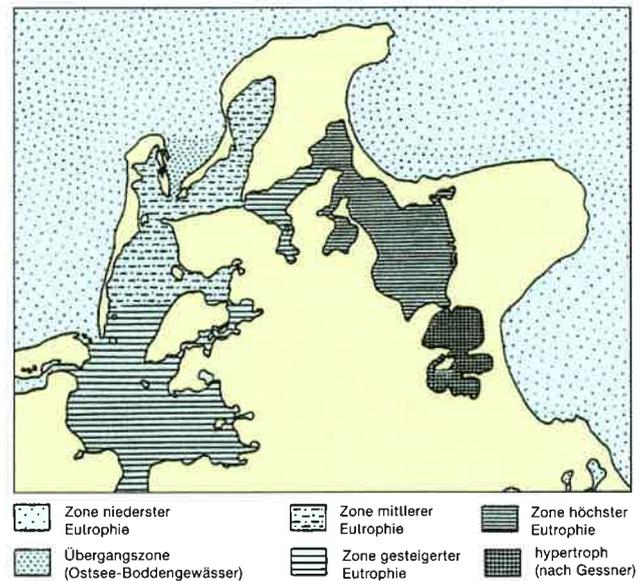


Abb. 2: Zonen verschiedenen Eutrophierungsgrades in den Rügener Bodden in den 30er Jahren (Gessner, 1957).

Grundsätzlich ist die Beschaffenheit eines jeden Gewässers primär von naturgegebenen Faktoren und sekundär von anthropogenen Prägungen abhängig. Speziell für die Bodden und Haffe an der südlichen Ostseeküste - so auch für die Darß-Zingster Boddenkette - gehören u. a. die folgenden (immer wirkenden) Faktoren dazu:

- die Morphologie hinsichtlich der Gewässertiefe,
- die Morphologie mit ihrem Einfluss auf den Wasserhaushalt,

- die Morphologie zusammen mit der Hydrologie auf die Prägung des Ästuarcharakters,
- die Beziehungen zu Einzugsgebietsfaktoren.

Die Erkenntnis, dass Gewässer nach ihrer Produktionsleistung klassifiziert werden können, geht schon auf Thienemann (1928) zurück. Er gebrauchte bereits die Begriffe:

- oligotroph (kaum belastet, sehr naturnah),
- mesotroph (wenig belastet, bedingt naturnah),
- eutroph (spürbar belastet),
- polytroph (hoch belastet) und
- hypertroph (sehr hoch belastet),

wobei jedes Gewässer, das verlandet, diese Reihenfolge durchläuft.

In Weiterentwicklung der Ideen von Thienemann hat Odum (1959) die Beziehung zwischen Gewässertiefe und der Produktivität konkretisiert. Die Abb. 3 zeigt dafür eine auf die Ostseeküstengewässer modifizierte Darstellung.

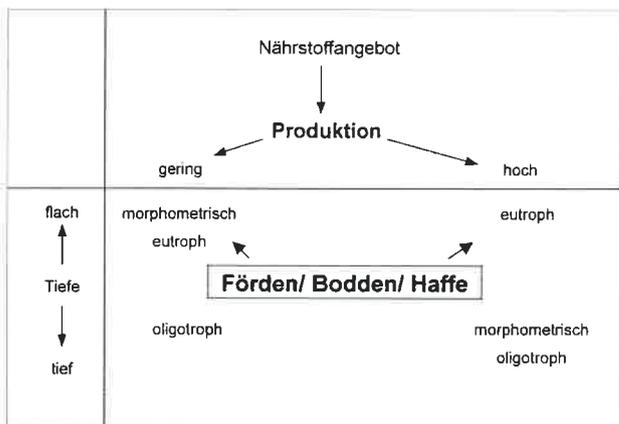


Abb. 3: Beziehung zwischen Gewässertiefe und der Produktionshöhe bei unterschiedlich hohen Nährstoffeinträgen.

Danach gehören grundsätzlich alle Flachgewässer zu Gewässertypen, die naturbedingt zur Eutrophie neigen. Das gilt uneingeschränkt auch für Bodden, Haffe und flache Förden (vgl. dazu Schlungbaum & Voigt in diesem Band). Der oligotrophe Gewässerzustand schließt sich auch im Zusammenspiel mit anderen naturbedingten Faktoren an. Die Darß-Zingster Boddenkette ist mit einer durchschnittlichen Gewässertiefe von nur 2 m besonders betroffen. Durch diese extreme Flachheit werden auch windbedingte Intensitäten der Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser wirksam (Abb.1). Zusätzlich zur Gewässertiefe wirkt auch der Grad der Abgeschlossenheit gegenüber dem vorgelagerten Meer.

Der aktuelle Zustand der Boddenkette

Der Gewässerzustand der Darß-Zingster Boddenkette kann in folgender Verallgemeinerung formuliert werden: „Die Darß-Zingster Bodden sind heute ein hoch-eutrophes Gewässersystem an der südlichen Ostseeküste, d. h. in unmittelbarer Ostseenähe werden

eutrophe bis schwach eutrophe und im ostseefernen Teil polytrophe bis hypertrophe Verhältnisse angetroffen“ (Schlungbaum & Baudler, 2000 b).

Lange Zeit haben die Boddengewässer den eutrophen Grundzustand noch halten können. Durch immer intensivere Nährstoffeinträge bis in die 80er Jahre ist aber eine Überbelastung mit schwerwiegenden Folgen eingetreten (vgl. Abb. 1).

Bei abnehmender Primärproduktion von den 70er zu den 80er Jahren (Tab. 2, a) ist der Anteil sedimentierter organischer Substanz (abgestorbene Biomasse) und damit der der Schlammabbildung absolut (Tab. 2, b) wie auch prozentual angestiegen. Mit dem Anteil von 95 % war das Boddensystem unvermeidbar an die Grenze seines Selbstreinigungsvermögens gekommen. Die Rückhaltung von Stoffen (Detritus, Schlamm mit Nährstoffen angereichert) wäre nicht mehr gegeben gewesen und die Ostsee wäre direkt mit den

	70er Jahre		80er Jahre	
	kgxha ⁻¹ x ^a ⁻¹	%	kgxha ⁻¹ x ^a ⁻¹	%
a) Primärproduktion				
- submersen Makrophyten	15.000	(22)	2.240	(4,8)
- Phytoplankton	54.000	(78)	44.200	(95,2)
Summe	69.000	(100)	46.440	(100)
b) Sedimentation und Abbau				
b von Summe a	40.200	(-)	44.350	(-)
		58%		95%

Tabelle 2: Entwicklung der Stoffbilanzen in den Darß-Zingster Boddengewässern von den 70er zu den 80er Jahren (nach Schiewer, 1995, stark vereinfacht).

Stoffausträgen konfrontiert worden. Mit diesem Prozess war außerdem der extreme Rückgang der submersen Makrophyten von West nach Ost zu verzeichnen. Dieser Wandel in der Vegetation war verbunden mit der Destabilisierung der Sedimente (vgl. dazu Abb. 1) und einem Übergang von der Makrophyten- zur Phytoplanktondominanz. Zu weiteren Veränderungen, z. B. zum Artenwechsel (Rückgang der Characeen und Zunahme der Potamogetaceen) und weiteren Merkmalen sei auf den Beitrag Schiewer in diesem Band verwiesen. Mit diesem weitergegangenen Eutrophierungsprozess war eine Veränderung der Struktur und Funktion des Phytoplanktons verbunden. Damit hatte die Größe „Intensität der Primärproduktion“ eine neue Stellung im Gesamtprozess der Eutrophierung bekommen.

Bezeichnend ist, dass die enorme Beschaffenheitsverbesserung, wie sie mit Beginn der 90er Jahre in den Boddenzuflüssen zu verzeichnen ist, noch keine grundlegende Veränderung der Boddensituation nach sich gezogen hat. Die Beschaffenheitsentwicklung der Boddengebiete kann auf der Grundlage eines 6-klas-sigen Beschaffenheitsschemas entsprechend Tabelle 3 abgeleitet werden (vgl. Beitrag Schlungbaum, Kwiatkowski & Krech in diesem Band). Die Klassifikation sieht folgende sechs Stufen vor:

- Klasse 1 oligotroph (kommt in den Boddengewässern nicht vor, bzw. gute Ostseebedingungen);
- Klasse 2 mesotroph;
- Klasse 3 eutroph;
- Klasse 4 stark eutroph;
- Klasse 5 polytroph;
- Klasse 6 hypertroph.

Boddenteil		1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
	ostseenah									
	Gellenstrom	-	-	-	-	-	-	-	-	3
	Fahrwasser a. Bock	-	-	-	-	-	-	-	-	3
	Pramort	3	4	-	4	4	4	3	3	4
	Grabow	4	4	-	4	5	4	3	4	4
	Barther Bodden	4	4	-	4	4	4	4	4	5-6
	Zingster Strom	-	-	-	-	-	-	-	-	5
	Bodst. Bodden	-	-	-	-	5	4	5	4	5
	Saaler Bodden	-	-	-	-	5	5	5	4	5
	ostseefern	-	-	-	-	5	5	5	5	6

Tabelle 3: Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in den Darß-Zingster Boddengewässern von 1990 bis 1998 (6-stufige Klassifikation);

- 1990 bis 1997 aus Gütebericht MV 1996-1997 (1999),
- 1998 Univ. Rostock, vgl. Gütebericht II (1999).

Diesen Einschätzungen liegen sowohl die Nährstoffkriterien als auch die biologischen Produktionsverhältnisse und die Sauerstoffverhältnisse zugrunde. Dass sich die Beschaffenheit nicht verbessert hat, ist eindeutig auf die interne Wirkung der Sedimente zurückzuführen.

Die aktuelle Nährstoffsituation in den Boddengewässern

Die Nährstoffeinträge und damit auch die biologische Verfügbarkeit von Nährstoffen sind entscheidend für den Eutrophierungsprozess (vgl. Abb. 1). In diesem Sinne werden als Nährstoffe verschiedene Stickstoff- und Phosphorverbindungsformen bezeichnet. Von wesentlicher Bedeutung sind das ortho-Phosphat (richtiger: gelöstes reaktives Phosphat) und die anorganischen Stickstoffbindungsformen als Ammonium-N, Nitrit-N und Nitrat-N. Nitritstickstoff wird zwar in der Assimilation nicht direkt genutzt, ist aber in jedem Gewässer vorhanden und leicht umwandelbar.

Phosphatkonzentrationen: Phosphat ist für die autotrophe biologische Produktion ein essentieller (notwendiger) Nährstoff. Von Bedeutung ist, dass hier die

Phosphate in gelöster und biologisch reaktiver Form vorliegen müssen. Man rechnet nach neusten Erkenntnissen dafür ca. 30 % des Gesamtposphors. Der Rest ist partikulär gebunden und nicht direkt nutzbar. Aufgrund von mehr oder weniger intensiven Wechselwirkungen zwischen Sediment und Wasser kommt es zur Ausbildung relativ konstanter Gleichgewichte von Sorption zu Desorption. Die für die Darß-Zingster Bodden ermittelten Gleichgewichtskonzentrationen liegen im Bereich von 0,3 bis 1,0 µmol PO₄-P/l. Diese Gleichgewichtskonzentration ist immer ausreichend für sehr hohe Produktionsleistungen. Durch diese Gleichgewichtseinstellung erscheinen die Phosphatkonzentrationen in den Boddengewässern ohne typischen Jahresgang. Nur an windgeschützten Orten - also in Regionen weniger intensiver Sediment/Wasser-Wechselwirkungen (z. B. Ribnitzer See) - können für kurze Zeiträume Beziehungen zur biologischen Produktivität und der Konzentration an PO₄-Ionen festgestellt werden.

Die Häufigkeitsanalyse aller Einzelmessungen, z. B. am Zingster Strom pro Jahr 365/366 Messungen, des Zeitraumes 1994-1998 zeigen, dass 87 bis 95 % (= 1.530 bis 1.730) der 1.800 Einzelwerte im Konzentrationsbereich bis 1 µmol/l vorliegen (Tabelle 4).

Die Ausdehnung dieser Bewertung auf einen längeren Zeitraum oder auf die ganze Boddenregion bringt keine wesentlich anderen Aussagen. Die hohe P-Belastung, die in den Boddengewässern vorhanden ist, wird nicht durch die Konzentrationen im Wasserkörper widerspiegelt. Damit scheidet auch das Kriterium Phosphatkonzentration im Wasserkörper für eine Beschaffenheitsbewertung aus.

Stickstoffkonzentrationen: Die Hauptmenge an gelöstem anorganischen Stickstoff wird durch die Ammonium- und Nitratstickstoffkonzentration gebildet. Eine Diskussion des instabilen Nitritstickstoffes kann wegen der geringen Anteile aus der Sicht der Gewässerbeschaffenheit entfallen.

Ammoniumstickstoff gehört zu den für die biologische Produktivität wichtigsten Nährstoffen. Dieser Stickstoff wird entweder über die Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet eingetragen, kommt in einem nicht unerheblichen Maß über die Niederschläge oder entsteht durch Ammonifikationsprozesse (Abbau organischer Substanz) im Gewässer selbst. In gut mit Sauerstoff versorgten Gewässern wird Ammoniumstickstoff schnell über Nitrit zum Nitrat oxidiert (Nitrifikation). Unterschiedlich große Anteile werden auch direkt zur Assimilation (Photosynthese) genutzt. Die Ammoniumstickstoffgehalte zeigen in der Zeitreihe einen typischen Jahresgang mit hohen Konzentrationen im

n = Anzahl Werte	1994		1995		1996		1997		1998	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
< 0,5 µmol/l	132	36,2	184	53,4	197	53,8	108	29,6	167	45,8
0,5-1,0 µmol/l	214	58,6	158	43,3	138	37,7	210	57,7	159	43,6
1,1-2,0 µmol/l	16	4,4	21	5,7	19	5,2	33	9,0	31	8,4
2,1-3,0 µmol/l	1	0,3	1	0,3	5	1,4	10	2,7	5	1,4
> 3,0 µmol/l	2	0,5	1	0,3	7	1,9	4	1,1	3	0,8
Summe:	365	100	365	100	366	100	365	100	365	100

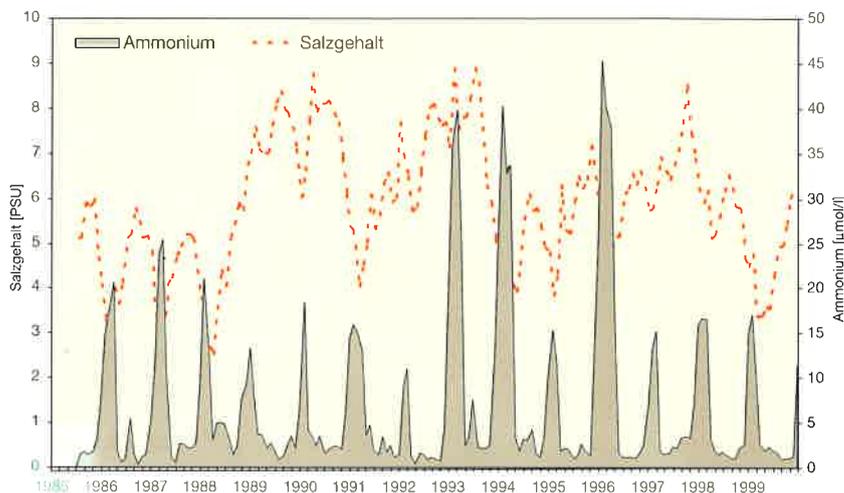
Tabelle 4: Häufigkeitsverteilung der täglichen Phosphatanalysen am Zingster Strom von 1994 bis 1998 (Gütebericht II, 1999).

Winter und Frühjahr und sehr niedrigen Konzentrationen im Sommer. Die Darstellung dieser Jahresgänge in Abb. 4 in der Kombination der Monatsmittelwerte mit den Mittelwerten des Salzgehaltes zeigt außerdem den Einfluss der aktuellen Wasserhaushaltsbedingungen auf die Höhe der Nährstoffkonzentrationen. So liegen meistens höhere Ammoniumgehalte für Monate mit geringen Salzgehalten oder umgekehrt vor. Die Ergebnisse aus der Abb. 4 gelten auch für das ganze Boddengebiet, wobei mehr zum Boddeninneren größere und mehr zur Ostseenähe kleinere Amplituden festgestellt werden.

auch wieder den Zusammenhang mit den Salzgehaltsverhältnissen bzw. hydrologischen Situationen.

Für die Bewertung der Gewässerbeschaffenheit ist der ungünstigste Wert eines Jahres entscheidend. Für den inzwischen relativ langen Zeitraum (Abb. 5 und Abb. 6) wurden sehr große Variabilitäten der maximalen Extremwerte festgestellt. Der bisher höchste Einzelwert wurde im April 1988 mit über 600 $\mu\text{mol/l}$ ($= 8,6 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$) gemessen. Nach 1988 variieren die Nitratbedingungen in den Boddengewässern erheblich von Jahr zu Jahr. Nach einem Anstieg bis zum

Abb. 4: Variabilität des Ammoniumstickstoffs im Wasser des Zingster Stroms zwischen Juni 1985 und April 1999 (Gütebericht II, 1999).

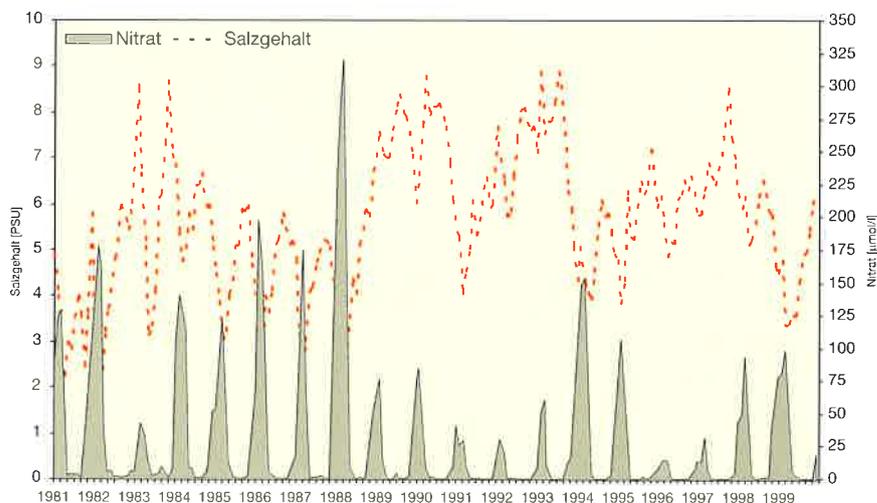


Nitratstickstoff ist das Endprodukt des aeroben Stickstoffumsatzes. In die Küstengewässer gelangt Nitrat entweder über den vom Land kommenden Zufluss oder entsteht im Prozess der Nitrifikation aus eingebrachten oder im Gewässer freigesetztem Ammoniumstickstoff. Nicht vernachlässigt werden dürfen die atmosphärischen Einträge. Wieder auf der Basis täglicher Analysen kann auf eine Zeitreihe von 1981 bis 1999 zurückgegriffen werden (19 Jahre mit über 6.900 Einzelmessungen). Wie Ammoniumstickstoff unterliegt auch Nitratstickstoff einem typischen Jahresgang. Im Unterschied zum Ammoniumstickstoff sind die Perioden mit Konzentrationen gleich Null für die Sommermonate in immer längeren Zeiträumen anzutreffen. Die Darstellung in Abb. 5 belegt dieses und

Jahr 1994 mit maximalen Monatsmittelwerten von rund 150 $\mu\text{mol/l}$ (März) kam es dann 1996 aufgrund der extremen, bis in den April reichenden Frostperiode (dadurch stark reduzierter Abfluss vom Land) zu den bisher niedrigsten Werten für die Wintermonate, nämlich 8,2 bis 16,7 $\mu\text{mol/l}$. Der höchste Tageseinzelwert lag auch nur bei 44,5 $\mu\text{mol/l}$. Bis zum Jahr 1999 wurden dann im März wieder Mittelwerte zwischen 80 und 100 $\mu\text{mol/l}$ ermittelt. Die maximalen Tageswerte erreichten wieder 170 bis 190 $\mu\text{mol/l}$ (Abb. 6).

Deutlicher als beim Ammoniumstickstoff kommen die maximalen Nitratkonzentrationen mit ihren Unterschieden in der Verteilung über die ganze Boddenregion zum Ausdruck (Tabelle 5).

Abb. 5: Variabilität des Nitratstickstoffes im Zingster Strom von 1981 bis 1999 auf der Basis von Monatsmitteln im Vergleich zu den Salzgehaltsverhältnissen (Gütebericht II, 1999).



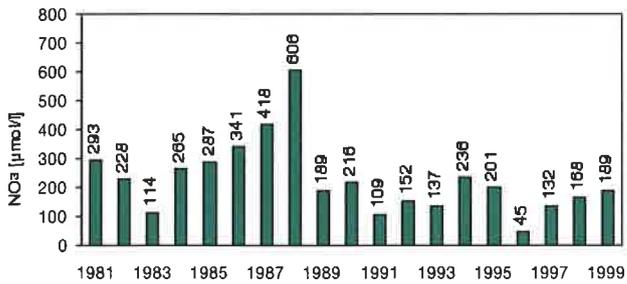


Abb. 6: Maximale Einzelwerte in µmol/l (Extremwerte) für die Nitratkonzentrationen am Messpunkt Zingster Strom für den Zeitraum 1981 bis 1999 (Gewässergütebericht II, 1999).

Tabelle 5: Maximale Nitratkonzentrationen in den Regionen der Boddenkette im Zeitraum 1996 bis 1999 (in µmol/l).

	1996	1997	1998	1999
Gellenstrom	7,3	6,0	23	38
Fahrwasser am Bock	8,5	7,9	47	36
Grabow	17	16	84	96
Barther Bodden	35	52	193	134
Bodstedter Bodden	14	13	81	159
Saaler Bodden	19	37	132	175
Ribnitzer See	59	212	188	246

Die Rolle der Sedimente als Nährstoffsene und Nährstoffquelle

Die Sedimente sind in Gewässern sowohl ein stabilisierender als auch ein destabilisierender Faktor. Besonders in Flachgewässern bestimmen sie die Gewässerbeschaffenheit wesentlich mit. So auch in den flachen Boddengewässern. Die Rolle der Sedimente für die Beschaffenheitsproblematik ist spätestens mit dem Einsetzen der rasanten Eutrophierung besonders bedeutend geworden. Es muss aber auch berücksichtigt werden, dass in den inneren Küstengewässern mit ihrer Neigung zur Eutrophie und Verlandung schon immer eine Sedimentakkumulation stattgefunden hat. Der Übergang der Boddengewässer vom eutrophen zum polytrophen bis hypertrophen Zustand war an eine Intensivierung der Stoffkreisläufe gekoppelt. Das kommt auch in den Angaben der Tabelle 2 mit der beschleunigten Akkumulation für organische

Materialien am Gewässerboden zum Ausdruck. Infolge stark variierender Wasserdynamik durch Strömungen und windbedingte Turbulenzen kommt es nahezu ständig zu weiträumigen Verteilungen und Umverteilungen (Aufwirbelung, Transport, Erosion und Sedimentation) insbesondere der feinkörnigen nährstoffreichen organischen Materialien. Wenn dennoch die Boddengewässer nicht weiter verlandet sind, ist dies dem ständig wirkenden Ausräumeffekt in Richtung Ostsee zuzuschreiben. Das heißt, es überlagern sich zwei grundlegend verschiedene Prozesse:

- Einerseits haben die Bodden allgemein eine große Nährstoff-Filterfunktion, d. h. ein großes Rückhaltevermögen für eingetragene Nährstoffe in der gelösten Form durch die Inkorporation in Biomasse, in Detritus (abgestorbene Biomasse) und schließlich in den Sedimenten,
- andererseits wird der Verlandungsprozess durch den Ausräumeffekt in seiner Zeitspanne wesentlich verlängert.

Durch umfangreiche Kartierungsarbeiten in den 70er bis zu den 90er Jahren können heute detaillierte Angaben über die Verteilung und Dynamik der Sedimentqualitäten einschließlich ihrer Nährstoffgehalte gemacht werden. Für die Aussagen zur Sedimentwirkung wurden hauptsächlich Proben aus der für die Gewässerökologie bedeutenden Sedimentoberflächenschicht (in der Regel 5 cm) untersucht. Die Sedimentqualitäten werden nach einem Mineralbodenkomplex (= organischer Anteil < 5% TM) und nach einem Schlickbodenkomplex (= organischer Anteil > 5% TM) unterschieden.

In der Tabelle 6 sind die Kartierungsergebnisse für die Sedimentqualität nach ihren organischen Gehalten für alle Boddenregionen zusammengestellt. Für den Barther Bodden, der zur Aufnahme der Sedimentdynamik zwischen 1977 und 1990 fünfmal kartiert wurde, wurde die Situation 1978 ausgewählt.

Schlussfolgerungen:

- 50 bis 60% der Stationen (quasi der Boddenflächen) sind dem Mineralbodenkomplex zuzuordnen. Dieser konzentriert sich vor allem auf die ausgedehnten Flachwasserbereiche bis 1 m Tiefe. Dafür ist keine Tendenz über die horizontale Ausdehnung der Boddengewässer festzustellen.
- Die größten Schlickkonzentrationen wurden erwartungsgemäß in den Flussmündungsgebieten der Recknitz und Barthe und in solchen Regionen mit windgeschützter Lage oder in mehr abgeschlossenen Boddenteilen festgestellt.

MK+ SK = 100%	Mineralbodenkomplex					Schlickbodenkomplex				
	MK		organischer Anteil			SK		organischer Anteil		
	Probenzahl n	%	Mittel	Min.	Max.	Probenzahl n	%	Mittel	Min.	Max.
Grabow 1978	51	59	1,7	0,1	5,1	36	41	16,6	5,3	42,8
Barther Bodden 1978	58	57	2,3	0,2	4,8	43	43	12,1	5,3	25,9
Bodst. Bodden 1979	51	50	1,6	0,2	4,8	51	50	20,3	5,1	36,8
Saaler Bodden 1980	39	54	1,4	0,2	3,3	33	46	15,8	5,2	34,2
Ribnitzer See 1980	6	12	2,6	1,5	4,3	42	88	19,5	9,1	43,2

Tabelle 6: Ergebnisse der Sedimentkartierungen in den Darß-Zingster Boddengewässern (organische Substanz in % der Trockenmasse).

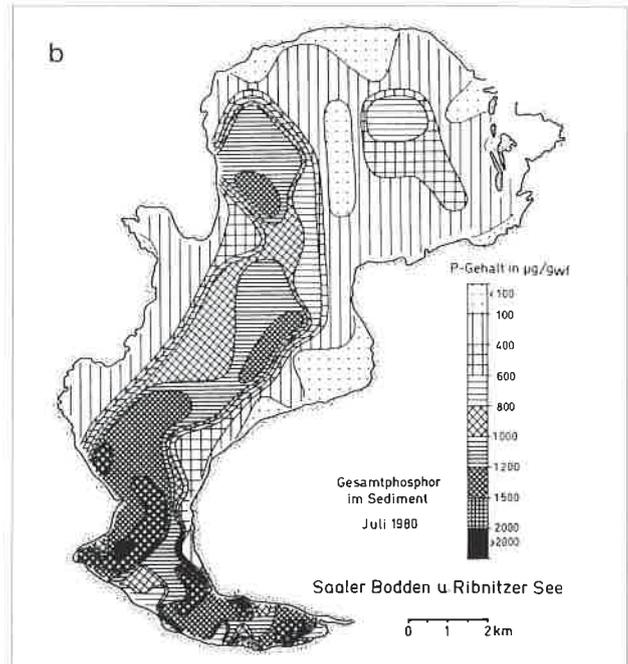
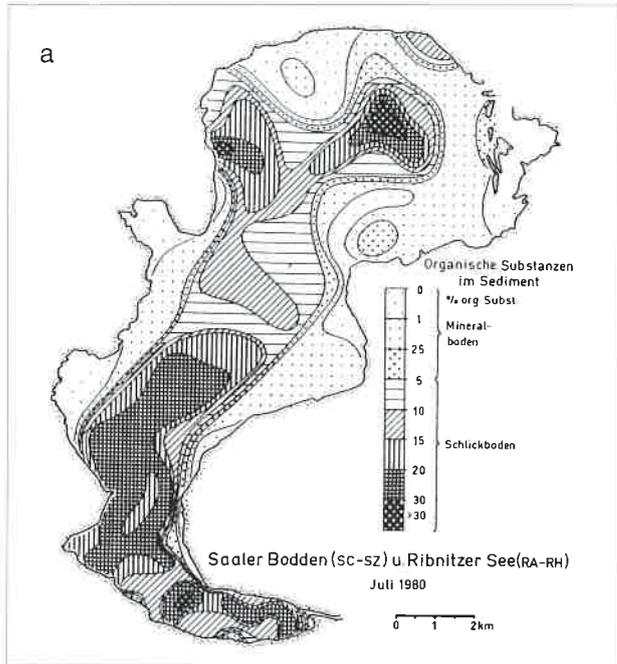


Abb. 7: Verteilung der Sedimentqualitäten am Beispiel des Saaler Boddens. a (links): organischer Gehalt, b (rechts): Phosphorgehalt.

- Sammelpunkte für höhere Schlackkonzentrationen sind nicht immer die tiefsten Boddenteile, wie z. B. in Abb. 7 für den Saaler Bodden gezeigt werden kann.
- Für die Verteilung der organischen Substanzen scheinen vor allem Größe, Abgeschlossenheit und Topographie ausschlaggebend zu sein. So sind die Flachwasserbereiche, Haken, windexponierte Anstiege aus Senken meist mineralischer Natur, während sich Schlack in Mulden, Senken und mehr oder weniger abgeschlossenen Gewässerteilen weitgehend unabhängig von der absoluten Gewässertiefe sammelt. Dafür nehmen Strömungs- und Zirkulationsprozesse zusätzlich Einfluss auf aktuelle Verteilungen.

Eindeutig ist ein hoher Schlackanteil im Sediment (organische Substanz) auch durch hohe P-Gehalte (P = Phosphor) gekennzeichnet (vgl. auch Abb. 7a und 7b). In der Regel bestehen zwischen beiden Kriterien gute bis sehr gute Beziehungen mit Korrelationskoeffizienten von $r = +0,71$ bis $r = +0,89$. Lediglich im schlammreichen Ribnitzer See ist dieser Zusammenhang lockerer ($r = +0,57$). Höhere, in die Bodden eintretende Phosphat-Konzentrationen werden je nach Intensität der Wechselwirkungen zwischen Wasser und Sediment über die Sorptionsprozesse sofort am Gewässerboden festgelegt. Die Tabelle 7 zeigt die Differenzierung der P-Gehalte in den Sedimenten mit verschiedenem Schlackanteil.

Einerseits ist die Sedimentbildung ein Stoffoutput aus dem Wasserkörper eines Gewässers und regelt so die Beschaffenheit und das ökologische Gleichgewicht in Richtung einer Entlastung mit, und andererseits gehen vom Sediment durch die Reaktivität in den Sedimenthorizonten und ganz besonders an der Grenz-

schicht zwischen Wasser und Sediment erhebliche Negativwirkungen in Richtung einer höheren Belastung bzw. Störung des ökologischen Gleichgewichtes aus. Über die Gleichgewichte von Sorption zu Desorption können die Sedimente große Mengen an Phosphat aufnehmen und bilden so die relativ niedrigen P-Konzentrationen für den Wasserkörper aus. Bei der Verarmung im Wasserkörper, z. B. durch den assimilatorischen Verbrauch, wird dann aber ebenso Phosphat wieder freigesetzt. Unter sauerstofffreien Bedingungen verläuft dieser Prozess dann noch intensiver ab. Mit der Tabelle 4 kommt zum Ausdruck, dass über die Sedimente zu 92% aller Tage im Jahr eine Gleichgewichtskonzentration unterhalb 1,0 µmol/l vorhanden ist. Für eine Bewertung des Eutrophierungszustandes sind also die P-Konzentrationen im Wasserkörper kaum geeignet, dafür aber die im Sediment.

organischer Gehalt in %	<5	5-10	10-20	20-30	>30
Grabow	0,16	0,50	0,63	0,62	0,39
Barther Bodden	0,20	0,43	0,73	0,86	-
Bodstedter Bodden	0,17	0,37	0,77	0,99	1,00
Saaler Bodden	0,15	0,68	0,92	1,15	0,37
Ribnitzer See	0,34	1,11	1,16	1,45	1,26

Tabelle 7: P-Verteilung auf Stufen organischen Gehaltes in den einzelnen Boddenteilen (P = mg/g TS). P = Phosphor, TS = Trockensubstanz.

Für die Reaktivität der Oberflächensedimente können aus sehr komplexen Untersuchungen die folgenden Werte zusammengefasst werden:

- Sauerstoffzehrung an der Sedimentoberfläche bis $1.630 \text{ mg O}_2 \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$;
- Phosphatfreisetzung aus dem Sediment bis $17 \text{ mg P} \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$;
- Ammoniumfreisetzung aus dem Sediment bis $90 \text{ mg N} \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$ (Spitzenwerte bis $230 \text{ mg N} \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$);

- Denitrifikationsleistungen bis $73 \text{ mg N} \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$. Für diesen Prozess ist aber die Nachlieferung von Nitrat in den anaeroben Reaktionsraum Sediment erforderlich.

Diese Leistungspotentiale im Grenzraum zwischen Sediment und Wasser werden in ihrer Größenordnung von komplexen Bedingungen beeinflusst, z. B. Temperatur, Aerobizität/Anaerobizität, Sedimentruhe/Sedimentbewegung. In den hocheutrophen Gewässern können über die Sedimente sehr wesentliche interne Nährstoffversorgungen auftreten.

Externe Nährstoffquellen – Nährstoffbilanzen

Es konnte gezeigt werden, dass die Nährstoffkonzentrationen im Pelagial der Boddengewässer nur sehr bedingt zur Kennzeichnung der Gewässerbeschaffenheit geeignet sind. Die Höhe der biologischen Produktivität ist vielmehr von der aktuellen Verfügbarkeit der einzelnen Nährstoffe abhängig. Das bedeutet, dass zur Beschreibung des Eutrophierungsprozesses von dem Gesamtangebot auszugehen ist. Neben den internen Prozessen, die hauptsächlich von der Beschaffenheit der Sedimente mitgesteuert werden, sind hier die Einträge von außen von Bedeutung.

Die jeweilige Nährstoffimmission (Nährstoffeintrag) für das Boddengebiet ergibt sich immer als Differenz von Nährstoffemission (Nährstoffaustrag) im Einzugsgebiet und der Nährstoffrückhaltung (Retention) im Einzugsgebiet. Prozesse der Nährstoffrückhaltung erge-

ben sich aus Verlusten im Boden und solchen in den Boddenzuflüssen. Grundsätzlich ist bei den externen Nährstoffquellen nach punktuellen und diffusen zu unterscheiden. Als punktuelle Quellen für die Gewässerbelastung sind Kläranlagenabläufe in Abhängigkeit von der vorhandenen Abwassertechnologie und industrielle Einleiter zu nennen. Letztere haben für die Darß-Zingster Boddenkette keine Bedeutung mehr. Für die diffusen Quellen (d. h. aus der Landschaft kommend) werden heute Emissionen der folgenden Eintragspfade zusammengefasst:

- Einträge über den Grundwasserabfluss,
- Einträge aus Dränagesystemen,
- Einträge aus Abschwemmungen,
- Einträge aus der Erosion,
- Einträge von urbanen Flächen,
- sonstige Einträge (u. a. Niederschläge in der Landschaft, incl. der Wasserflächen).

Für Deutschland liegen inzwischen für alle Flussgebiete solche speziellen Daten vor (UBA Studie 1999, Behrendt et al., 1999). Die Zusammenfassung in Tabelle 8 zeigt auch den deutlich positiv ausgeprägten Entwicklungstrend in der Verringerung der Nährstoffbelastung für die Gewässer.

Tabelle 8: Nährstoffemissionen nach Eintragspfaden für Deutschland und das deutsche Ostsee-Einzugsgebiet im Vergleich 1983 - 1987 a mit 1993 - 1997 b und in % c von a (aus Behrendt, 2000). Werte a und b in t P/a bzw. t N/a.

	Deutschland						deutsches Ostsee-Einzugsgebiet					
	Phosphor			Stickstoff			Phosphor			Stickstoff		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Summe aller Einträge	93.540	37.250	-60,2	1.084.580	818.630	-24,5	4.130	1.620	-60,7	61.070	44.850	-22,6
%	100	100		100	100		100	100		100	100	
davon Summe punktuell	63.920	12.610	-80,3	431.610	232.250	-46,2	2.880	470	-83,3	15.370	8.460	-45,0
%	68,3	33,8		39,8	28,4		69,9	29,3		25,2	18,9	
kommunale Kläranlagen	56.850	11.350	-80,0	303.300	204.860	-82,5	2.550	430	-83,3	14.070	7.320	-48,0
%	60,5	30,5		28,0	25,0		61,9	26,3		23,0	16,3	
industrielle Direkteinleiter	7.070	1.250	-82,3	128.310	27.400	-78,6	320	48	-85,0	1.300	1.140	-12,4
%	7,6	3,4		11,8	3,4		7,8	3,0		3,1	2,5	
davon Summe diffus	29.620	24.640	-16,8	652.970	586.280	-10,2	1.250	1.150	-8,5	45.700	36.390	-20,4
%	31,7	66,2		60,2	71,6		30,4	70,7		74,8	81,1	
Grundwasser	6.580	5.740	-12,7	401.403	394.430	-1,7	340	330	-4,0	13.510	14.340	+6,1
%	7,0	15,4		37,0	48,2		8,3	20,2		22,1	32,0	
Dränagen	3.510	3.260	-7,1	168.200	121.390	-27,9	90	100	+5,7	26.780	17.510	-34,6
%	3,8	8,8		15,5	14,8		2,2	6,0		43,8	39,0	
Erosion	7.490	8.100	+8,1	12.200	12.290	+0,8	390	420	+7,5	530	530	+0,5
%	8,0	21,7		1,1	1,5		9,5	25,9		0,9	1,2	
Abschwemmung	2.250	3.290	+30,4	13.350	13.560	+1,6	35	70	+110	160	220	+43,0
%	2,7	8,8		1,2	1,7		0,9	4,6		0,3	0,5	
atmosphärische Deposition	330	230	-29,2	14.350	10.510	-25,2	70	41	-39,2	2.210	1.560	-29,4
%	0,3	0,6		1,3	1,3		1,6	2,5		7,6	3,5	
urbane Flächen	9.190	4.020	-56,3	43.650	34.100	-22,8	330	190	-42,9	2.520	2.230	-11,6
%	9,8	10,8		4,0	4,2		7,9	11,5		4,1	5,0	

	Flächen EZG in km ²	Phosphor g P × m ⁻² × a ⁻¹		Stickstoff g N × m ⁻² × a ⁻¹	
		83/87	93/97	83/87	93/97
a) Gesamt-Nährstoffemission:					
Deutschland	357.000	0,262	0,104	3,038	2,293
deutsches Ostsee-EZG	28.600	0,144	0,057	2,135	1,568
Boddenlandschaft	1.600	0,068	0,056	2,509	1,886
b) Gesamt-punktuellen Quellen:					
Deutschland	357.000	0,179	0,035	1,210	0,651
deutsches Ostsee-EZG	28.600	0,101	0,016	0,537	0,296
Boddenlandschaft	1.600	0,022	0,011	0,058	0,035
c) Gesamt-diffuse Quellen:					
Deutschland	357.000	0,083	0,069	1,829	1,642
deutsches Ostsee-EZG	28.600	0,044	0,040	1,598	1,272
Boddenlandschaft	1.600	0,045	0,045	2,452	1,848

Tabelle 9: Durchschnittliche flächenbezogene Nährstoffemissionen im Boddeneinzugsgebiet im Vergleich zu Deutschland und dem deutschen Ostsee-Einzugsgebiet für 1983 - 1987 und 1993 - 1997.

Die Angaben in Tabelle 8 zeigen eindeutig die Veränderungen, die durch konstruktive Gewässerschutzmaßnahmen in der Zeitspanne von nur zehn Jahren (80er und 90er Jahre) erreicht wurden. Deutschlandweit konnten die Gesamtnährstoffemissionen um ca. 60 % beim Phosphat und um ca. 25 % beim Stickstoff reduziert werden. Dabei geht der Hauptanteil auf die punktuellen Quellen zurück. Die allgemeine Durchsetzung der weitergehenden Abwasserreinigung für große Kläranlagen führte beim Phosphor zu einem Rückgang von ca. 80 % und beim Stickstoff von ca. 45 %. Durch diesen stärkeren Anteil bei den punktuellen Quellen ist der relative Anteil der diffusen Nährstoffemission gestiegen. In den 90er Jahren entstehen 66 % der Gesamt-P-Emission und 71 % der Gesamt-N-Emission im diffusen Bereich. In diesem ist die Erosion beim Phosphor mit 22 % und der Grundwasserbereich beim Stickstoff mit ca. 48 % beteiligt. Für das Ostsee-Einzugsgebiet ist für die N-Emission eine deutliche Verlagerung zum Drainage-Eintrag (39 %) zu erkennen.

Für die Situation in der Boddenlandschaft treten solche regionalen Unterschiede, wie sie schon zwischen den Regionen in Deutschland zu verzeichnen sind, noch deutlicher auf (vgl. dazu Behrendt, 1999). Auf der Basis der von Behrendt mitgeteilten Angaben für die Teileinzugsgebiete Recknitz und Barthe konnte die Gesamtnährstoffemission für die Boddenlandschaft hochgerechnet werden (Schlungbaum & Baudler, 2000 b). Für einen besseren Vergleich werden dafür in Tabelle 9 die Flächenbelastungen in g Nährstoff × m⁻² × a⁻¹ angegeben.

In der Tabelle 9 kommen einerseits die starken Rückgänge bei den Nährstoffemissionen für den betrachteten Zeitraum und andererseits die größeren regionalen Unterschiede zum Ausdruck. Für den norddeutschen Raum, incl. Boddenlandschaft, lagen beim Ver-

gleich zu Gesamtdeutschland die Werte bereits in den 80er Jahren wesentlich niedriger. Die Boddenlandschaft erreichte bereits damals nur 50 % der P-Emission gegenüber dem Gesamtostseegebiet. Die N-Emission war um 17 % höher. Auch in der Boddenlandschaft sind bis zu den 90er Jahren wesentliche Erfolge in der Entlastung zu verzeichnen. Bei den punktuellen P-Quellen erreichte dieser Rückgang ca. 50 %, während dieser bei den diffusen Quellen annähernd gleich blieb. Insgesamt gab es also einen Rückgang bei den P-Emissionen um ca. 17 %. Durch Strukturmaßnahmen in der Boddenlandschaft konnten die N-Quellen insgesamt und für den diffusen Bereich um ca. 25 % reduziert werden. Die 40 %ige Reduzierung bei den punktuellen Quellen spielt wegen des geringen Gesamtanteils nur eine untergeordnete Rolle. Wesentlich für die Ableitung von Gewässerschutzmaßnahmen ist die Verlagerung der Nährstoffquellen hin zum diffusen Bereich, wie die Gegenüberstellung in Tabelle 10 zeigt.

Damit ist heute die diffuse P-Emission ca. viermal größer und die diffuse N-Emission ca. fünfzigmal höher als die punktuellen. Für die größeren Teileinzugsgebiete Recknitz und Barthe gibt es dabei noch größere Unterschiedlichkeiten: P_{Recknitz} elfmal und P_{Barthe} neunmal größer als die punktuellen sowie für N_{Recknitz} fünfzigmal und N_{Barthe} einhundertmal größer als die punktuellen Quellen. Diese Werte zeigen eindeutig, dass für die Boddenlandschaft erheblich andere Gegebenheiten zu berücksichtigen sind als in den Vergleichsregionen.

Diese veränderte Emissionssituation (Freisetzung in der Landschaft) führt zwangsläufig auch zu einer anderen Immission (Eintrag in die Gewässer) für die Bodden selbst. Wie aus den Abb. 8 und 9 zu erkennen ist, führt das Rückhaltevermögen für Nährstoffe (Retentionspotential) in der Landschaft (Boden und Gewässer) zu wesentlich erniedrigten Immissionen. Das Retentionspotential kann für P-Verbindungen mit 45 bis 55 % und für N-Verbindungen mit 51 bis 61 % angegeben werden. Zur Boddenbelastung müssen zu den Immissionen aus der Landschaft noch die Einträge über die Niederschläge (7,4 t P/a und 272 t N/a) und die entstehenden Emissionen am Boddenrand gerechnet werden. Wegen fehlender Selbstreinigungstrecken sind die punktuellen Quellen der Boddenrandgemeinden direkt als Immission zu betrachten.

Die Nährstoffbilanzen für die Boddengewässer sind so ein Resultat der Immission aus der Landschaft, der atmosphärischen Einträge, der Einträge vom Bodden-

Tabelle 10: Verhältnisse der Belastungsanteile der punktuellen zu den diffusen Emissionsquellen (nach Tabelle 9).

	P punktuell/diffus		N punktuell/diffus	
	83/87	93/97	83/87	93/97
Deutschland	2,16	0,51	0,66	0,40
deutsches Ostsee-EZG	2,30	0,40	0,33	0,23
Boddenlandschaft	0,48	0,24	0,02	0,02

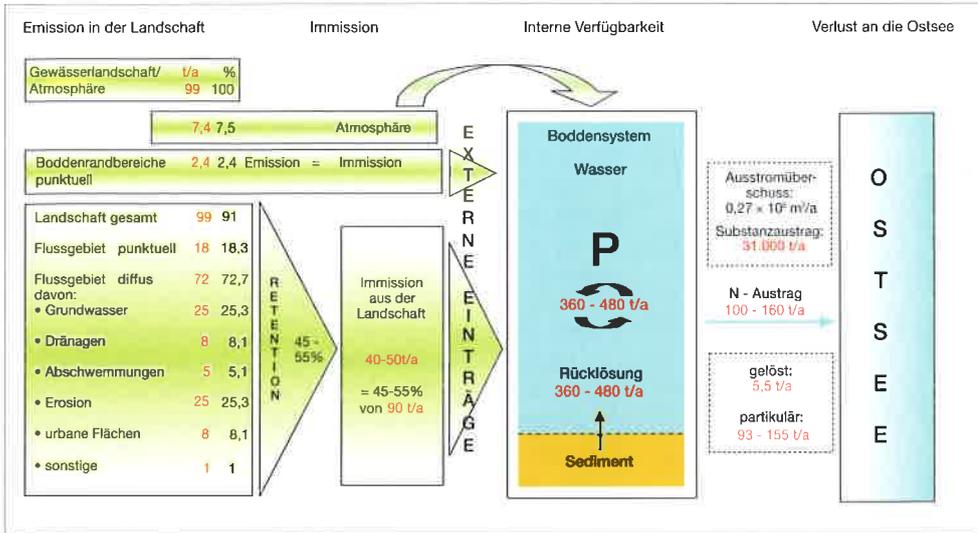


Abb. 8: Die P-Bilanz für die Wirkungskette Landschaft/Atmosphäre - Bodengewässer - Ostsee.

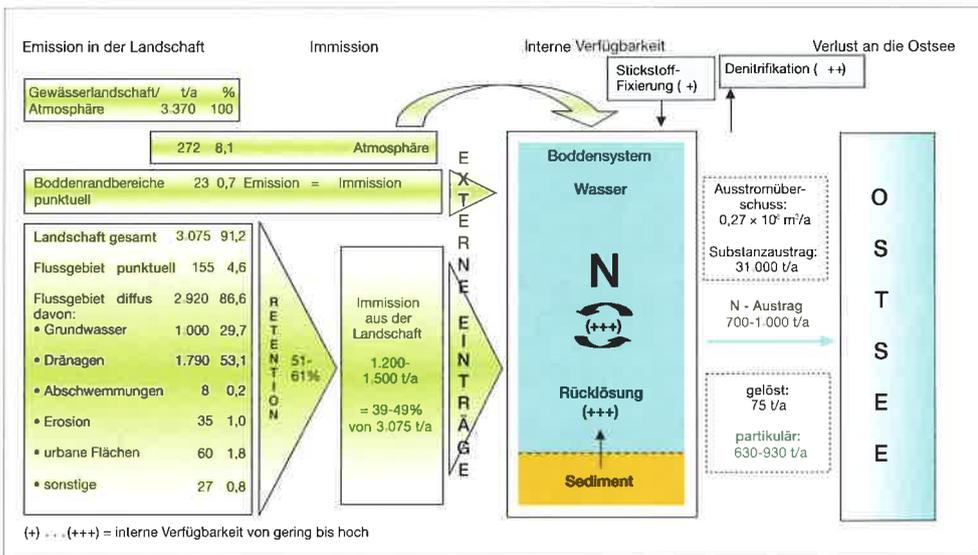


Abb. 9: Die N-Bilanz für die Wirkungskette Landschaft/Atmosphäre - Bodengewässer - Ostsee.

rand, und schließlich müssen die Wechselwirkungen mit der vorgelagerten Ostsee berücksichtigt werden. Die gewässerinternen Prozesse, erfasst als Nährstoffverfügbarkeit, können für Phosphor recht genau dargestellt werden. Dagegen können diese Prozesse für Stickstoff, wegen der nicht genau bilanzierbaren Anteile der Luftstickstoffbindung (N_2 -Fixation) und Denitrifikationsleistung, nur in ihrer Bedeutung erfasst werden. Für beide Prozesse ist ein optimales Wirksamwerden an spezielle Ökosystembedingungen geknüpft, z. B. findet die N_2 -Fixierung nur statt, wenn eine Verarmung an NH_4 -N und NO_3 -N erfolgt oder die Denitrifikation erfordert in der reaktiven Sedimentzone anaerobe Bedingungen und eine Nachlieferung von nitratreichem Wasser in diese Zone. Mit der Einschätzung der Situation der N_2 -Fixierung wird aber auch gesagt, dass sich P-reiche Gewässer, d. h. Gewässer höheren Trophiegrades, auch selbst mit erforderlichem Stickstoff versorgen können (vgl. Hübel in diesem Band) und es obliegt dann den P-Komponenten als steuerbare Faktoren aufzutreten.

Aus den gewässerinternen Situationen und Prozessen wird für Phosphor eine jährliche Mobilität und Verfügbarkeit von 360 - 480 t/a berechnet (vgl. Schlungbaum & Baudler, 2000 b). Das überschreitet den Wert aller externen Einträge (99 t P/a) um das 3,6 bis 4,8fa-

che. Die Sedimente sind also der trophiebestimmende Faktor.

Über die Wechselwirkungen des Bodensystems mit der Ostsee können aufgrund des durchschnittlichen Süßwasserüberschusses von rund $0,27 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ und der darin gelöst bzw. partikulär vorkommenden Nährstoffe die in Abb. 8 und 9 dargestellten Nährstoffentlastungen abgeleitet werden:

- Beim Phosphor erreicht der heute durch die hydrologischen Prozesse ausgetragene Wert die 1,0- bis 1,5fache Menge aller externen Einträge. Dafür ist nur der Ausstromüberschuss berücksichtigt worden.
- Beim Stickstoff werden dagegen nur zwischen 20 und 30 % der Einträge ausgetragen.

Insgesamt hat die Nährstoffbilanz heute wieder Größenordnungen erreicht, die das Wiederwirksamwerden der natürlichen Selbstreinigungsbedingungen anzeigen. Insgesamt bleiben die Bodengewässer immer noch auf einem sehr hohen Trophieniveau, das wesentlich vom naturgegebenen Zustand abweicht.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Die Schadstoffsituation in den Bodden - am Beispiel der Schwermetalle ausgewählter Küstengewässer

A. Duffek, G. Schlungbaum und A. Bachor

Zur Bedeutung der Schwermetalle in aquatischen Ökosystemen

Durch die allgemeine Intensivierung der biogeochemischen Stoffkreisläufe ist nicht nur der Eintrag an Pflanzennährstoffen in die Gewässer (vgl. vorhergehenden Beitrag) gestiegen, sondern auch der der Giftstoffe (Kontamination). Zu dieser Schadstoffkategorie zählen u. a. Schwermetalle, Pflanzenschutz- bzw. Schädlingsbekämpfungsmittel und Kohlenwasserstoffe. In diesem Beitrag wird die Gruppe der Schwermetalle einer näheren Betrachtung unterzogen.

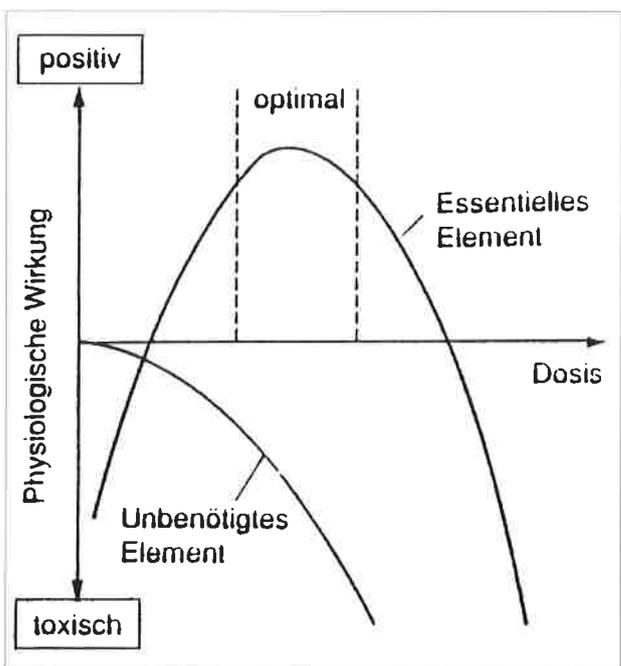
Unter den chemischen Elementen bilden die Metalle die größte Gruppe. Ab einer Dichte von 4,5 g/cm³ werden sie zu den Schwermetallen gezählt. Außer Eisen (Fe) und Mangan (Mn) gehören sie zu den Spurenelementen, d. h. sie kommen in der Erdkruste in sehr

Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se
Zr	Nb	Mo		Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te
Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	

lebensnotwendige (essentielle) Metalle durch stark angestiegenen Verbrauch umweltbelastende Metalle

Abb. 1: Schwermetalle in der Erdkruste – ein Ausschnitt aus dem Periodensystem.

Abb. 2: Dosis/Wirkung-Beziehung von essentiellen (z. B. Cu, Zn) und von nicht essentiellen Elementen (z. B. Hg, Cd, Pb).



geringen Konzentrationen vor (< 100 ppm = < 100 mg/kg oder 100 mg/l). In der Abbildung 1 werden in der Systematik des Periodensystems besonders wichtige Metalle hervorgehoben, wobei nach lebensnotwendigen (essentiellen) Metallen und solchen unterschieden wird, die durch starken Gebrauch als umweltbelastende und dazu toxisch wirkende einzustufen sind.

In der physiologischen Wirkung auf Organismen kann der Einfluss positiv oder negativ sein. Es gibt dabei graduelle Unterschiede zwischen essentiellen und nicht essentiellen (unbenötigten) Metallen (Abb. 2).

Bei ungenügender Verfügbarkeit eines essentiellen Metalls treten Mangelerscheinungen auf. Organismen sind in der Lage, den Schwermetallgehalt homöostatisch (Fähigkeit zur Konstanzhaltung innerer Konzentrationen) durch Sorption und Exkretion zu regulieren. Bei nicht essentiellen Metallen fehlt diese Regulierung und es kommt zu immer größeren Akkumulationen, die schließlich zur Vergiftung führen. Diese toxische Wirkung wird durch eine Vielzahl von Faktoren beeinflusst: physikochemische Eigenschaften, elektrochemischer Charakter, vielfältige Wechselwirkungen, vor allem mit Proteinen (Eiweißen). Die Wirkung von Spurenelementen auf Pflanzen und Tiere kann unterschiedlich sein, wie Tabelle 1 zeigt.

So wirkt Nickel auf Pflanzen toxisch und für Tiere ist es essentiell, dagegen ist Molybdän für Pflanzen essentiell und bei Tieren ist konzentrationsabhängig beides möglich.

In den Gewässern kommen die Metalle in verschiedenen Erscheinungsformen (Spezies) vor, die auf Wasserorganismen sehr differenziert wirken können, z. B.

Tabelle 1: Lebensnotwendige (essentielle) und toxische Wirkung ausgewählter Schwermetalle auf Pflanzen und Tiere.

Element	Pflanzen		Tiere	
	essentiell	toxisch	essentiell	toxisch
Eisen (Fe)	x	-	x	-
Mangan (Mn)	x	x	x	-
Kupfer (Cu)	x	x	x	x
Zink (Zn)	x	x	x	-
Cadmium (Cd)	-	x	-	x
Blei (Pb)	-	x	-	x
Quecksilber (Hg)	-	x	-	x
Molybdän (Mo)	x	-	x	x
Nickel (Ni)	-	x	x	-

- ionogen, austauschbar gebunden (sie zeigen die größte Wirkung);
- sorptiv gebunden (z. B. auf der Oberfläche von Eisenverbindungen);
- schwerlöslich (anorganisch, in der Regel inert oder nur durch chemische Reaktionen, z. B. Versauerung, freisetzbar);
- komplex an organische Liganden gebunden.

Metalle sind persistent, d. h. sie können nicht wie organische Schadstoffe abgebaut werden. So besteht ein Selbstregulierungseffekt für Metalle in Gewässern nur in der dauerhaften Festlegung in den Sedimenten. Selbst hier gibt es heute Prozesse zur Aktivierung, z. B. die Methylierung von Blei- und Quecksilberverbindungen. Entscheidend für die Wirkung in Gewässern ist die biologische Verfügbarkeit von Metallen. Das Schema in Abb. 3 zeigt verschiedene Prozesse und Erscheinungen dieser Verfügbarkeit.

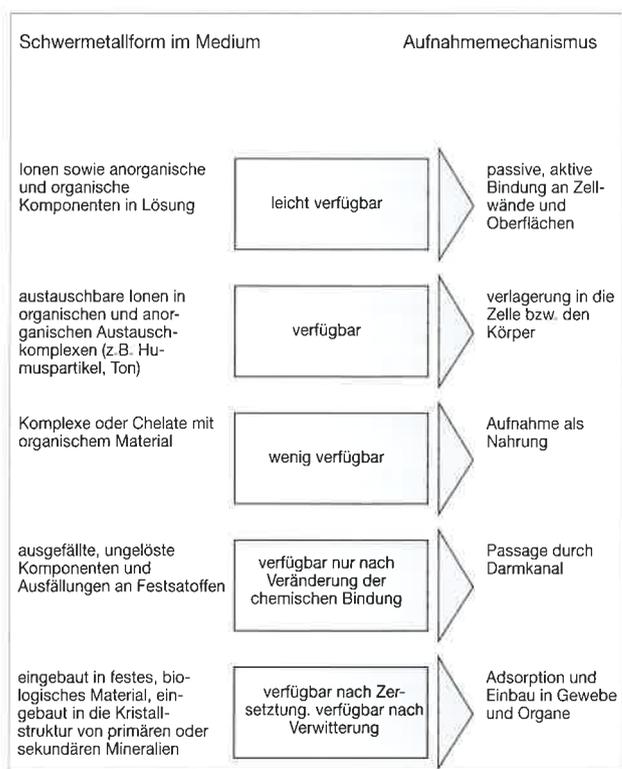


Abb. 3: Zur biologischen Verfügbarkeit von Metallen und Metallerscheinungsformen.

Tabelle 2: Die Akkumulationsfaktoren zeigen, dass die Anreicherung von Schwermetallen in Meeresorganismen das Vielfache gegenüber dem Meerwasser beträgt.

	Benthische Algen	Phytoplankton	Zooplankton	Mollusken (Muskeln)	Fische (Muskeln)
Cu	100	30.000	6.000	5.000	1.000
Zn	410	15.000	8.000	11.000	500
Pb	700	40.000	3.000	40	-
Cr	1.600	2.400	1.900	440	70
Co	800	1.500	700	600	10
Fe	4.800	45.000	25.000	9.600	1.600
Mn	2.300	4.000	1.500	12.000	80

Die Anreicherung von Schwermetallen in verschiedenen Wasserorganismen ist sehr unterschiedlich. In der Tabelle 2 werden dafür verschiedene Akkumulationsfaktoren am Beispiel für Meeresorganismen aufgeführt.

Für die Akkumulation in Sedimenten bzw. partikulären Materialien kann für Schwermetalle ein Verhältnis von 1.000 : 1 oder größer gegenüber dem Wasserkörper angesetzt werden (Irion, 1998). Für Sedimente gilt zusätzlich eine Abhängigkeit von der Korngrößenverteilung. So sind in sandigen Sedimenten die Schwermetallgehalte in der Regel um eine Zehnerpotenz niedriger als in feinkörnigen Schlickern. Wegen dieses „Korngrößeneffektes“ wird für die Absicherung der Vergleichbarkeit heute der Bezug einheitlicher kleiner Korngrößenklassen hergestellt. Allgemein ist das die Fraktion < 20 µm oder < 2 µm, seltener ist auch noch die Fraktion < 63 µm üblich. Meistens wird heute für Gewässerbewertungen die Konzentrationsangabe für die Sedimente genutzt.

Hintergrundwerte und Zielvorgaben für Schwermetalle in Gewässersedimenten

Schwermetalle gehören zu den Naturstoffen. Darum ist mit sehr unterschiedlichen Konzentrationen auch in allen Phasen der Biosphäre zu rechnen. Im Rahmen der von der LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) festgelegten stoffbezogenen Gewässergüteklassifikation (sieben Klassen) wird die Güteklasse I als geogener Hintergrund (Background) und die Güteklasse II als Zielvorgabe formuliert. Diese Zielvorgaben sind für die von der LAWA als wichtigste Schutzgüter benannten Teile der Biosphäre unterschiedlich festgelegt worden. Aus der Sicht der Gewässerökologie sind die Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (A) und „Schwebstoffe und Sedimente“ (B) von wesentlicher Bedeutung. Für die wichtigsten sieben Schwermetalle enthält die Tabelle 3 dazu Angaben.

In Ermangelung einer für Küstengewässer gültigen Klassifikation (sie wurde bisher nicht erarbeitet) wird in Mecklenburg-Vorpommern momentan die Klassifizierungsrichtlinie für Fließgewässer angewendet. Für weitergehende Interpretationen werden die Vorschläge für Hintergrundinformationen von Leipe et al. (1989) für den Greifswalder Bodden und der HELCOM (1990) für die Ostsee mitaufgeführt. Als geogene Bezugsgröße für Ostseeküstengewässer wird heute der von industriellen Abwässern weitgehend unberührte Greifswalder Bodden genutzt.

Die aktuelle Schwermetallsituation in den Sedimenten ausgewählter Küstengewässer

Für die Darß-Zingster Bodden können für den Zeitraum 1994 bis 1999 die in Tabelle 4 angegebenen mittleren Schwermetallkonzentrationen im Vergleich zur Unterwarnow, dem Greifswalder Bodden und dem deutschen Teil des Stettiner Haffs (Kleines Haff) für die Fragestellung der Gewässerbelastung genutzt

Element	Geogener Hintergrund			Zielvorgaben (Schutzgut) ¹	
	Klasse I der Güteklassifikation	Greifswalder Bodden (Leipe, 1989)	Ostsee (HELCOM, 1990)	Aquatische Lebensgemeinschaften (Klasse II d. Güteklassifikation)	Schwebstoffe/Sedimente
Blei Pb	≤ 25,0	≤ 7	≤ 10	≤ 100,0	≤ 100,0
Chrom Cr	≤ 80,0	-	-	≤ 320,0	≤ 100,0
Kupfer Cu	≤ 20,0	≤ 12	≤ 20	≤ 80,0	≤ 60,0
Zink Zn	≤ 100,0	≤ 32	≤ 125	≤ 400,0	≤ 200,0
Cadmium Cd	≤ 0,3	-	-	≤ 1,2	≤ 1,5
Quecksilber Hg	≤ 0,2	-	-	≤ 0,8	≤ 1,0
Nickel Ni	≤ 30,0	≤ 13	≤ 15	≤ 120,0	≤ 200,0

Tabelle 3: Geogene Hintergrundwerte und Zielvorgaben für ausgewählte Schwermetalle für die Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“ bzw. „Schwebstoffe und Sedimente“. Angaben in mg/kg. *) nach LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser).

werden. Wegen der Korngrößenabhängigkeit werden außerdem der Feinkornanteil und der TOC-Wert (totaler organischer Wasserstoff) mitaufgeführt. Zur Bewertung der einzelnen Messdaten wird entsprechend Tabelle 3 der Anteil an den Zielvorgaben für die Schutzgüter „Aquatische Lebensgemeinschaften“ (A) und „Schwebstoffe und Sedimente“ (B) als % der Zielvorgaben (ZV) genannt.

Die Schwermetallbelastung der Oberflächensedimente der Darß-Zingster Bodden ist als gering einzuschätzen. Die Chrom- und Nickelgehalte liegen unterhalb, die Kupfer- und Quecksilbergehalte im Bereich der von der LAWA angegebenen Hintergrundwerte. Die Zink- und Blei-gehalte liegen etwas darüber. Größere Anreicherungstendenzen zeigen sich beim Cadmium. Hier wird die Hintergrundkonzentration um

etwa das Dreifache überschritten, die LAWA-Zielvorgaben A und B in Höhe von 1,2 bzw. 1,5 mg/kg aber noch nicht erreicht. Die geringe Belastung der Darß-Zingster Bodden liegt in etwa auf der Höhe der für den Greifswalder Bodden. Lediglich die Cadmiumwerte liegen dort etwas höher und überschreiten momentan die Zielvorgaben. In den anderen beiden Vergleichsgewässern liegen höhere Schwermetallgehalte vor. In der Unterwarnow werden die Zielvorgaben für das Schutzgut Sedimente durch Kupfer und Zink deutlich überschritten. Im Kleinen Haff ist das der Fall für beide Zielvorgaben für Cadmium und Zink.

Duffek (2000) nutzte für Untersuchungen zur Differenzierung des geogenen und des anthropogenen Metallanteils in den Sedimenten die Formation auf die Lithium- und Aluminiumkonzentrationen. Lithium und Aluminium zählen zu den „konservativen“ Elementen, die hauptsächlich durch den geogenen Einfluss des Tonmineralanteils in den Sedimenten bestimmt werden. Sie können anzeigen, ob in den oberen Sedimentschichten z. B. eine Verdünnung durch stark erhöhte organische Gehalte vorliegt. Es ist zu erwarten, dass der geogene Anteil anderer Metalle mit der Lithium- oder Aluminiumkonzentration parallelisiert ist. Das bedeutet dann, dass starke Abweichungen vom sogenannten auf Lithium oder Aluminium formatierten Verhältnis erhöhte anthropogene Anteile von bestimmten Metallen vorliegen. Eine Auswahl dieser Untersuchungsergebnisse gibt die Tabelle 5 wieder.

Die Ergebnisse der Untersuchungen in Tabelle 5 können nur annähernd mit denen in Tabelle 4 übereinstimmen, weil die gewählten Korngrößen für das analysierende Material voneinander abweichen. Dennoch stimmen die Relationen zwischen geringer und mehr belasteten Küstengewässern überein. Durch die Differenzierung der Untersuchungen bei Duffek (2000) - hier nur auswahlweise für die Metalle Zink, Kupfer und Blei dargestellt - auf die einzelnen Regionen der Darß-Zingster Bodden und die weitere Berücksichtigung der Rügener Bodden können die Aussagen über

	Darß-Zingster Bodden			Unterwarnow			Greifswalder Bodden			Kleines Haff		
	n = 20			n = 16			n = 16			n = 20		
	% oder mg/kg	% ZV A	% ZV B	% oder mg/kg	% ZV A	% ZV B	% oder mg/kg	% ZV A	% ZV B	% oder mg/kg	% ZV A	% ZV B
Allgemeine Kriterien												
% KG < 20 µm	44,00			56,00			27,00			54		
% TOC	6,50			7,90			3,20			8,1		
Metalle												
Pb	34,00	34,0	34	55,00	55	55	61,00	61	61	94	94	94
Cd	1,00	83,0	67	1,10	92	73	1,60	133	107	4,2	350	280
Cr	23,00	7,2	23	32,00	10	32	39,00	12	39	56	18	56
Cu	21,00	26,0	35	72,00	90	120	34,00	43	57	57	71	95
Ni	18,00	15,0	9	20,00	17	10	33,00	28	17	37	31	19
Hg	0,21	26,0	21	0,61	73	61	0,30	38	30	0,70	88	70
Zn	119,00	30,0	60	366,00	92	183	221,00	55	111	664	167	332

Tabelle 4: Mittlere Schwermetallgehalte in den Sedimenten ausgewählter Küstengewässer für 1994 – 1999 mit Bewertung der Zielvorgaben in % (Gewässergüteberichte Mecklenburg-Vorpommern, ergänzt durch Bachor, 2000).

	Metallgehalte mg/kg (Al in %)					Metall/Lithium- Verhältnisse			Metall/Aluminium- Verhältnisse		
	Al	Li	Zn	Cu	Pb	Zn/Li	Cu/Li	Pb/Li	Zn/Al	Cu/Al	Pb/Al
gering belastete Küstengewässer:											
Darß-Zingster Bodden											
- Saaler Bodden n = 7	2,7	10,0	50,3	10,0	19,3	4,8	0,9	1,8	19,1	3,8	7,2
- Bodstedter B. n = 3	3,2	11,0	45,3	9,7	21,0	4,0	0,9	1,8	14,5	3,1	6,7
- Kirr-Bucht n = 2 (Zingster Strom)	1,4	4,0	21,0	14,0	7,5	5,2	3,5	1,9	15,0	10,0	5,4
- Barther Bodden n = 4	2,9	12,0	56,8	10,8	21,3	4,8	0,9	1,8	20,1	3,8	7,5
- Grabow n = 3	3,1	10,0	48,7	8,7	20,3	5,0	0,9	2,1	15,7	2,8	6,5
- Barther Hafen n = 1	2,8	17,0	162	32	45	9,5	1,9	2,6	57,8	11,5	16,1
Mittel DZBK n = 19 (ohne Barther Hafen)	2,7	9,4	35,2	10,6	17,9	4,8	1,4	1,9	16,7	4,7	6,7
Rügener Bodden											
- Westrügener B. n = 5	3,3	9,0	36,7	6,5	10,6	4,0	0,7	0,9	11,1	2,0	3,2
- Nordrügener B. n = 5	3,2	10,0	43,4	8,5	14,9	4,4	0,9	1,2	13,7	2,7	4,9
- Gr. Jasmunder B. n = 4	2,7	25,0	55,0	14,3	21,6	3,2	0,6	0,9	20,2	5,3	7,9
- Kl. Jasmunder B. n = 3	2,7	10,0	61,4	10,6	16,6	6,0	1,0	1,7	23,4	4,0	6,4
Mittel Rügener B. n = 17	3,0	13,5	49,1	10,0	15,9	4,2	0,8	1,2	17,1	3,5	5,6
Greifswalder Bodden n = 5											
	3,6	15,0	76,9	14,2	26,0	5,3	1,0	1,1	21,0	3,9	7,2
Mittel gering belasteter Bodden n = 41 (ohne Barther Hafen)											
	3,1	12,6	53,7	11,6	19,9	4,8	1,1	1,4	18,3	4,0	6,5
höher belastete Küstengewässer:											
- Peenestrom n = 4	2,3	16,0	308	35,3	50,5	19,6	2,3	3,1	130	15,0	21,0
- Kleines Haff n = 6	2,6	22,0	617	49,2	92,0	28,2	2,3	4,2	240	19,2	35,8
Mittel höher belasteter Küstengewässer n = 10	2,5	19,0	463	42,3	71,3	23,9	2,3	3,7	185	17,1	28,4

Tabelle 5: Mittelwerte ausgewählter Schwermetalle in der Fraktion < 63 µm der Oberflächensedimente für gering und stark belastete Küstengewässerregionen sowie ihre Normierung auf die Lithium- bzw. Aluminiumverhältnisse (Duffek, 1996).

die geringer belasteten Boddenregionen gesichert werden. Der Barther Hafen nimmt eine Zwischenstellung zwischen den geringer und den höher belasteten Boddenregionen ein.

Die Möglichkeit der Differenzierung nach dem geogenen Hintergrund der Schwermetallbelastungen und den anthropogenen Anteilen wird durch den Bezug auf die Lithium- bzw. Aluminiumkonzentration deutlich. So weisen z. B. die Zink/Lithium-Verhältnisse in den höher belasteten Gebieten einen fünffach größeren Wert auf, bei den Zink/Aluminium-Verhältnissen sind das sogar zehnmals mehr. Gleiches, wenn auch im geringeren Maße, gilt für die Kupfer- und Bleiverhältnisse. Ein absoluter Vergleich der Ergebnisse von Duffek (2000) mit denen in Tabelle 4 mit Bezug auf die Zielvorgaben ist nicht möglich.

Das wesentliche Ergebnis der Schwermetalluntersuchungen kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Darß-Zingster Bodden (auch in den einzelnen Regionen) gehören wie die Rügener Bodden und der Greifswalder Bodden zu den kaum mit Schwermetallen belasteten Küstengewässern. Viele Ergeb-

nisse liegen im Bereich des geogenen Hintergrunds, die Zielvorgabe der LAWA wird nur beim Zink im Greifswalder Bodden erreicht.

- Die flache Kirr-Bucht als Nebengewässer des Zingster Stromes weist die niedrigsten Schwermetallkonzentrationen auf.
- Als höher belastete Gebiete müssen die Unterwarnow und das Kleine Haff eingestuft werden.
- Das bedeutet, dass die bei Gewässersanierungen anfallenden Schlämme aus der Darß-Zingster Boddenkette, im Hinblick auf Schwermetalle als Schadstoffe, keiner Nachnutzungsbeschränkung unterliegen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Phytoplankton, Produktivität und Nahrungsnetze

U. Schiewer

Einführung

Das Phytoplankton ist gegenwärtig der wichtigste Primärproduzent in der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK). Das war nicht immer so. Das Verständnis dafür ergibt sich nur aus einer Betrachtung der Besonderheiten der DZBK und der in den letzten Jahrzehnten beschleunigt abgelaufenen Eutrophierung dieses Ökosystems.

Gegliedertes, polymikritisches, brackisches Flachgewässer mit:

- horizontalem Salz- und Nährstoffgradienten (Stickstoff),
- hoher natürlicher Produktivität und
- hohem Detritusgehalt.

Gezeitenloses Ästuar mit unregelmäßigen Austauschprozessen zur Ostsee, wobei der Ausstrom überwiegt („Ausräumeffekt“).

Große Ökosystemfluktuationen, die vorwiegend durch diese physikalischen Faktoren kontrolliert werden:

- Salinität,
- Temperatur,
- Wind,
- Wasseraustausch und
- Eisbedeckung.

Dominanz von solchen Arten, die eine hohe Variabilität der Umweltfaktoren tolerieren.

Eutrophierung, die zum Verlust der Makrophytendominanz und zur Lichtlimitation des Phytoplanktons geführt hat.

Tabelle 1: Wesentliche Charakteristika der Darß-Zingster Boddenkette (DZBK).

Die Besonderheiten der DZBK sind in der Tabelle 1 zusammengefasst. Sie resultieren vor allem aus:

- der gegliederten Struktur dieses Flachgewässers,
- dem relativ großen Einzugsgebiet mit einem Verhältnis des Gewässer-Einzugsgebiets / Oberfläche von 1 : 8 und
- der nur geringen Austauschmöglichkeit mit der Ostsee über Pramort und Barhöft.

Alles zusammen führt zu einer hohen Empfindlichkeit dieses Ökosystems gegenüber Nährstoffbelastungen (vorrangig Stickstoff und Phosphor), vor allem im westlichen Bereich der Boddenkette. Sie äußert sich in einem verstärkten Phytoplanktonwachstum (Eutrophierung). Ansätze zu dieser Eutrophierung lassen sich deshalb bereits in den ersten Untersuchungen aus dem Beginn des letzten Jahrhunderts im Saaler Bodden finden (Gessner, 1957). Sie haben sich seit den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts dramatisch verstärkt (Hübel, 1973; Börner, 1984; Wasmund & Schiewer, 1992; Schumann, 1993).

Phytoplankton – Abundanzen und Jahresperiodizität

Eine erste Zusammenstellung von Untersuchungen des Bodden- und Haff-Phytoplanktons hat Gessner (1957) vorgelegt. Die weiteren Untersuchungen waren mit dem Aufbau des Schwerpunktes Ökologie und Meeresbiologie an der Universität Rostock in den 60er Jahren eng verbunden (Tab. 2), als die DZBK das zentrale Untersuchungsgebiet wurde. Die Gesamtzahl der heute nachgewiesenen Arten im Plank-

ton der DZBK beläuft sich auf mehr als 250. Ihre häufigsten und ökologisch wichtigen Vertreter wurden von Pankow und Martens (1980) in einem Bildatlas für den Praktiker zusammengefasst. Die dominierenden Gruppen sind Grünalgen und Cyanobakterien, während Diatomeen und Flagellaten nur noch eine untergeordnete Rolle spielen. In den Frühjahrs- und Herbstmonaten haben die Grünalgen, im Sommer die Cyanobakterien, das Übergewicht.

1900 - 66	Sporadische Untersuchungen: Lemmermann, 1901; Gessner, 1937; Schnese, 1962 - 65; Hübel, 1964 - 67.
1969 - 75	Aufbau einer Forschungsgruppe an der Universität Rostock und Analyse des Ist-Zustandes: 1969 - 70: Doll (unveröffentl.); 1971: Riesenweber (1972); 1972: Kell & Riesenweber (1975).
1976 - 80	Ökosystemanalyse auf der Basis eines mathematischen Modells: 1973 - 80: Nasev (1976 und unveröffentl.).
1981 - 85	Experimentelle Analyse der Ökosystemstruktur u. -funktion. 1981 - 82: Loboda (1982); 1981 - 83 (nur Zingst): Börner (1984).
1986 - 90	Experimentelle Analyse der zugrunde liegenden Mechanismen: 1984 - 90: Wasmund (unveröffentl.).
1991 - 95	Wechselwirkungen und Entwicklungssteuerung, Lichtanpassung, Chaosdynamik: 1991 - 93: Schumann (1993).
Ab 1996	Regulationsmechanismen, Aggregate und Remesotrophierung: 1996 - 2000: Schumann (unveröffentl.).

Tabelle 2: Forschungsperioden und Phytoplanktonanalysen in der Darß-Zingster Boddenkette.

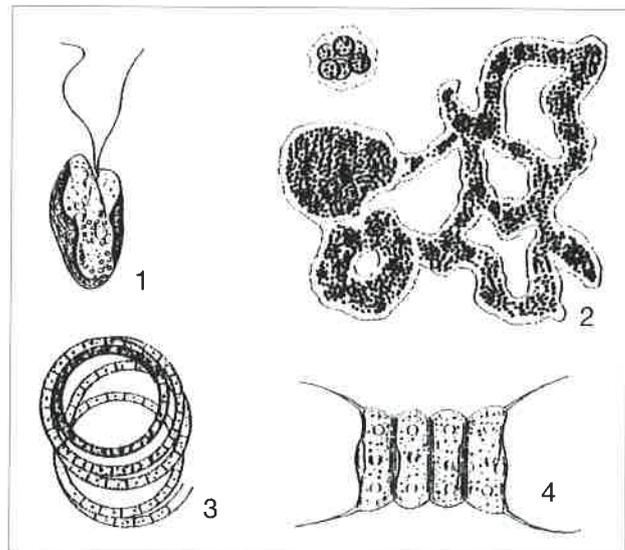


Abb. 1: Ausgewählte Phytoplanktonarten der DZBK.

1: Schlundflagellat *Cryptomonas erosa* (15 - 32 µm lang), 2: Cyanobakterium *Microcystis aeruginosa* (Netzkolonie, Einzelzelle 3 - 7 µm lang), 3: Geringelte Scheibenblaualge *Lyngbya contorta* (Cyanobakterium, Einzelzelle 3 - 6 µm lang und 1-2 µm breit), 4: Coenobie der Geschwänzten Gürtelalge *Scenedesmus quadricauda* (Grünalge; Kolonien 4-, 8- oder 12-zellig; Zellen und Stacheln je 11 - 15 µm lang).

Die Abb. 1 zeigt vier typische Vertreter dieser Gruppen. Die produktionsbiologisch wichtigen Grünalgen gehören den Gattungen *Scenedesmus*, *Monoraphidium*, *Crucigenia*, *Oocystis* und *Tetrastrum* an.

Bei den Cyanobakterien („Blualgen“) handelt es sich um Bakterien (z. B. *Microcystis aeruginosa*, vgl. Abb. 1), die in der Lage sind, so Photosynthese zu betreiben, wie es Algen und höhere Pflanzen tun. Hinzu kommen Cyanobakterien mit Heterocysten, z. B. die fädigen *Anabaena*- und *Aphazinomenon*-Arten, die die Möglichkeit zur Fixierung von Luftstickstoff besitzen. Das befähigt sie, auch dann im Gewässer zu wachsen, wenn kein gelöster Stickstoff vorhanden ist. Ursprünglich bedeutsamer als die Grünalgen und die Cyanobakterien waren in der DZBK die Diatomeen (Bacillariophyceen). Ganzjährig ist noch *Stephanodis-*

(Limitation) ihres Wachstums durch physikalische (z. B. Licht, Temperatur), chemische (z. B. Stickstoff, Phosphor, Silicium) oder biologische Faktoren (z. B. Zooplanktonfraß, Pilzbefall) bestimmt. Für die jeweilige Art ist dabei zu jedem Zeitpunkt immer nur ein Faktor limitierend. Er kann aber im Verlauf des Jahres wechseln.

Für die DZBK war bis in die 80er Jahre hinein der in Abb. 3 angegebene Wechsel von Diatomeen, Grünalgen, Cyanobakterien und Flagellaten charakteristisch (Börner, 1984). Heute spielen die Diatomeen in der DZBK nur noch eine sehr untergeordnete Rolle. Dafür sind die Grünalgen in den Frühjahrs- und Herbstmonaten und die Cyanobakterien in den Sommermonaten ausgeprägter und insgesamt durchgehend prä-

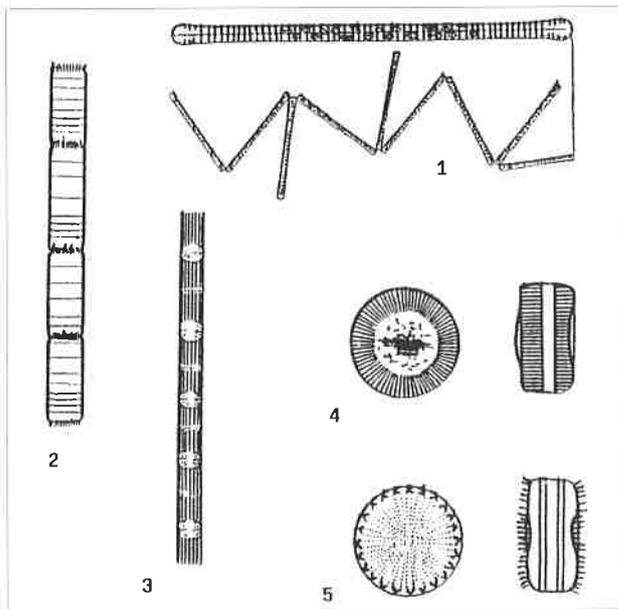


Abb. 2: Ausgewählte Diatomeen-Arten (Bacillariophyceen). Pennales: *Diatoma elongatum* (1), *Detonula confervacea* (2), *Skeletonema costatum* (3), Centrales: *Cyclotella caspia* (4), *Stephanodiscus hantzschii* (5).

cus hantzschii vorhanden (vgl. Abb. 2). Die Schalen der Diatomeen bestehen aus Silicium und sind sehr beständig. Sie werden u. a. zur Herstellung von Dynamit genutzt.

In den Wintermonaten können gehäuft Flagellaten auftreten wie z. B. *Cryptomonas erosa* (vgl. Abb. 1) oder *Rhodomonas*-Arten. Aufgrund ihrer Eigenbeweglichkeit sind sie in der Lage, unter Eisbedeckung sich direkt unter der Eisoberfläche anzureichern. Damit können sie auch im Winter eine positive Photosynthese betreiben.

Das Vorkommen der einzelnen Arten und damit auch der Algengruppen unterliegt einer charakteristischen Jahresperiodizität. Bei dieser Periodizität handelt es sich um das mehr oder minder regelmäßige Auftreten der einzelnen Arten zu bestimmten Jahreszeiten. Die Abfolge der einzelnen Arten wird über die Begrenzung

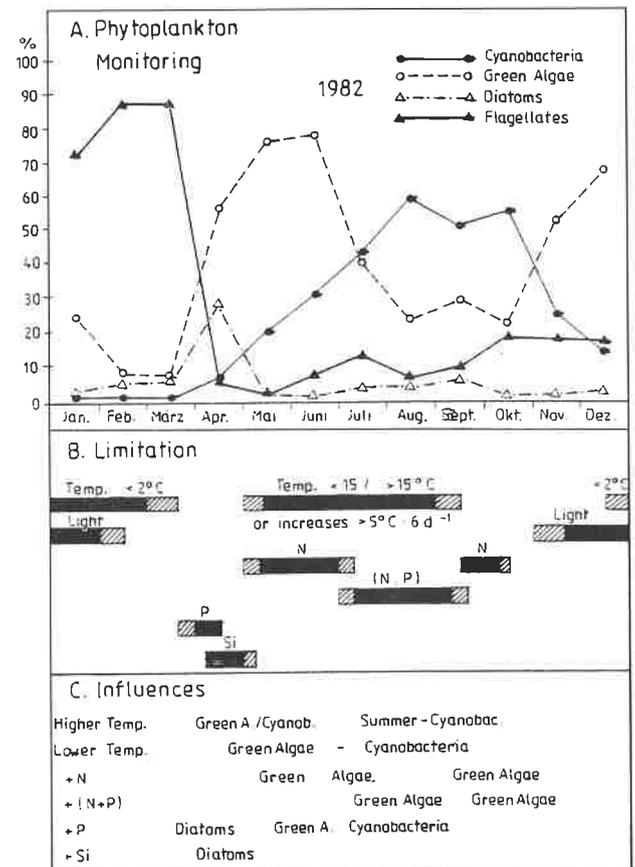


Abb. 3: Jahresperiodizität und Limitation des Phytoplanktons in der DZBK 1982.

A: Relative Häufigkeit der Phytoplanktongruppen in Prozent des Gesamtbiomasse-Gehalts während eines Jahreszyklus (nach Börner, 1984).

B: Generalisiertes Schema der Phytoplankton-Limitation während des Jahresablaufs. Temperaturen > 15 °C fördern die Entwicklung der Sommer-Cyanobakterien; Temperaturanstiege von > 5 °C innerhalb von 6 Tagen im Wasser induzieren einen Zusammenbruch der vorhandenen Phytoplankton-Gemeinschaft. N = Stickstoff-, P = Phosphor-, (N+P) = alternierende Stickstoff- und Phosphorlimitation. Si = Silicium-Limitation (nur bei Diatomeen). Die Balkenlänge gibt den Zeitraum der jeweiligen Limitation an. Er kann witterungsbedingt bis zu einem Monat verschoben sein.

Phytoplankton - Biomasse und Produktivität

Pflanzen als Primärproduzenten sind die entscheidenden Träger des heterotrophen Lebens in den Gewässern. Sie umfassen Mikro- und Makroalgen, höhere Pflanzen, aber auch die photosynthetisch aktiven Cyanobakterien. Einen erheblichen Einfluss in der DZBK haben ferner die Höheren Pflanzen des umgebenden Festlandes. Da ihre in die Gewässer eingetragenen Bestandteile aufgrund ihres ungünstigen Kohlen-/Stickstoffverhältnisses in der Regel schwer abbaubar sind, reichert sich dieses organische Material in den Bodden an.

Während normalerweise in Flachgewässern wie der DZBK die Makrophyten die Hauptträger der Primärproduktion sind, spielt unter den gegenwärtigen hoch eutrophen Bedingungen das Phytoplankton die

	Nettoproduktion im gesamten Barther Bodden	
	tC	%
Phytoplankton	4.570	95,0
Episammisches Mikrophytobenthos	160	3,3
Makrophytobenthos und epiphytisches Mikrophytobenthos	82	1,7
gesamt	4.812	100,0

Tabelle 3: Vergleich der Leistungen der verschiedenen Gruppen der Primärproduzenten in der DZBK (nach Panow & Wasmund, 1994).

Hauptrolle. Eine Gegenüberstellung der Leistungen der verschiedenen Primärproduzenten in der DZBK (Tab. 3) verdeutlicht die überragende Rolle des Phytoplanktons in diesem Ökosystem.

Die Abb. 4 gibt eine Gesamtübersicht zur Produktivität des Phytoplanktons in der DZBK. Die gemessenen Primärproduktionsraten sind ungewöhnlich hoch. Dazu trägt neben der guten Lichtausnutzung durch die Algen die hohe Nährstoffversorgung bei, die durch den ständigen Kontakt zwischen Wassersäule und Sediment zusätzlich verbessert wird. Auffällig ist der deutliche Gradient von Ost nach West. Er fand in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts seine Widerspiegelung in einem gleichsinnigen Stickstoffgradienten. Die maximalen Produktionsraten mit $>600 \text{ g C} \times \text{m}^{-2} \times \text{a}^{-1}$ werden im Saaler Bodden erreicht. Weiter nach Osten sinken die Produktionsraten nach und nach auf die Ostseeverhältnisse von etwa $100 - 135 \text{ g C} \times \text{m}^{-2} \times \text{a}^{-1}$ ab. Die geringere Produktion in den östlichen Boddenabschnitten wird vor allen Dingen durch den häufigeren Austausch mit dem weniger produktiven Ostseewasser bedingt. Dieser Austausch veranlasst neben der „Auswaschung“ des Phytoplanktons auch eine Verringerung des Nährstoffangebots, vor allem von Stickstoff.

Vergleichbare Produktionsraten wie in der DZBK finden wir im terrestrischen Bereich z. B. beim Grünland mit ca. $450 \text{ g C} \times \text{m}^{-2} \times \text{a}^{-1}$. In der gleichen Größenordnung wie die Produktion des Saaler Boddens liegt die Produktion eines gut gedüngten Ackerfeldes. Jedoch ist die in den Bodden produzierte Biomasse weit nahrhafter, da das Phytoplankton ein wesentlich bes-

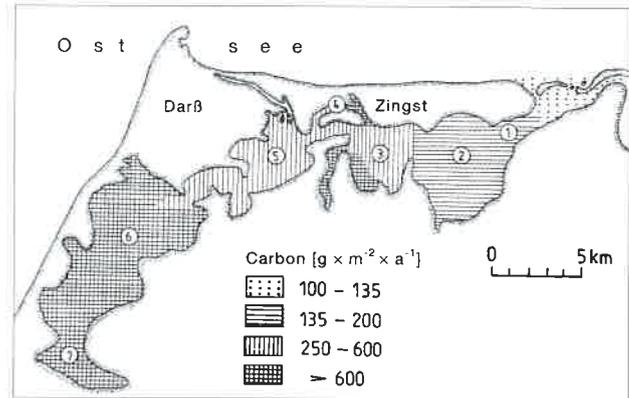


Abb. 4: Jahresproduktivität in den einzelnen Bereichen der DZBK. 1 = Pramort, 2 = Grabow, 3 = Barther Bodden, 4 = Zingster Strom, 5 = Bodstedter Bodden, 6 = Saaler Bodden, 7 = Ribnitzer See.

seres Verhältnis von Protein / Kohlenhydrat aufweist. In der terrestrischen pflanzlichen Biomasse schränken außerdem hohe Anteile an Sklerenchymen (Befestigungselemente) und Zellulose die Verdaulichkeit ein. Typisch ist, dass die Gesamtzahl der produktionsbiologisch bedeutsamen Arten mit zunehmender Eutrophierung abnimmt und die kleinen Arten immer mehr in den Mittelpunkt treten. Wir haben es mit dem Phänomen einer Sukzession des Phytoplanktons zu tun. Die Ursachen liegen im zunehmenden Nährstoffeintrag. Die Veränderungen selbst kommen durch die Aktivitäten der Organismen zustande.

Eutrophierung und Sukzession

Bodden und Haffe sind die letzten Puffer und Filter für die offene Ostsee. Die entsprechenden Kapazitäten resultieren primär aus der Sedimentation infolge veringertener Strömungsgeschwindigkeiten und eines verlangsamten Abflusses zur Ostsee. Chemisch-physikalische Prozesse und biologische Umsätze können diese Effekte erheblich modifizieren. Aufgrund des Flachwassercharakters der Bodden und Haffe ist ihre Filter- und Pufferkapazität jedoch nur begrenzt.

Gute Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee wirken entlastend für die Bodden aber belastend für die Ostsee. Das relativ große Einzugsgebiet, die gegliederte Struktur und die begrenzten Austauschmöglichkeiten mit der Ostsee machen die DZBK gegenüber Nährstoffeinträgen und die damit verbundene Eutrophierung besonders empfindlich. Mehr als 30 Jahre kontinuierlicher Untersuchungen haben einen ausgezeichneten Einblick in den Verlauf und die Hintergründe der Eutrophierung in der östlichen DZBK gegeben (Schiever, 1998 a, b). Die Abb. 5 gibt einen Überblick über die generellen Prozesse.

Besonders auffällig war am Beginn der 80er Jahre des letzten Jahrhunderts der abrupt auftretende Verlust der submersen Makrophyten im Barther Bodden (Abb. 6). Ähnliche Prozesse haben Ende der 60er bis Anfang der 70er Jahre im westlichen Teil der DZBK stattgefunden. Unmittelbar auslösend war 1981 das Zusammentreffen von starken Niederschlägen im

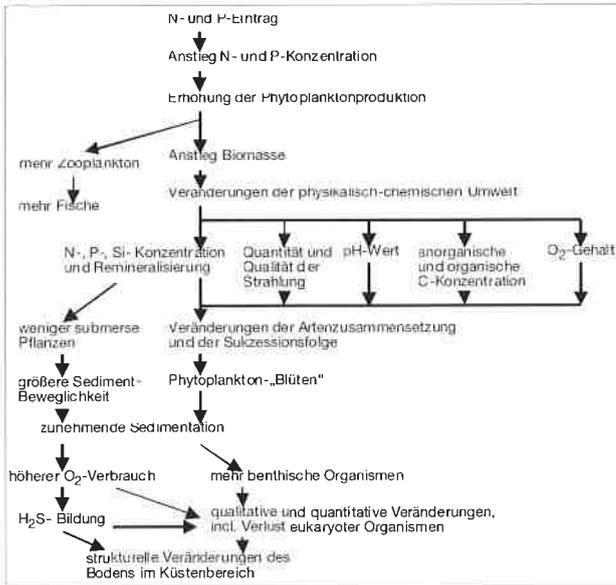


Abb. 5: Übersicht zum Eutrophierungsprozess in den Küstengewässern der Ostsee unter Berücksichtigung der Wechselwirkungen mit dem Sediment.

Frühjahr und die durch den Abfluss bedingte Erhöhung des Nährstoffeintrages, der Trübung und das Absinken des Salzgehaltes. Die bereits durch die Eutrophierung vorgeschädigten submersen Makrophytenbestände brachen fast gleichzeitig zusammen. Eine Erholung hat bis heute nicht stattgefunden. Ursache dafür ist die erhöhte Sedimentbeweglichkeit nach dem Verschwinden der Makrophyten. Damit wird die Trübung größer und das verfügbare Licht reduziert. Das Phytoplankton musste sich dem jetzt einsetzenden Lichtmangel anpassen.

Mit der Umstellung vom Nährstoff- auf den Lichtmangel waren Veränderungen in der Zusammensetzung der Phytoplanktongemeinschaften verbunden. Es kam zur verstärkten Entwicklung des Nanophytoplanktons (2 - 20 µm Durchmesser) und Picophytoplanktons (0,2 - 2 µm). Die letztere Gruppe wird vorwiegend durch die Cyanobakterien repräsentiert. Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre war die Umstrukturierung des Phytoplanktons in der DZBK abgeschlossen. Bemerkenswert sind der Dominanzwechsel im Jahresgang zwischen Cyanobakterien (Sommer) und Grünalgen (Herbst bis Frühling) und der relativ hohe Anteil des Picophytoplanktons (Schumann, 1993). Die Anteile der Diatomeen erreichen nur noch maximal 10 % an der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons.

Die Dominanz des Nano- und Picophytoplanktons ist nicht ohne Folgen für ihre Nutzer und damit für die Nahrungsnetze. Das soll im nachfolgenden Abschnitt ausführlicher besprochen werden.

Nahrungsnetze

Das Phytoplankton als wesentlicher Primärproduzent kann grundsätzlich über zwei Nahrungsnetztypen genutzt werden: über das Weidenahrungs- und das Detritusnahrungsnetz. Endglieder dieser Nahrungsnetze sind unterschiedliche Fischarten. Im Weidenahrungsnetz wird das Phytoplankton vom herbivoren Zooplankton gefressen, das seinerseits durch das carnivore Zooplankton genutzt wird. Wichtige Algenfresser im Bereich des Zooplanktons sind die Copepoden (Hüpfertlinge) und die kleineren Rotatorien (Rädertierchen). Ein Teil der aufgenommenen Nahrung wird wieder von den Organismen ausgeschieden und kann zusammen mit abgestorbenen Organismen als Detritus (abgestorbenes Material) von den Organismen des Detritusnahrungsnetzes weiter verwertet werden.

Durch die Umstrukturierungen in der DZBK infolge der starken Eutrophierung besitzt das Weidenahrungsnetz heute nur noch eine geringe Bedeutung (Schiewer & Jost, 1991; Schiewer, 1992 und 1998). Der Weg vom Phytoplankton zu den Fischen über das herbivore und carnivore Zooplankton macht nur noch 5 - 10 % des gesamten Stoffumsatzes in der DZBK aus. Die Masse der Stoffumsätze läuft aufgrund der geringen Algengröße und durch die Freisetzung größerer Mengen organischer Substanzen über das mikrobielle Nahrungsgefüge (Abb. 7). Es umfasst heterotrophe Bakterien, heterotrophe Flagellaten und Ciliaten (Wimpertierchen). Die Ciliaten verfügen ihrerseits über interne Stoffkreisläufe. Es gibt unter ihnen

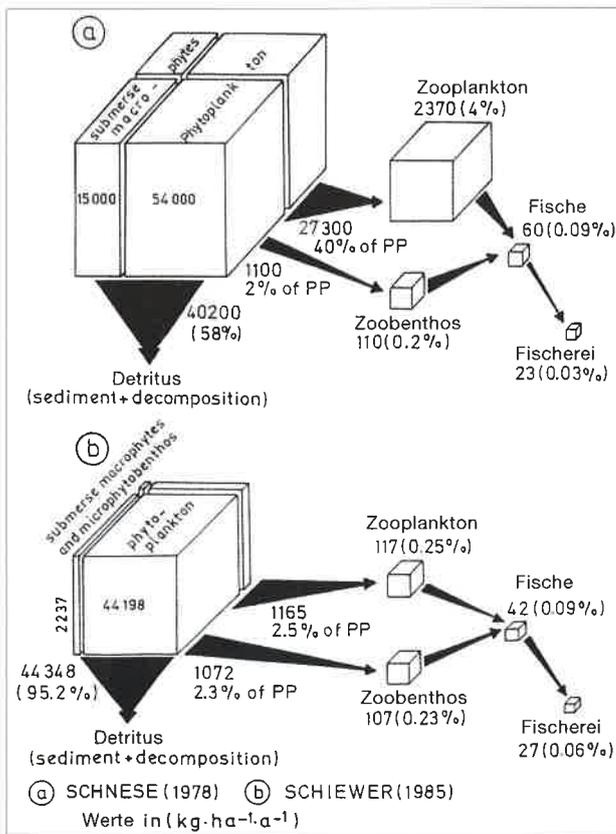


Abb. 6: Veränderungen in der submersen Makrophytenbesiedlung 1981 im Barther Bodden.

Die Veränderungen in den Nahrungsnetzen basieren auf Bestimmungen der Biomassen.

a: Berechnungen für den Zeitbereich vor 1981 (Schnese, 1978); b: Berechnungen für den Zeitraum 1981/83 (Schiewer, 1985). Die stärksten Veränderungen fanden 1981 statt! PP = Primärproduktion.

Räuber und pflanzenfressende Ciliaten mit einer großen Vielfalt an Möglichkeiten. Die abnehmende Bedeutung der größeren Herbivoren im Pelagial ist durch die Verringerung der Copepodenzahlen und eine Größenverringerung der Rotatorien bedingt. Auslöser dafür ist offensichtlich die Sukzession des Phytoplanktons mit seiner Umstellung auf die kleineren Vertreter und einer veränderten Artenzusammensetzung. Über das mikrobielle Nahrungsnetz werden in der DZBK gegenwärtig 90 – 95 % des Kohlenstoffs umgesetzt. Damit gelangt entsprechend weniger Material zu den Fischen, da zwischen ihnen und dem Phytoplankton zusätzliche Nutzerebenen liegen, die Energie verbrauchen.

Die für das Pelagial beschriebene Situation trifft hinsichtlich der Beteiligung von Mikroorganismen am Stoffumsatz auch für das Sediment zu. Allerdings dominieren im Sediment die anaeroben Prozesse, wobei SO_4^{2-} der Hauptakzeptor für die Elektronen ist („Sul-

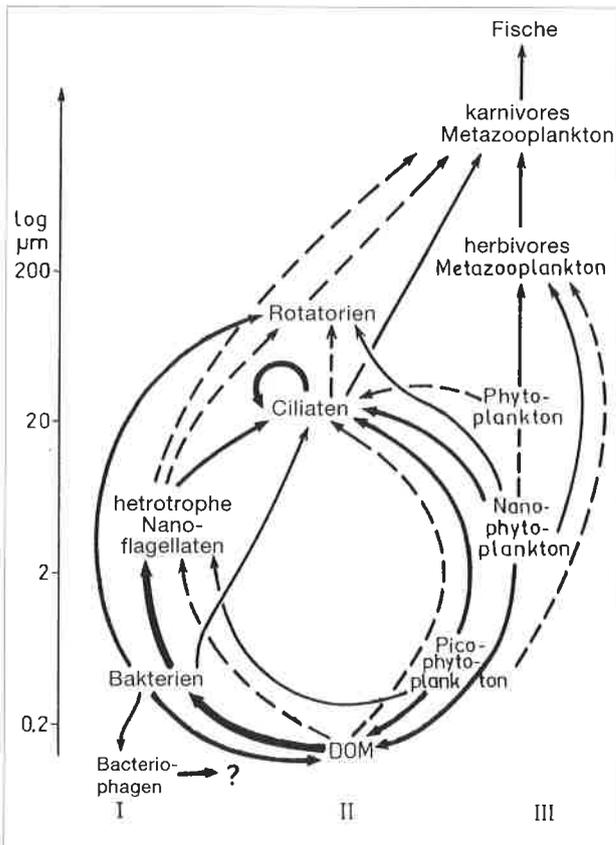


Abb. 7: Mikrobielles Nahrungsnetz im Pelagial der DZBK 1990. Schematische Darstellung der Verhältnisse für den Spätfrühling/Frühsummer.

I = Seitenkette über Bakteriophagen. Die nachgewiesene Konzentration der virusähnlichen Partikel in der DZBK reicht aus, um diesen Weg effizient ablaufen zu lassen.

II = Mikrobielles Nahrungsnetz. Hauptweg des Kohlenstoffumsatzes in der DZBK (90 - 95 %). Interner Kreislauf innerhalb der Ciliatengemeinschaft (Pfeile) mit mindestens drei trophischen Ebenen: Herbivoren – Carnivoren – Spitzen-carnivoren.

III = „klassisches“ pelagisches Nahrungsnetz („Weidenahrungsnetz“) mit den typischen Komponenten Plankton und Fische. Gegenwärtig nur von untergeordneter Bedeutung.

DOM = gelöstes organisches Material.

fatatmung“). Als Endprodukt entsteht in der Regel H_2S (Schwefelwasserstoff), eine für Wirbeltiere und wirbellose Tiere toxische Substanz.

Neuere Ergebnisse belegen die im Zuge der Eutrophierung sich entwickelnde zentrale Bedeutung der Sedimentauflage für den Gesamtumsatz in der DZBK (s. unten).

Die Folgen dieser Umstrukturierung in den Nahrungsnetzen sind vielfältig:

- Die lichtlimitierten Phytoplanktongemeinschaften sind von außen nahezu nicht mehr steuerbar. Mehrjährige Laborversuche unter Einbeziehung von Mikrophytoplankton, Mikrozooplankton und Bakterien haben das eindrucksvoll gezeigt. Es kommt vielmehr zu unregelmäßigen Ablaufmustern in den Gemeinschaften, die kausal nur bedingt interpretiert werden können. Wir bezeichnen dieses Verhalten eines Ökosystems als deterministisches Chaos.
- Da es sich um die Dominanz kleiner Organismen handelt, werden die Umsatzprozesse stark beschleunigt. Dadurch werden sehr schnell die gut abbaubaren organischen Substanzen wieder zu CO_2 und Wasser veratmet und gleichzeitig in sehr starkem Maße anorganische Nährstoffe freigesetzt. Diese Remineralisierungsleistungen sind so beträchtlich, dass während der Vegetationsperiode bis über $30 \text{ mmol Stickstoff} \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$ und bis zu drei $\text{mmol Phosphor} \times \text{m}^2 \times \text{d}^{-1}$ freigesetzt werden. Nur die zeitweise stärkere Entwicklung der Copepoden im Mai/Juni verringert die Anzahl der Ciliaten und Flagellaten, so dass es in dieser Zeit zu einem Einbruch der Remineralisierungsraten kommt. Remineralisierter Stickstoff und Phosphor stehen somit fast immer zur Verfügung. Das führt zur Selbsteutrophierung des Gewässers. Auf dieser Basis kann sich eine Phytoplanktongemeinschaft mit einer Chl-a-Konzentration von etwa $100 \mu\text{g} \times \text{l}^{-1}$ stabilisieren. Daraus resultieren Wassersichttiefen von nur 40 bis maximal 50 cm. In einer solchen Situation sind nur wenige zusätzliche Nährstoffe erforderlich, um die Phytoplanktonbiomasse bis zur Lichtlimitation zu erhöhen.
- Da es sich um ein mikrobielles Nahrungsnetz handelt, ist es in der Lage, sehr schnell und vielfältig auf äußere und innere Einflüsse zu reagieren. Damit ist es auch hoch stabil (vgl. auch Abb.10). Somit befindet sich das Ökosystem DZBK gegenwärtig in einem Stabilitätsmaximum, aus dem es nur sehr schwer herauszubekommen ist. Eine Möglichkeit bestände in der Wiederherstellung der submersen Makrophytenbesiedelung. Eine massive Besiedelung mit submersen Makrophyten lässt dem Phytoplankton nur geringe Möglichkeiten zur Entfaltung. Wenn dieser Zustand erreicht werden soll, kann das weniger durch Maßnahmen in der DZBK selbst, als viel mehr durch Veränderungen im Einzugsgebiet geschehen. Dazu muss der Nährstoffeintrag (Stickstoff, Phosphor) durch Verstopfen der punktuellen Quellen über den Bau von Kläranlagen stark reduziert werden. Zusätzlich sind die diffusen Nährstoffquellen, die durch den direkten Landabfluss im Einzugsgebiet wirksam werden, erheblich zu verringern. Ein dadurch eingeleiteter Prozess der Reme-

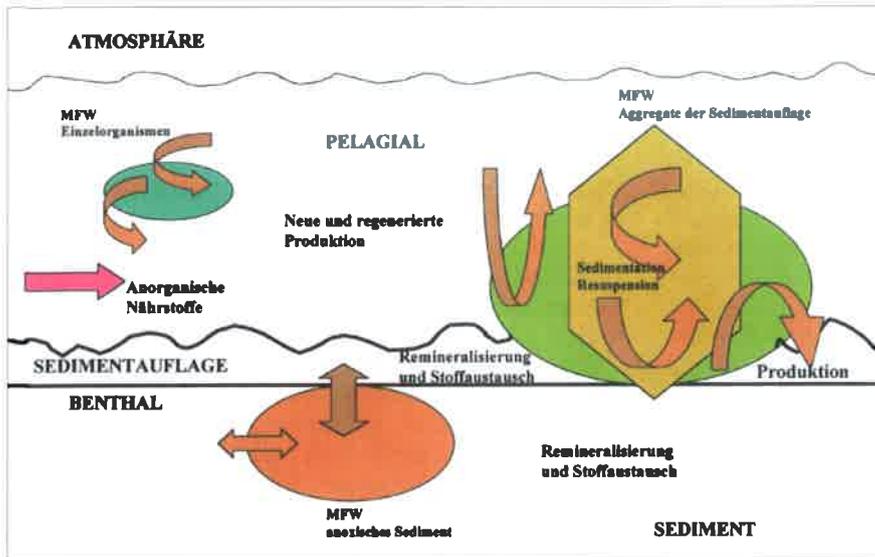


Abb. 8: Vergleichende Gegenüberstellung der Umsatzleistungen im Freiwasser, in der Sedimentauflage und im Sediment der Kurr-Bucht.

sotrophierung würde bei einer drastischen Reduktion der Belastung in etwa 15 bis 20 Jahren die ursprünglichen Verhältnisse wieder herstellen. Beschleunigend könnten auf einen solchen Prozess verringerte Regenfälle, sonniges Wetter und ein verstärkter Ostseewassereintrag im Frühjahr wirken. Er würde bessere Lichtbedingungen für das Aufwachsen der Makrophyten schaffen.

Hohe Primärproduktionsraten und der organische Eintrag aus dem Einzugsgebiet haben in der DZBK auch zu Veränderungen im Verhältnis des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) zum partikulären Kohlenstoff (POC) geführt (Schumann et al., 1999; Schiewer et al., 2000). Während in der Ostsee ein DOC/POC-Verhältnis von 6 bis 10 : 1 vorliegt, finden

Ergebnisse zeigen, dass die Umsatzprozesse in der DZBK vorwiegend partikelgebunden ablaufen. Eine zentrale Rolle spielt dabei eine 0,5 – 1,0 mm dicke Sedimentauflage (Abb. 8), ein leicht bewegliches Konglomerat aus totem und lebendem Material. Die Abb. 9 vermittelt einen Eindruck über die vorgefundenen Partikel. Ihre Unterscheidung ist nur über den Einsatz von Fluoreszenzfarbstoffen (Schumann & Rentsch, 1998) und unter Nutzung der confocalen Laserscanning-Mikroskopie möglich. Letztere erzeugt, wie die Computertomographie in der Medizin, ein dreidimensionales Bild der betrachteten Aggregate.

Die Sedimentauflage ist hochmobil und sehr stoffwechselaktiv. Wenn sie sich in windstillen Zeiten an der Sedimentoberfläche konzentriert, kann sie die aus

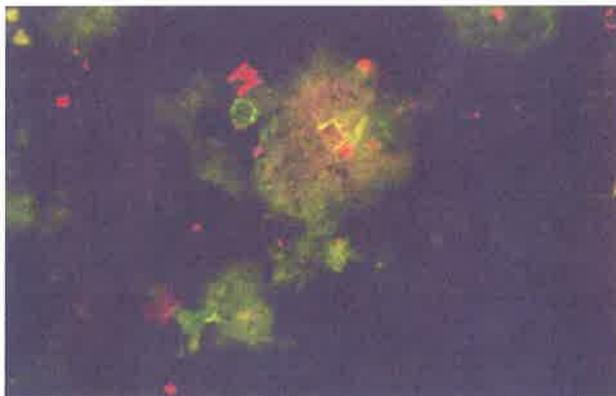


Abb. 9: Fluoreszenzmarkierter Partikel aus der Sedimentauflage in der DZBK. 70 µm-Aggregat aus der Sedimentauflage der Kurr-Bucht vom 07. 04. 1997. Mikroskop Olympus BH2-RFC (Blauanregung DM G), Objektiv 20x. Gelbe Fluoreszenz: Proteine und Kohlenhydrate mit DTAF markiert. Rote Fluoreszenz: Pigmente von Diatomeen und Cyanobakterien (Schumann, unveröffl.).

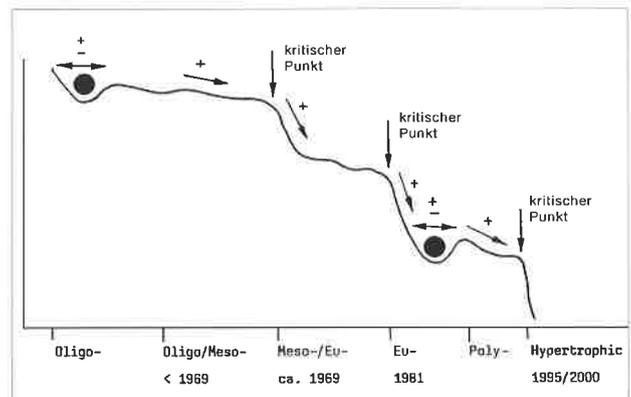


Abb. 10: Langzeitentwicklung der Eutrophierung im Barther Bodden. Oligo-/mesotrophe Verhältnisse lagen nur während der Entstehungsphase des Boddensystems vor. Der Übergang zum mesotroph/eutrophen Zustand ist zunächst naturbedingt, ab Ende des 19. Jahrhunderts auch mit dem Einwirken des Menschen verbunden. Die massive Belastung setzte nach 1950 mit der Modernisierung der Landwirtschaft und der Ausweitung des Tourismus ein. Die Übergänge von einer zur anderen Trophiestufe erfolgen sprunghaft nach Überschreiten eines kritischen Belastungspunktes. Der genaue Zeitpunkt ist zufällig und hängt offenbar mit dem Zusammentreffen ungünstiger Faktorenkombinationen zusammen.

wir im Inneren der DZBK nur ein Verhältnis von 1 : 1. Dieses deutliche Übergewicht an partikulären Substanzen wirkt sich nicht nur auf die Struktur, sondern auch auf die Funktion der DZBK aus. Unsere neueren

dem Sediment freigesetzten, remineralisierten Nährstoffe direkt aufnehmen und an Ort und Stelle effektiv in organische Biomasse umsetzen. Das steigert die Produktivität des Ökosystems. Die enge Verkopplung mit den heterotrophen Organismen auf den gleichen Aggregaten erhöht aber auch die Umsatz- und Abbauraten. Das Gesamtsystem nähert sich damit den Verhältnissen an, wie wir sie in einer hochaktiven Kläranlage finden.

Schlussfolgerungen

Bei einer Betrachtung der Entwicklung der östlichen Teile der DZBK in den letzten 30 Jahren lassen sich mehrere Stufen einer Umsteuerung des Ökosystems erkennen (Abb. 10), wobei die Veränderungen sprunghaft erfolgen. Eine erste Umstellung war mit dem Verlust der Diatomeendominanz verbunden, die sonst für solche Küstengewässer kennzeichnend ist. Sie wurde durch eine Grünalgen-/Cyanobakterien-Dominanz abgelöst, wodurch zweifellos eine Verschlechterung der Nahrungsqualität des Zooplanktons stattgefunden hat. Der nächste kritische Punkt wurde erreicht, als die submersen Makrophyten zusammenbrachen. Damit gingen spezifische Besiedlungsräume und Nahrungsangebote verloren. Gleichzeitig wurde die Beweglichkeit des Phytoplanktons und des Sediments erhöht. Die nachfolgende Ausprägung einer durch Nano- und Picoformen geprägten Phytoplanktongemeinschaft hatte weitere Auswirkung auf ihre Nutzer und führte zu einer deutlichen Veränderung in den Nahrungsnetzen. Parallel dazu wurden die Stoffumsatzleistungen erheblich erhöht. Das Übergewicht an partikulärem Material ist Ausdruck und Folge dieser Entwicklung. Es beeinflusst seinerseits das Ökosystem selbst erheblich.

Die weitere Entwicklung der DZBK wird in nächster Zeit durch den einsetzenden Rückgang der Eutrophierung (Remesotrophierung) geprägt sein. Entscheidend für den Zeitbedarf dieses Prozesses wird es sein, wie schnell es dem Ökosystem gelingt, zu einer ausgedehnten submersen Makrophytenbesiedlung zurückzukehren (Abb. 11 und 12). Dafür sind zwei Voraussetzungen wichtig:

- die drastische Absenkung der externen Nährstoffbelastung und
- eine zumindest zeitweise verbesserte Lichtsituation im Gewässer.

Eine erneute Dominanz der submersen Makrophyten könnte über die rückläufige Entwicklung des Phytoplanktons die bestehende Dominanz des mikrobiellen Nahrungsgefüges brechen. Nur dadurch kann auf Dauer eine Remesotrophierung der Boddenkette stabilisiert werden.

Mit einer Remesotrophierung ergeben sich sehr gute Voraussetzungen für eine nachhaltige Gestaltung der zukünftigen Nutzung der DZBK. Sie wird möglich, wenn auf der Basis des naturbedingten Niveaus der Eutrophierung eine multivalente Nutzung des Systems abgesichert wird. Auf diese Weise könnten sowohl die Fischerei, die Landwirtschaft, die Kommunen, der Naturschutz und der Tourismus davon profitieren. Hier-



Abb. 11: Übergangsbereich vom Bruchwald in den Bodden. Stillwasserbereich mit ausgeprägter Zonierung über Bruchwald-Buschbereich-Schilfgürtel-Schwimblattpflanzen-Wasserbereich mit submersen Makrophyten.

Abb. 12: Wiesenuferbereich an der Darß-Zingster Boddenkette. Gegliedertes Ufer mit vereinzelt Blüten.



durch wäre eine ausreichend bis gute Bade- und Erholungsqualität gegeben sowie Edelfischfang, Tauchsport, Bootstourismus und auch eine ausgewogene Landwirtschaft im Einzugsgebiet möglich. Mit dem Erreichen einer derartigen multivalenten Nutzung würde ein Ökosystem geschaffen, das auch ohne große finanzielle Aufwendungen stabil gehalten werden kann.

Zusammenfassung

Das Phytoplankton ist gegenwärtig die zentrale biotische Komponente in der Darß-Zingster Boddenkette. Seine Zusammensetzung und Leistung bestimmen nachhaltig die biotischen Wechselwirkungen im Ökosystem.

Die Entwicklung zu diesem Zustand und die damit verbundenen Folgewirkungen sind - wie dargestellt - Auswirkungen der Eutrophierung.

Für die Wiederherstellung eines naturnahen Zustandes (Remesotrophierung) ist die erneute Etablierung der Dominanz von submersen Makrophyten eine wesentliche Voraussetzung.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Blualgen und Stickstoff-Fixierung in den Darß-Zingster Boddengewässern

H. Hübel und Chr. Wolff

Blualgen (Cyanobakterien, Cyanophyceen, Cyanoprokaryotes) sind in den Bodden- und Haffgewässern sowohl im Plankton als auch im Benthos dominierende Mikrophyten. Bereits in den ersten Darstellungen über die Vegetationsbedingungen (Lemmermann, 1901; Gessner, 1937) wird die Häufigkeit dieser Organismen in den Boddengewässern südlich der Halbinseln Darß und Zingst (DZB) hervorgehoben. Auch das Auftreten von Blualgenwasserblüten wird erwähnt. Damit weisen diese Brackwässer gleiche Bedingungen wie andere Haff- und Boddengewässer an der deutschen Ostseeküste auf (Fraude, 1906; Abshagen, 1908; Gessner, 1957, 1959; Hübel et al., 1998). Cyanophyceen sind jedoch auch in limnischen Ökosystemen unserer Breiten, in Seen, Stauseen, Teichen und Weihern, weit verbreitet. Im Gegensatz zu diesen Gewässern des Binnenlandes, in denen sich das Vorkommen der Blualgen im Plankton vorwiegend auf die Sommermonate beschränkt, dominieren viele Arten in den Bodden- und Haffgewässern ganzjährig, obwohl sie taxonomisch mit denen der Binnengewässer übereinstimmen. Wir kennen noch nicht die Ursachen für das ganzjährige Vorkommen vieler Cyanophyceen in den Brackwässern. Eine Erklärung könnte sein, dass diese Gewässer, ökophysiologisch betrachtet, als extreme Standorte anzusehen sind, in denen Blualgen gegenüber Organismen anderer taxonomischer Zugehörigkeit überlegen sind. Andererseits beschränkt sich das Vorkommen einiger

Blualgenarten (*Chroococcus microscopicus*, *Woronichinia compacta*, *Microcystis botrys*, *Lemmermanniella pallida*, *Coelosphaerium minutissimum*, Abb. 1) ausschließlich auf den „Baltischen Raum“. Diese Taxa kommen außer in der Ostsee und den Haff- und Boddengewässern auch in Seen, Teichen und Kanälen Dänemarks, Süd-Schwedens, Finnlands, der Baltischen Staaten, Polens und Nord-Deutschlands vor. Und einige wenige Arten (*Pannus spumosus*, *Coelosphaerium dubium*, *Anabaena baltica*, *Aphanizomenon baltica*) sind in der Ostsee Endemiten und haben nur hier das einzige Vorkommen.

Taxonomisch-morphologisch gesehen können die in den DZB vorkommenden Blualgen drei Gruppen zugeordnet werden:

- Kockale Formen, deren Zellen einzeln leben oder in charakteristischen Kolonien angeordnet sind. Diese Organismen der „Chroococcales“ bilden den Hauptteil der Blualgenbiomasse in den Bodden, und zu ihnen gehört auch die überwiegende Anzahl der bisher festgestellten planktischen Arten. Häufige Gattungen sind: *Aphanocapsa* (Abb. 2), *Aphanothece*, *Merismopedia*, *Microcystis* (Abb. 3), *Gomphosphaeria*, *Woronichinia*, *Coelosphaerium*, *Chroococcus*, *Cyanodictyon* (Abb. 4). Zu dieser Gruppe gehören aber auch die Picoplankter, die einzeln leben und nur einen Zelldurchmesser von 1 - 3 µm aufweisen. Unsere Kenntnisse über diese kleinsten Blualgen sind noch sehr unvollkommen.

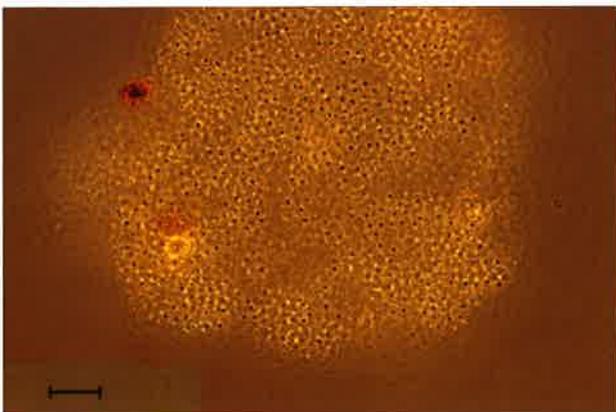
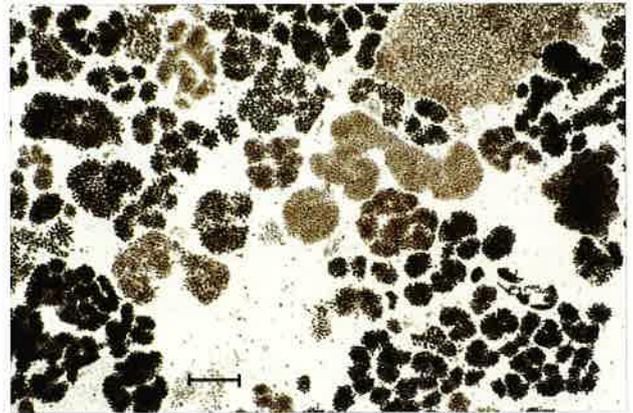
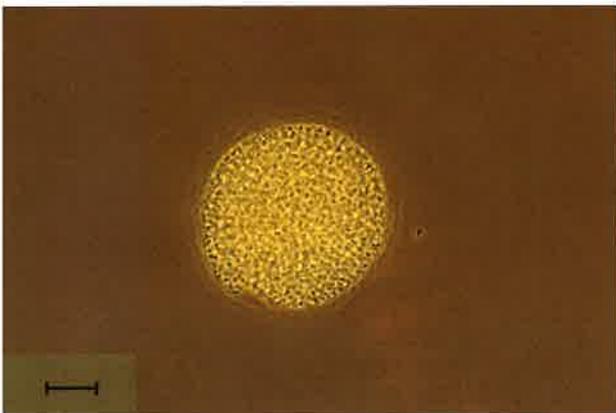


Abb. 1 (links oben): Kolonie der Blualge *Coelosphaerium minutissimum*. Maßstab: 16 µm.

Abb. 2 (links unten): *Aphanocapsa spec.*, viele kugelförmige Zellen mit einem Durchmesser von 1,0 µm bilden eine Kolonie. Maßstab: 16 µm.

Abb. 3 (oben): Die Gattung *Microcystis* ist in den Boddengewässern mit mehreren Arten vertreten, die sich insbesondere durch Zellgröße und Kolonieform unterscheiden. Maßstab: 16 µm.

Abb. 4 (rechts oben): *Cyanodictyon planctonicum*, stäbchenförmige Zellen bilden eine Kolonie. Maßstab: 16 µm.

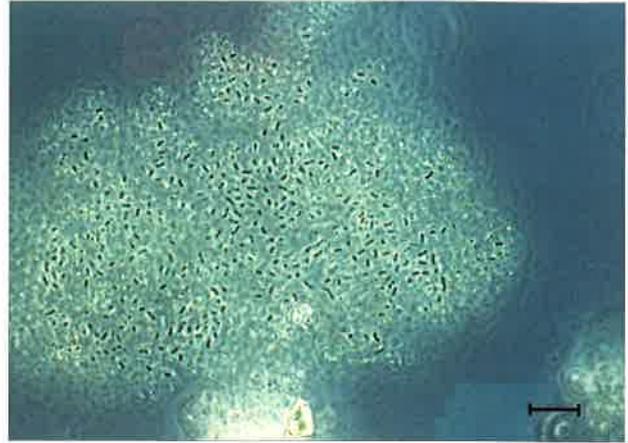


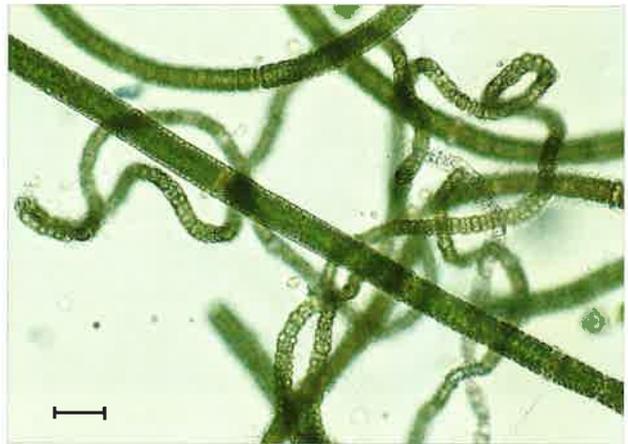
Abb. 5 (rechts zweite von oben): *Nodularia*-Arten sind in den Boddengewässern und der vorgelagerten Ostsee die wichtigsten wasserblütenbildenden Blaualgen. Maßstab: 25 µm.

Abb. 6 (rechts, zweite von unten): *Anabaena lemmermannii*, eine wasserblütenbildenden Art. Maßstab: 25 µm.

Abb. 7 (rechts unten): *Anabaenopsis milleri* mit Heterocysten (dunkel) und Dauerzellen (größer u. hellem Rand). Maßstab: 25 µm.

- Fädige Formen, bei denen alle Zellen innerhalb eines Trichoms, außer den Endzellen, annähernd gleich sind. Sie gehören zur Gruppe der „Oscillatoriales“. Zahlenmäßig und auch im Stoffhaushalt der Gewässer sind diese Organismen von untergeordneter Bedeutung. Sie kommen vor allem im Sommerplankton vor. Häufige Arten sind: *Planktothrix agardhii*, *Plankto-lyngbya contorta*, *Limnothrix redekei*.

- Fädige Formen mit Heterocysten. H. sind Zellen, die morphologisch von den vegetativen Zellen abweichen und interkalar oder basal im Filament angeordnet sind. In ihnen ist das Enzym „Nitrogenase“, das die Fixierung des molekularen Stickstoffs N_2 bewirkt, lokalisiert. Die „heterocystenhaltigen Blaualgen“ gehören zu den „Nostocales“. Im Plankton erreichen sie erst im Sommer eine größere Häufigkeit, wenn die anorganischen N-Verbindungen im Wasser (Nitrat, Ammonium) ins Minimum geraten. Häufige Arten sind: *Nodularia spumigena*, *N. baltica* (Abb.5), *Aphanizomenon baltica*, *A. flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii* (Abb. 6), *A. spiroides*, *Anabaenopsis milleri* (Abb. 7), *A. elenkinii*.



In den DZB mit ausgeprägten Gradienten hydrographischer, hydrochemischer und biologischer Parameter ist zu erwarten, dass innerhalb der Boddenkette auch große regionale Unterschiede in der qualitativen und quantitativen Phytoplanktonzusammensetzung bestehen (Kell & Riesenweber, 1975; Kell et al., 1975; Wasmund & Schiewer, 1994). So werden in den äußeren, ostseenahe Bodden (Am Bock und Grabow) die Phytoplanktonzusammensetzung und Sukzession von der vorgelagerten Ostsee beeinflusst. Blaualgen erreichen nur in den Sommermonaten eine höhere Abundanz. Dagegen sind in den mittleren (Barther Bodden) und inneren Bodden (Bodstedter und Saaler Bodden) die Cyanophyceen die dominierenden Plankter, und sie behalten auch in den Herbst- und Wintermonaten eine höhere Dominanz. Eine jahreszeitliche Rhythmik, mit Diatomeen und Dinophyceen in der kälteren Jahreszeit sowie Blaualgen und kokkalen Grünalgen im Sommer, die für die vorgelagerte Ostsee und auch für viele Binnengewässer charakteristisch ist, ist in den inneren Bodden nicht ausgeprägt oder nur angedeutet. Dagegen bestehen jedoch große Unterschiede in der artenmäßigen Zusammensetzung der Blaualgenzönosen im Verlaufe eines Jahres. Während eines großen Teils des Jahres dominieren kokkale Formen. Meist sind es artenreiche Gesellschaften, und nur selten herrscht eine Art vor.

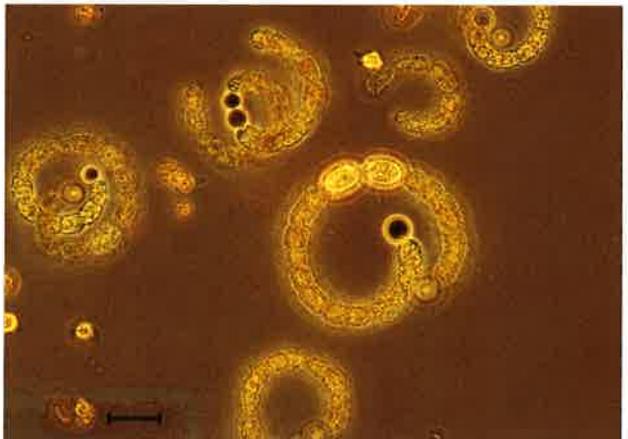




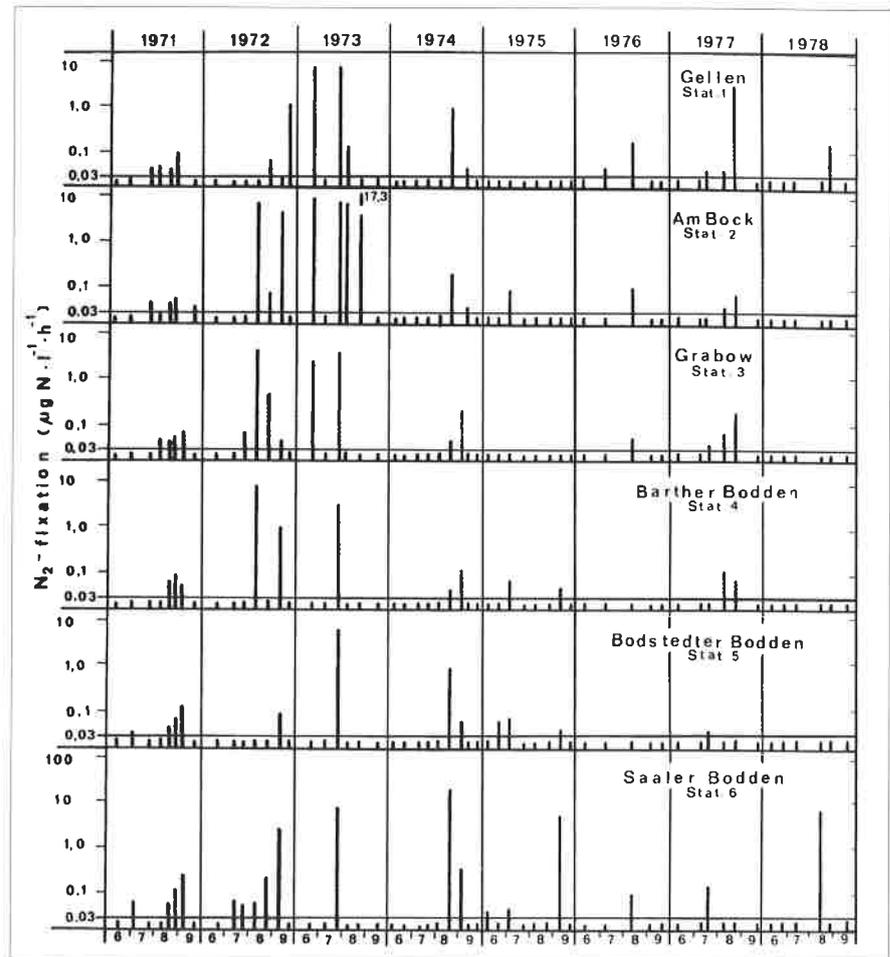
Abb. 8: Blaualgen-Blüte im Uferbereich.

Heterocystenhaltige Cyanophyceen erlangen erst dann eine größere Häufigkeit, wenn die Vorräte an anorganischen Stickstoffverbindungen im Wasser, Nitrat und Ammonium, aufgebraucht sind. In der Ostsee bestehen solche Bedingungen auf Grund der niedrigen N : P-Relation von 7 : 1. Dieses Verhältnis weicht wesentlich von dem ab, in dem Stickstoff und Phosphor in der Blaualgen- und Algenbiomasse enthalten sind (etwa 16 : 1). Vergleichbare Verhältnisse bestehen auch in den ostseeebenen äußeren Bodden. Im Frühjahr und Frühsommer werden im Wasser die geringen N-Vorräte zuerst aufgebraucht, und eine schnelle Nachlieferung durch Remineralisationsprozesse erfolgt nicht. Das noch vorhandene Phosphat begünstigt die Entwicklung der N₂-fixierenden Blaualgen. In den inneren Boddengewässern ist das N : P-Verhältnis viel höher, und eine N-Limitation kann so nicht entstehen. Beide Pflanzennährstoffe werden im Verlauf der Vegetationsperiode annähernd gleichzeitig aufgebraucht. Dann kann es jedoch durch eine PO₄-Rückführung aus dem Sediment zu einer drastischen Verschiebung der Nährstoffverhältnisse und zu einem Überangebot an Phosphat kommen. Solche Bedingungen können im Sommer bei hohen Wassertemperaturen und fehlender Wasserdurchmischung (Stagnationsperiode) kommen. Durch die Reduktion der Sedimentoberfläche kann die sonst gerade in Brackwässern sehr wirksame „Phosphatsperre“ aufgehoben sein, und Phosphat gelangt in das Freiwasser. Unter solchen Bedingungen bestehen günstige Voraussetzungen für die Ausbildung einer Massenvege-

tation N₂-fixierender Blaualgen. Häufig dominieren nur ein bis zwei Arten, manchmal entsteht jedoch eine Zönose, an der mehrere Arten beteiligt sind. Solche Gemeinschaften mit einer hohen Artendiversität haben sich als sehr stabil erwiesen und können während einer mehrwöchigen Vegetationsperiode bestehen. Fehlt während windstiller Witterungsperioden die Wasserdurchmischung, so können sich die Blaualgen an der Wasseroberfläche anreichern („Aufrauhung“) und zur Ausbildung einer Wasserblüte führen. Wind und Strömung können eine weitere Anreicherung der Blaualgen in einem Teil des Gewässers verursachen (Abb. 8). Wasserblüten führen zu einer Belastung der Gewässer und schränken die Nutzungsmöglichkeiten für Fischerei und Tourismus ein. Der mikrobielle Abbau der Blaualgenbiomasse kann mit zu einem Sauerstoffdefizit im Gewässer beitragen und ein Fischsterben verursachen. Wundsch (briefl. Mitteilung 1968) hat solche Fischsterben im Saaler Bodden bereits im Jahre 1932 beobachtet.

Viele Cyanophyceen können toxische Substanzen ausscheiden, die für Warmblüter giftig sind und nach der Aufnahme zum Tode führen. Diese Toxinbildung erfolgt nicht immer, sondern ist auch von den Umweltbedingungen abhängig. Deshalb sprechen wir von „potentiell toxischen“ Arten. Dazu gehört auch *Nodularia spumigena*. Aus den DZB ist noch kein Schadensfall bekannt. Für den Kleinen Jasmunder Bodden, dem innersten Bodden der nordrügischen Boddengewässer, haben Kalbe und Tiess (1964) ein Massensterben von Enten in einer Geflügelfarm beschrieben, das durch eine *Nodularia*-Wasserblüte verursacht worden ist. Und am Strelasund verstarben 1983 zahlreiche Rinder einer Herde, die *Nodularia*-

Abb. 9: Die N_2 -Fixierung durch planktische Blaualgen in verschiedenen Gewässern der Darß-Zingster Bodden in den Jahren 1971 bis 1978.

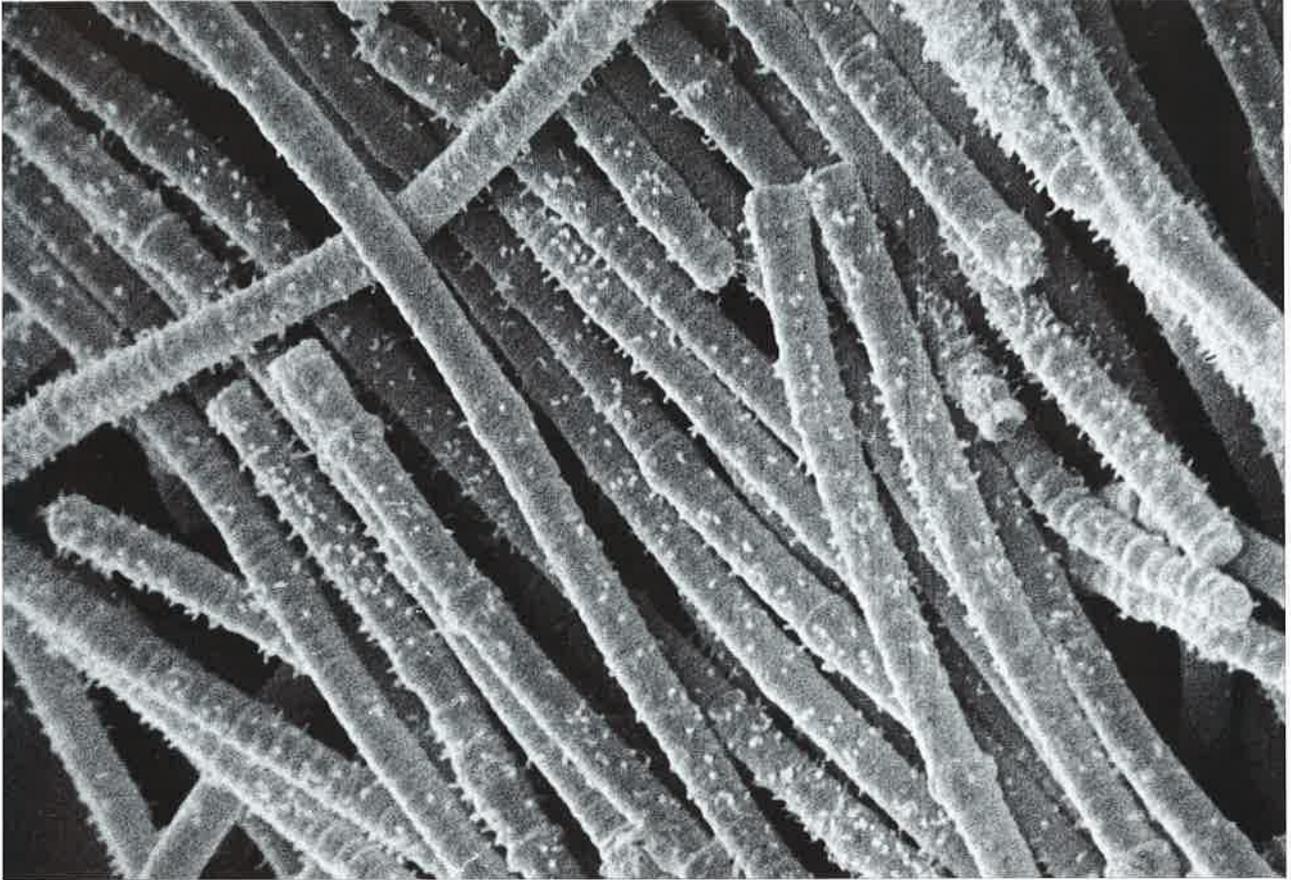


haltiges Boddenwasser aufgenommen hatten (Gußmann et al., 1985). Die Zahl der Schadensfälle aus dem gesamten Ostseeraum ist inzwischen sehr groß. Darüber hinaus kommen in den Boddengewässern auch potentiell toxische Blaualgen vor, die für Kaltblüter giftig sind. Dazu gehört *Microcystis ichthyoblabe*. Der Artname bedeutet „Fischsterben“. Im Jahre 1997 ist im Greifswalder Bodden eine Wasserblüte dieser Art festgestellt worden. Diese Beispiele sollen zeigen, dass eine regelmäßige Überwachung unserer Küstengewässer dringend erforderlich ist.

Die Dauer einer Blaualgenmassenvegetation ist von Umweltfaktoren wie Wassertemperatur, windbedingter Wasserdurchmischung, Strahlungsintensität und den Nährstoffrelationen abhängig. Die gleichen Parameter korrelieren auch die Intensität der N_2 -Fixierung der Cyanophyceen in den Gewässern.

Die Blaualgen verwenden den fixierten Stickstoff nicht nur zum Aufbau der eigenen Biomasse, sondern sie geben einen großen Teil davon, sehr unökonomisch, in gebundener Form wieder in das Wasser ab. Insgesamt erfolgt durch die biologische Stickstofffixierung ein zusätzlicher N-Input, der eine Düngung des Gewässers bewirkt. Mehrjährige Untersuchungen über die N_2 -Fixierung und den dadurch hervorgerufenen N-Eintrag wurden in den DZB in den Jahren 1971 bis 1978 ausgeführt (Hübel, 1984). Die Ergebnisse (Abb. 9) zeigen auf sechs Stationen große Unterschiede in der Höhe der N_2 -Fixierung von Jahr zu Jahr, mit signifikant höheren Fixierungsraten in den Jahren 1971 bis 1974 und geringeren in den Jahren 1975 bis 1978.

Außerdem konnte in den Jahren 1971 bis 1973 in den meisten Bodden jeweils eine mehrwöchige Vegetationsperiode der N_2 -fixierenden Blaualgen registriert werden, während in den späteren Jahren die Dauer auf wenige Tage begrenzt blieb. Große Unterschiede wurden jedoch auch innerhalb der Boddenkette festgestellt. Besonders deutlich fallen diese regionalen Differenzen in den für den gesamten Untersuchungszeitraum errechneten Mittelwerten des jährlichen N-Eintrags der N_2 -Fixierung auf (Tab. 1). Während in den äußeren und mittleren Bodden nur ein durchschnittlicher jährlicher Eintrag von 1,7 - 2,9 mg N m⁻² ermittelt werden konnte, betrug der N-Input im Bodstedter Bodden durchschnittlich 101 mg N m⁻² a⁻¹ und im Saaler Bodden sogar 416 mg N m⁻² a⁻¹. Spätere Untersuchungen nach 1979 zeigten, dass heterocystenhaltige Cyanophyceen im Plankton der mittleren und inneren Bodden fehlten und die Fixierungsraten unter die analytische Nachweisgrenze gesunken waren. Diese Veränderungen in der qualitativen Phytoplanktonzusammensetzung und das Ausbleiben der N_2 -Fixierung durch planktische Blaualgen in diesen Bodden können durch höhere N-Einträge durch die Intensivierung der Landwirtschaft im Einzugsgebiet erklärt werden. Dieser Boddengewässer hatten eine höhere Stufe der Eutrophierung erreicht. Dieser Zustand dauerte in den 80er Jahren an. Erst nach 1992 konnte eine langsame Erholung, insbesondere der inneren Bodden, festgestellt werden. Die heterocystenhaltigen Blaualgen erreichten während der Sommermonate wieder eine höhere Abundanz und zeigten



Geldrollen-Blualge, *Nodularia spumigena*; ihre Zellfäden (Trichome) können gerade oder spiralgig sein. Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme. Vergrößerung: oben 550 x, unten 1.200 x.

damit an, dass eine zeitweilige N-Limitation im Wasser bestanden hat. Die N₂-fixierenden Blaualgen haben sich dabei als wichtige Indikatororganismen erwiesen.

Gewässer	mg N m ⁻² a ⁻¹			t N / Gewässer a ⁻¹
	Plankton	Sediment	gesamt	
Am Bock	2,9	375	378	5,5
Grabow	2,4	405	407	16,9
Barther Bodden	1,7	415	417	11,4
Bodstedter B.	101,6	440	541	14,0
Saaler Bodden	416	530	946	81,4
				129,2

Tabelle: Stickstoffeintrag durch die biologische Stickstofffixierung planktischer Blaualgen und Bakterien im Sediment der Darß-Zingster Bodden, Mittelwert 1971 - 1980.

Neben den planktischen Cyanophyceen kommen in den DZB auch zahlreiche benthische Arten vor, die auf dem Grund oder an den Ufern der Gewässer dichte Matten bilden (Abb. 10), auf Steinen (Abb. 11), epiphytisch auf Algen und Wasserpflanzen oder epipsamisch im sandigen Litoral wachsen. Die Artenfülle ist groß (Wasmund, 1986; Pankow & Wasmund, 1994), und viele davon besitzen Heterocysten und sind somit zur N₂-Fixierung befähigt. Die Fixierungsraten liegen während einer meist langen Vegetationsperiode mit 6.000 - 9.000 mg N m⁻² a⁻¹ mehrfach höher als die der planktischen Cyanophyceen. Die von diesen benthischen Blaualgen besiedelten Flächen der Bodden sind jedoch gering, und der N-Eintrag kann für eine Gesamtbilanz vernachlässigt werden.

Für eine Kalkulation der biologischen Stickstofffixierung der Boddengewässer ist auch der Anteil zu berücksichtigen, der durch die heterotrophen Bakterien in den Sedimenten gebunden wird. Während die N₂-fixierenden Blaualgen nur während einer kurzen Vegetationsdauer präsent sind und einen N-Eintrag leisten, sind die Bakterien in den Sedimenten ganzjährig aktiv, wobei allerdings die Fixierungsraten in der kälteren Jahreszeit geringer sind als im Sommer. So ist es nicht verwunderlich, dass die pro Quadratmeter in den Sedimenten gebundenen N-Mengen wesentlich größer sind als die der planktischen Blaualgen (Tabelle). Sie weisen jedoch innerhalb der Boddenkette nur geringe Unterschiede auf und steigen von 375 mg N m⁻² a⁻¹ im ostseennahen Gewässerteil Am Bock bis auf 530 mg N m⁻² a⁻¹ im Saaler Bodden signifikant an. Diese Tendenz weisen auch die Gesamtfixierungsraten der autotrophen und heterotrophen Organismen auf. Die im hypertrophen Saaler Bodden pro Quadratmeter fixierte N-Menge ist mehr als doppelt so groß wie die in den äußeren Bodden (Am Bock - Barther Bodden) gebundenen Mengen. Rechnet man den N-Input, der durch die biologische Stickstofffixierung in die DZB eingetragen wird, auf die gesamte Fläche der Boddenkette von 195,2 km² um, so ergibt das eine Menge von 129,2 t N im Jahr. Das entspricht einer Flächenbelastung von 662 mg N m⁻² a⁻¹. Die N-Belastung durch Festlandsabflüsse, kommunale und industrielle Abwässer, sowie diffuse

und atmosphärische Einträge wird für die damalige Zeit mit 11.700 mg N m⁻² a⁻¹ angegeben (Schlungbaum & Nausch, 1982). Der Anteil der N₂-Fixierung beträgt nur 5,7 % und ist vernachlässigbar gering.



Abb. 10: *Anabaena torulosa*, eine benthische Blaualge, überzieht in den äußeren Bodden unterseeische Wiesen mit spinnenartigen Matten.

Abb. 11 (unten): In den äußeren Bodden sind die Steine im Litoralbereich häufig mit einem grünschwarzen Blaualgenbiofilm überzogen.



Insgesamt gehören die artenreichen Zönosen der Cyanophyceen sowohl im Plankton als auch im Benthos zum festen Mikrophytenbestandteil der Boddengewässer südlich der Halbinseln Darß und Zingst. Sie erfüllen als Produzenten eine wichtige Funktion im Ökosystem Bodden. Auch in der Zukunft werden Massenv egetationen und Wasserblüten einiger Arten auftreten, und mit der Ausbildung toxischer Populationen muss gerechnet werden. Die Ergebnisse einer inzwischen einhundertjährigen Forschungsrichtung haben viele Steine zu einem Mosaik zusammengetragen. Die Weiterführung könnte Prognosen über bevorstehende Ereignisse und Aussagen über den Gewässerzustand und den zu erwartenden Trend ermöglichen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.



Nordwestlich von Bresewitz verbindet die Meiningenbrücke an der schmalsten Gewässerstelle das Festland mit der Halbinsel Darß-Zingst. Sie wurde 1910 als Eisenbahnbrücke gebaut. Nach dem Zweiten Weltkrieg entfernte man die Gleise von Bresewitz nach Prerow. Ende der 80er Jahre war eine umfassende Rekonstruktion dieser Drehbrücke erforderlich, deshalb wurde neben sie eine einspurige Pontonbrücke gelegt.



Die Inseln Kirr gehören zu den bedeutendsten Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Zahlreiche Priele bilden mit Kolken, Röten und Salzpfannen ein engmaschiges hydrologisches Netz - eine wichtige ökologische Voraussetzung für das Brutvorkommen vieler bedrohter Küstenvögel.

Unterwasservegetation der Darß-Zingster Bodden

H. Schubert

Die Darß-Zingster Boddengewässer weisen hinsichtlich ihrer Gestalt günstige Bedingungen für ein vielfältiges pflanzliches Leben auf. Ausgedehnte Flachwasserbereiche bieten im lichtdurchfluteten Bereich des Wasserkörpers reichlich Lebensraum. Der Einfluss mechanischer Faktoren wie Wellenschlag und Strömungen ist, verglichen mit der Situation an der offenen Ostseeküste, gering.

Damit sind auf den ersten Blick alle Voraussetzungen gegeben, um ein vollständiges Repertoire von pflanzlichen Gemeinschaften, vergleichbar mit dem eines Sees, in der Boddenkette vorzufinden.

Die Vielfalt pflanzlicher Organismen im Gewässer ist dabei so groß, dass eine Gruppierung notwendig ist, um gewässerspezifische Besonderheiten erkennen zu können. Diese Gruppierung betrifft einmal die Stellung der angetroffenen Organismen im System der Pflanzen, also eine taxonomische Gliederung, zum anderen kann die Einteilung auch nach den besiedelten Lebensräumen erfolgen. In letzterem Fall erfolgt die Gruppierung entsprechend einem Komplex von Bedingungen wie z. B. Lichtverfügbarkeit, Substratbeschaffenheit etc., die bestimmte Anpassungsleistungen der Pflanzen erfordern.

Taxonomische Gliederung

Taxonomisch lässt sich die Unterwasservegetation in zwei große Gruppen einteilen, nämlich in wasserlebende Vertreter der höheren Pflanzen und Algen. Bei der erstgenannten Gruppe handelt es sich um Organismen, die sich von landlebenden Verwandten herleiten und sich im Zuge der Evolution die Gewässer erneut als Lebensraum erschlossen haben, während Algen primäre (ursprüngliche) Wasserbewohner sind.

Lebensräume

Viel wesentlicher als die oben erwähnte taxonomische Gliederung ist die Einteilung in Lebensräume, d. h. in Gewässerabschnitte, die sich durch einen ganz spezifischen Komplex an Umweltbedingungen auszeichnen, an den die Organismen sich anpassen müssen, um überleben zu können. Die jeweils bestimmenden Umweltbedingungen variieren dabei sowohl innerhalb ein und desselben Gewässers als auch von Gewässer zu Gewässer, so dass sich verschiedene Einteilungssysteme und -kriterien ergeben.

Grundlegend wird zwischen dem Lebensraum des offenen Wasserkörpers, dem sogenannten Pelagial, und dem Gewässerboden, dem Benthos, unterschieden.

Lichtverfügbarkeit

Innerhalb des Pelagials und des Benthos wird weiter nach der Verfügbarkeit von Licht, Grundlage allen pflanzlichen Lebens, unterschieden. Als „euphotische

Zone“ wird der Bereich bezeichnet, in dem die täglich zur Verfügung stehende Lichtmenge (Dosis) für pflanzliches Leben ausreichend ist (Abb. 1). Unterhalb einer Grenze von ca. 1 % der an der Gewässeroberfläche zur Verfügung stehenden Lichtmenge beginnt dann die „aphotische Zone“, in der pflanzliches Leben - wie wir es kennen - nicht mehr möglich ist. Die Energie- und Stoffflüsse werden hier hauptsächlich durch Einträge aus dem euphotischen Bereich aufrechterhalten, so dass Abbauvorgänge das bestimmende Element dieses Bereiches sind.

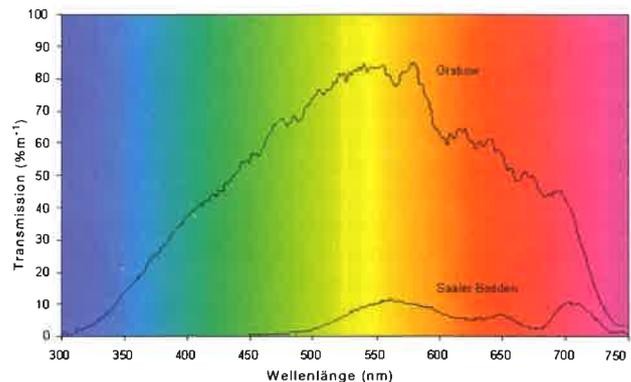


Abb. 1: Transmissionspektrum für einen äußeren (Grabow) und inneren (Saaler Bodden) Bereich der Darß-Zingster Bodden. Während im Grabow in 1 m Tiefe noch ca. 20 % des Oberflächenlichts zur Verfügung stehen, erreichen im Saaler Bodden nur 0,6 % diese Grenze. Neben diesem Unterschied in der Menge des zur Verfügung stehenden Lichtes verändert sich auch die spektrale Zusammensetzung des Lichtes, vor allem die kurzwelligen Blauanteile werden in den inneren Boddengewässern sehr stark absorbiert.

Wasserstandsschwankungen

Das nächste Kriterium ist, so kurios das auf den ersten Blick klingen mag, die Verfügbarkeit von Wasser. Während die meisten Süßwassersysteme hauptsächlich jahreszeitlichen Schwankungen des Wasserstandes ausgesetzt sind, treten in den Meeren und Ozeanen tageszeitliche Schwankungen des Wasserspiegels, die Gezeiten, auf. Diese regelmäßigen Schwankungen führen zu einer deutlichen Zonierung der Vegetation, da bei weitem nicht alle Organismen die damit verbundenen Phasen des Trockenfallens ertragen können. Eine hier gebräuchliche Einteilung beginnt mit dem Supralitoral, der Spritzwasserzone. Dieser Bereich liegt auch bei Flut oberhalb des Wasserspiegels, wird aber über Spritzwasser und Gischt stark durch das Gewässer beeinflusst. Daran schließt sich die Gezeitenzone, das Eulitoral, an, in der ein periodischer Wechsel zwischen Trockenfallen und Wasserbedeckung erfolgt. Unterhalb der Niedrigwasserlinie beginnt das Sublitoral, dessen Untergrenze durch die bereits erwähnte minimale Lichtverfügbarkeit für

pflanzliches Leben definiert wird. Wir haben hier also eine Zonierung, die sich im oberen Bereich vorrangig an der Austrocknungstoleranz und der Fähigkeit, schwankende Salzgehalte zu ertragen, orientiert, während im unteren Teil vor allem die Lichtverfügbarkeit von Bedeutung ist. Dieses System ist bereits für die offene Ostsee nur noch bedingt anwendbar, da hier, aufgrund der geringen Ausdehnung dieses Randmeeres, der Gezeiteneinfluss kaum noch wahrnehmbar ist. Die zu beobachtenden Wasserstandsschwankungen im Bereich der Mecklenburg-Vorpommerschen Küste sind hauptsächlich durch Luftdruckschwankungen (Durchzug von Hoch- und Tiefdruckgebieten) sowie ausdauernde Winde verursacht und weisen damit keineswegs die Regelmäßigkeit von Gezeiten auf. Für die Ostsee wird daher ein Schema angewandt, das zwischen einem Epilitoral, der Zone oberhalb des Hochwasserstandes, einem Geolitoral, der Zone zwischen Hoch- und mittlerem Wasserstand, einem Hydrolitoral, der Zone zwischen mittlerem und Niedrigwasserstand, und einem Sublitoral (unterhalb der Niedrigwasserlinie) unterscheidet.

Im Süßwasserbereich erfolgt die Einteilung dagegen vorrangig entsprechend der Wassertiefe, obwohl sich das Ausmaß der jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen durchaus in der Ausdehnung der einzelnen Bereiche widerspiegelt. Vom Land ausgehend ist zunächst ein Uferwald zu erwarten, der aus Gehölzen besteht, die auch längerfristige Überflutung tolerieren können, wie z. B. Grauweide oder Erle. Daran schließt sich das Großseggenried an, in dem Sauergräser dominieren, die auch eine dauerhafte Durchnässung des Bodens ertragen, gefolgt vom Röhrichtgürtel (Abb. 2). Dieser Röhrichtgürtel wird in seinem



Abb. 2: Der Röhrichtgürtel weist in großen Teilen der Boddenkette Schädigungen auf. An Bade- und Surfstellen, Hafenausfahrten und Weidestellen ist er oft über größere Strecken völlig zurückgedrängt. Aber auch submerse Pflanzen, die, wie im Bild gezeigt, nach Stürmen in großen Mengen angeschwemmt werden, können schwere mechanische Schädigungen hervorrufen.

Erscheinungsbild vom Schilf bzw. dem Rohrkolben geprägt und erstreckt sich von temporär trockenfallenden Bereichen bis in 1 m Wassertiefe und mehr. Sobald die Wassertiefe ein Vorkommen von Röhricht nicht mehr zulässt, beginnt der Gürtel der Schwimmblattpflanzen. Auch in diesem Bereich dominieren

höhere Pflanzen. Diese sind zwar im Unterwasserbereich verwurzelt, ihre Photosyntheseorgane befinden sich aber auf bzw. direkt unter der Wasseroberfläche, so dass maximaler Lichtgenuss gewährleistet ist.

Da viele dieser Pflanzen luftgefüllte Hohlräume zur Versorgung ihrer Wurzeln mit dem lebenswichtigen Sauerstoff verwenden, ist ihre Tiefenausbreitung aufgrund des zunehmenden Wasserdruckes begrenzt. Wenn Strömung oder Wellenschlag zu große Anforderungen an die Festigkeit der Blatt- und Blütenstiele stellen, kann diese Zone auch völlig fehlen.

Mit zunehmender Tiefe wird dann der Gürtel der Schwimmblattpflanzen von der Zone der submersen Hydrophyten, dem Laichkrautgürtel, abgelöst. Die Vegetationsorgane der hier anzutreffenden Pflanzen dringen nicht mehr bis an die Wasseroberfläche vor. Diese Pflanzen sind auf ständige Wasserbedeckung angewiesen. Algenrasen stellen die letzte Zone dar, welche sich bis zur Grenze der minimalen Lichtverfügbarkeit erstreckt.

Salzgehalt

In der Darß-Zingster Boddenkette kommt der Salzgehalt als vegetationsbestimmendes Element hinzu. Innerhalb der Boddenkette finden wir Salzgehalte von bis zu 12 ‰ in den Außenbereichen des Grabow und des Barther Boddens bis hin zu reinem Süßwasser in der Ribnitzsee und im Mündungsbereich der Barthe. Dieser Gradient ist von einem Trophiegefälle, d. h. von Unterschieden in der Nährstoffbelastung, nochmals überlagert. Die inneren Bereiche der Boddenkette werden als hypertroph (stark nährstoffbelastet) eingestuft. Im Grabow ist die Nährstoffbelastung dagegen gering und entspricht weitgehend dem mesotrophen Zustand der Ostsee. Als ein weiteres bestimmendes Element kommt noch die Beschaffenheit des Gewässerbodens hinzu. Entlang der Darß-Zingster Boddenkette finden wir ein Mosaik von kiesigen bis hin zu schlickigen Sedimenten, Hartsubstrate kommen vornehmlich in Form von Bauwerken (Hafenanlagen, Uferbefestigungen) vor. Dieser ausgeprägte Mangel an besiedelbaren Hartsubstraten ist ein Grund für die geringe Artenzahl in den Boddengewässern.

Unter Umständen ist es auch gar nicht die Salinität selbst, sondern vielmehr die Amplitude und die Frequenz der Salinitätsschwankungen, welche über die erfolgreiche Besiedelung eines Brackwasser-Lebensraumes entscheidet. Diesbezüglich kann bei den Pflanzen der Boddenkette gegenwärtig nur spekuliert werden. Gesichert ist, dass jede Salinitätsschwankung eine energiezehrende Neuanpassung des Organismus zur Folge hat, welche die Wachstumsleistung herabsetzt.

Uferwald

Welche Pflanzen finden wir nun unter diesen Bedingungen?

Ein regelrechter Uferwald ist nur an wenigen Stellen anzutreffen, so am Südufer der Ribnitzsee zwischen Ribnitz und Damgarten; einzelne Flecken befinden sich auch am Nordufer der Ribnitzsee, einem ehema-

ligen Militärgelände, sowie im Bereich Kinnbackenhagen-Barhöft. Am Nordufer sind nur noch sehr wenige Stellen erhalten. Die Nutzung des Landes zu Weidewecken, Eindeichungen und Meliorationsmaßnahmen haben hier die Landschaft stark verändert. Trotzdem stößt man, wandert man diesen Uferbereich entlang, immer wieder auf einzelne bis mehrere Hektar große Abschnitte naturnahen Uferwaldes.

Schilfgürtel

Der Schilfgürtel ist dagegen, von wenigen Bereichen abgesehen, nahezu entlang der gesamten Boddenkette erhalten. Schilf (*Phragmites australis*) erträgt auch die hohen Salzgehalte des Außenbereiches der Boddenkette. Die Stellen, an denen dieses Element fehlt, sind hauptsächlich durch intensive Beweidung (z. B. bei Pramort, aber auch die nordwestlichen Bereiche der Insel Kirr) oder menschliche Nutzung (Hafenbereiche, Badestellen) verursacht. Andere typische Arten dieses Bereiches, wie der Igelkolben (*Sparganium emersum*) und das Pfeilkraut (*Sagittaria sagittifolia*) sind da schon empfindlicher gegen die hohen Salzgehalte der Außenbereiche. Sie kommen nur im Bereich der Recknitz- und Barthemündung (Straßenbrücke Barth bis Pruchten) vor. Schon hier wird deutlich, welch prägenden Einfluss der Salzgehalt auf die Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften hat. Dieser Artenarmut, einem Merkmal von Brackwassergemeinschaften, werden wir auch in den folgenden Vegetationszonen immer wieder begegnen.

Schwimblattpflanzen und Laichkrautgürtel

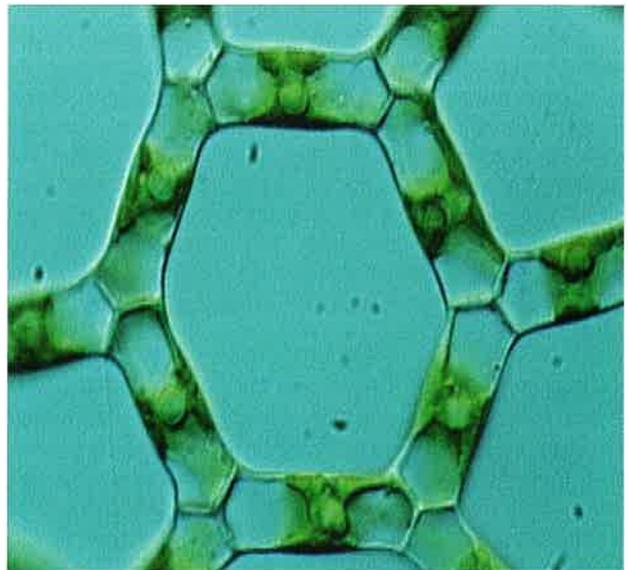
Auch die Schwimblattpflanzen finden wir nur in den Süßwasserbereichen, also Ribnitzsee und Barthemündung. Hier sind neben Seerose (*Nymphaea alba*) und Mummel (*Nuphar lutea*) (Abb. 3) auch Wasserlinsen (*Lemna* spp.), Teichlinsen (*Spirodela polyrrhiza*) und Krebschere (*Stratiodes aloides*) anzutreffen. Im Übergangsbereich des Gürtels der Schwimblattpflanzen zum Laichkrautgürtel kommt dann im Bereich der Barthemündung noch das Wassernetz (*Hydrodictyon reticulatum*) (Abb. 4) vor, eine besonders formschöne Alge, die in Mecklenburg-Vorpommern nur von wenigen Standorten bekannt ist. Das Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*) ist ebenfalls häufig in diesem Bereich vertreten, während das Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) nur selten anzutreffen ist - dafür ist die Nährstoffbelastung in diesen Bereichen zu hoch. Wesentlich häufiger ist das Tausendblatt in den Brackwasser-Außenbereichen anzutreffen, deren Nährstoffbelastung niedrig ist. Die erhöhten Salzgehalte werden von *Myriophyllum spicatum* problemlos ertragen; im Ostteil des Grabow bildet diese Art bei 8 - 10% großflächig dichte Bestände. Im Mündungsgebiet der Barthe ist auch noch die Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) anzutreffen, eine anspruchslose Art, die gerne für die Bepflanzung von Aquarien verwendet wird.

Wie der Name schon sagt, sind die Laichkräuter das bestimmende Element des anschließenden Laichkrautgürtels. Während im limnischen Bereich fünf Ar-



Abb. 3: Die Mummel (*Nuphar lutea*), ein Vertreter der Schwimblattpflanzen, kommt ausschließlich in geschützten Lagen der Süßwasserbereiche der Boddenkette vor.

Abb. 4 (unten): Das Wassernetz (*Hydrodictyon reticulatum*) ist ein besonders schöner Vertreter der Grünalgen. Die schlauchförmigen Kolonien kommen im Mündungsbereich der Recknitz in manchen Jahren massenhaft vor, sind jedoch nicht in der Lage, die höheren Salzgehalte der äußeren Boddenbereiche zu ertragen (20fach vergrößert).



ten anzutreffen sind, kommen im Brackwasser nur noch zwei Arten vor (*Potamogeton pectinatus*, *P. filiformis*). Eine dritte Art, die zumindest in den siebziger Jahren noch im Bereich des Prerowstroms angetroffen wurde (*P. pusillus*), konnte in den neunziger Jahren nicht mehr nachgewiesen werden. Von diesen Laichkräutern schafft es nur *P. pectinatus*, den gesamten Salinitätsbereich abzudecken; *P. filiformis* ist in den limnischen Bereichen bisher nicht gefunden worden. *Potamogeton pectinatus* ist bemerkenswert durchsetzungsfähig. In den Außenbereichen der Boddenkette, vor allem im Grabow, wächst diese Art bis zu mehr als einem Meter Länge heran. Die damit verbundene Beschattung führt dazu, dass die mit ihr vergesellschaftete Salde *Ruppia spiralis* steril bleibt, d. h. sich nur noch vegetativ vermehren kann.

Algenrasen

Die anschließende Region des Algengürtels ist im limnischen Bereich nur sehr spärlich entwickelt. Noch in den siebziger Jahren wurden ausgedehnte Armelechteralgen-Bestände in den Innenbereichen des Saaler Boddens angetroffen. Gegen Ende der achtziger Jahre waren diese Gebiete nahezu vegetationslos geworden, gegenwärtig wird eine zaghafte Wiederbesiedlung beobachtet. Die Ursachen für das zwischenzeitliche Verschwinden dieser einzigartigen Algen sind vielfältig. Die verstärkte Nährstoffbelastung der inneren Boddenbereiche in den achtziger Jahren spielte zweifellos eine wesentliche Rolle, stellt aber eventuell nicht den einzigen Auslöser dar. So ist bereits in den dreißiger Jahren eine Verschlechterung des Zustandes der Vegetation der inneren Boddengewässer, verbunden mit dem Absterben ausgedehnter Algenrasen und begleitet von massivem Fischsterben, beobachtet worden (Prof. Wundsch, pers. Mitteilung). Dieses Phänomen wurde auf den weitgehenden Abschluss der inneren Gewässerbereiche vom lebenswichtigen Wasseraustausch mit der Ostsee zurückgeführt, verursacht durch die Aufspülungen im Bereich des Bock. Die Tiefenausbreitung der Algenrasen wird vor allem durch die Lichtverfügbarkeit begrenzt. Neben den Gelbstoffen, die besonders den kurzwelligen Bereich des Lichtes absorbieren (Blaulichtanteil), sind vor allem die Phytoplankter (mikroskopisch kleine, einzellige Algen) verantwortlich dafür, dass bei hohen Nährstoffkonzentrationen die Eindringtiefe des Lichtes zunehmend geringer wird. Die eingangs erwähnte Tiefe, in der nur noch 1 % des Oberflächenlichtes vorhanden ist und daher kein pflanzliches Leben mehr erwartet werden kann, ist im Saaler Bodden seit den siebziger Jahren von durchschnittlich 1,5 m auf gegenwärtig 0,5 m gesunken. Ein Ausweichen in die oberen, noch ausreichend mit Licht versorgten Teile des Gewässergrundes ist nun aber zahlreichen Arten nicht möglich.

Gerade im limnischen Bereich ist die Konkurrenz der Schwimmblattgesellschaften in den Flachwasserbereichen so groß, dass z. B. die Armelechteralgen keine Möglichkeit bekommen, diese Bereiche ersatzweise zu erobern. Ein weiterer Faktor ist, dass zahlreiche Wasservögel - hier sei nur auf den Höckerschwan verwiesen - offensichtlich Armelechteralgen fressen und dabei bis zu 30 cm tiefe Bestände vollständig abweiden können. In den Süßgewässern sind diese Algenrasen nicht nur ein Indikator für günstige Lichtbedingungen, sie sorgen auch dafür, dass diese Bedingungen erhalten bleiben. In diesen Pflanzenbeständen finden nämlich Kleinkrebse, die sich vorwiegend von Phytoplankton ernähren, eine Versteckmöglichkeit. Damit entgehen sie tagsüber den Fischen, nachts steigen sie in die Wassersäule auf und fressen das Phytoplankton. Diese hier vereinfacht dargestellte Beziehung zwischen Makrophytobenthos und Transparenz des Wassers fehlt in Brackgewässern, da die im Süßwasser vorkommenden Kleinkrebse (vor allem *Daphnia magna*) im Brackwasser durch andere Arten abgelöst werden (z. B. *Neomysis* sp.), deren Effizienz beim Filtrieren von Phytoplanktern weitaus geringer ist.

Brackwasserbereiche

Mit zunehmender Entfernung vom Ribnitzsee wird mehr und mehr Flachwasser-Siedlungsfläche frei, da zahlreiche Arten an ihre Salinitätsgrenze des Vorkommens stoßen (Abb. 5). Der Schwimmblattgürtel ist be-

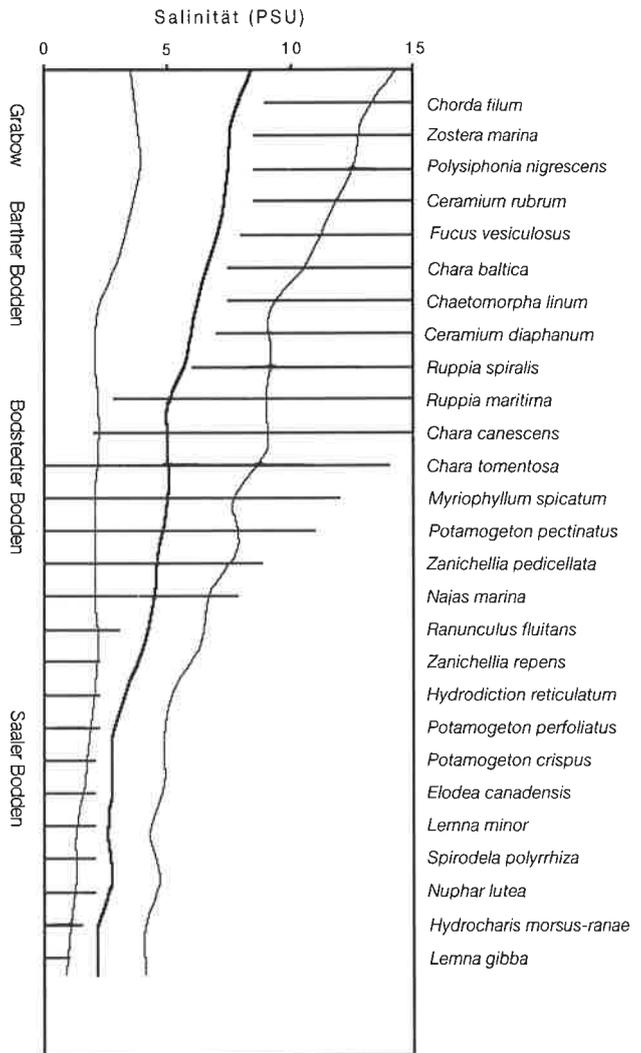


Abb. 5: Salzamplituden ausgewählter Pflanzen der Boddenkette. Dargestellt sind die Salinitätsbereiche, die von den Pflanzen toleriert werden. Das Liniendiagramm stellt die Maximal-, Mittel- und Minimalwerte der Salinität der einzelnen Abschnitte der Boddenkette dar (nach Linder, 1972, verändert).

reits ab ca. 1,5 ‰ Salzgehalt nicht mehr anzutreffen, die meisten Arten des oben erwähnten Laichkrautgürtels finden ihre Verbreitungsgrenze bei ca. 2 ‰. Dafür treten jetzt verstärkt Arten auf, deren Verbreitungsschwerpunkt im marinen Milieu liegt. Das Bild der submersen Vegetation ändert sich grundlegend. Ein Äquivalent zum Schwimmblattgürtel tritt nicht wieder auf. Die zunächst noch sehr spärlichen submersen Pflanzenbestände bestehen vor allem aus *Potamogeton pectinatus* und dem Großen Nixkraut (*Najas marina*).

Vereinzelte kann man auch noch den Teichfaden *Zanichellia pedicellata* antreffen, vor allem in den Nord-



Abb. 6: *Chara canescens*, ein Vertreter der Armeleuchteralgen, ist eine der wenigen submersen Pflanzen, deren Vorkommen auf Brackgewässer beschränkt ist. Der dichte Stachelpelz führt dazu, dass sich häufig Driftalgen an den Pflanzen verfangen. Die Bestände dieser Art bestehen in Deutschland ausschließlich aus weiblichen Individuen, die sich parthenogenetisch vermehren.

und Westbereichen des Saaler Boddens finden sich noch einige Exemplare. Ab den Borner Bülden tritt dann jedoch in massiver Weise *Chara aspera*, durchsetzt mit einzelnen Exemplaren von *Chara canescens* und *Chara tomentosa* (Abb. 6 und 7), auf. Dazwischen sind einzelne Exemplare von *Najas marina* eingestreut, flächendeckende Bestände dieser Art treten hier jedoch nicht mehr auf. Je tiefer man in diesen schwachsalzigen Bereichen ins Wasser vordringt, desto spärlicher wird die Vegetation, und zunehmend werden die erwähnten Arten erneut von *Potamogeton pectinatus* abgelöst, dessen untere Verbreitungsgrenze hier bei ca. 0,8 m erreicht wird.

Auf den vor allem am Ostufer des südlichen Saaler Boddens auftretenden groben Kiesen ist dann noch *Cladophora glomerata*, eine fädige Grünalge, zu finden. In diesen vergleichsweise stark exponierten Bereichen ist auch der Darmtang (*Enteromorpha intestinalis*) anzutreffen.

Im Bodstedter Bodden treten dann die ersten Arten auf, deren Vorkommen deutlich an salzhaltiges Wasser gebunden ist. Die Meersalbe (*Ruppia maritima*) ist hier erstmals anzutreffen, *Chara canescens* wird häufiger, während *Najas marina* nicht mehr aufzufinden ist. Dieses Bild bleibt auch im größten Teil des Barther Boddens erhalten. Erst im Grabow wandelt sich der Charakter der submersen Vegetation erneut, hier erscheinen die ersten Einwanderer aus der Ostsee. Vertreter der Braunalgen sind die Meersaite (*Chorda filum*) und der Blasentang (*Fucus vesiculosus*). Letzterer bringt hier nur sehr kleine Exemplare hervor, die häufig steril bleiben. Auch dieser Merkmalskomplex, Größenreduktion und Sterilität, ist typisch für Brackgewässer. Sowohl Algen (wie z. B. der Zuckertang,



Abb. 7: *Chara tomentosa*, ebenfalls eine Armeleuchteralge, ist eine Süßwasserpflanze, die bis weit in den Brackwasserbereich vordringen kann. In der Boddenkette ist sie bis hinein in den Barther Bodden in geschützten Flachwasserbereichen anzutreffen.

Laminaria saccharina) als auch Tiere (z. B. die Miesmuschel, *Mytilus edulis*, oder der Schlangensterne, *Ophiura albida*) weisen diese Größenreduktion, oft verbunden mit reduzierter Fertilität, auf. Von den Rotalgen finden wir *Polysiphonia nigrescens* und *Polysiphonia violacea* sowie die leichter unterscheidbaren Hornlinge *Ceramium rubrum* und *Ceramium diaphanum*. Unter den Armeleuchteralgen ist *Chara baltica* die mit Abstand am häufigsten anzutreffende Art, deren hier meist lockere Bestände mit einzelnen Exemplaren von *Chara canescens* durchsetzt sind. Die in den siebziger Jahren noch anzutreffenden Reinbestände letztgenannter Art sind allerdings verschwunden.

Chara canescens gehört wie alle Armeleuchteralgen zu den geschützten Pflanzen. Sie stellt eine Besonderheit unter den submersen Pflanzen dar, da im gesamten Bereich der Ostsee ausschließlich weibliche Organismen vorkommen. Männliche Exemplare sind bisher nur aus dem Neusiedler See, einem Binnenbrackgewässer, mit Sicherheit bekannt. Beschreibungen männlicher Exemplare aus dem griechischen Raum stellten sich als Fehlbestimmungen heraus. Die Fortpflanzung erfolgt offenbar über Jungfernzeugung (Parthenogenese), allerdings konnte auch nachgewiesen werden, dass eine rein vegetative Vermehrung möglich ist (Abb.8).

Bei den höheren Pflanzen wird *Ruppia maritima* jetzt abgelöst von *Ruppia spiralis*, auf sandigen Substraten kommen jetzt die ersten Exemplare des Seegrases (*Zostera marina*) vor.

Dieser Wandel in der Vegetationszusammensetzung entlang der Boddenkette verdeutlicht, welchen großen Einfluss der Salzgehalt auf die Verbreitung der sub-



Abb. 8: Die Oogonien von *Chara canescens* bestehen aus fünf spiralig gewundenen Rindenzellen, die die Eizelle umhüllen. Das ebenfalls fünfzählige Krönchen fällt nach der Befruchtung ab.

mersen Pflanzen hat. Selbst mit dem vergleichsweise geringen Arteninventar der Boddenkette wird bereits erkennbar, dass es offenbar verschiedene Strategien zur Besiedelung derartiger Brackwasserbereiche gibt.

Typen der Brackwasserorganismen

Remane (1958) unterschied vier Typen von Besiedlern derartiger Bereiche, die hier mit Beispielen entsprechend der Einordnung von Lindner (1972) vorgestellt werden sollen.

Zum einen gibt es die sogenannten „euryhalin-marinen“ Arten. Das sind Spezies, deren Hauptverbreitungsgebiet das Meerwasser darstellt, die jedoch in der Lage sind, auch die niedrigen Salzgehalte des Brackwassers zu tolerieren. Die meisten derartigen Arten besiedeln auch in ihrem Ursprungsgebiet Bereiche wechselnder Salinität. Das wäre vor allem das Eulitoral, in dem bei Niedrigwasser eine Aussüßung vorkommen kann, so z. B. bei Regenfällen. Mit dieser bereits im marinen Gebiet erworbenen Toleranz gelingt es dem Blasentang und der Meersaite, aber auch den *Polysiphonia*- und *Ceramium*-Arten, bis in die vergleichsweise niedrigen Salzgehalte der Außenbereiche der Boddenkette vorzudringen.

Von der anderen Seite, aus dem Süßwasser, kommen die „euryhalin-limnischen“ Arten. Deren Ursprung ist im Süßwasser zu suchen, sie haben sich aber in Flussmündungsgebieten an mehr oder weniger hohe Salinitäten anpassen können und sind damit in der Lage, schwachbrackige Gewässer zu besiedeln. Innerhalb dieses Typs können zwei Gruppen unterschieden werden. Einmal handelt es sich dabei um Arten, die den Brackwasserbereich nur berühren und ihre Verbreitungsgrenze bereits bei 1 - 2‰ Salzgehalt erreichen. Hierzu gehören z. B. Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*), Krebschere, Wasserlinsen, Seerose und Mummel. Die andere Gruppe umfasst Arten, die sich im Laufe der Evolution so weit angepasst ha-

ben, dass sie im Brackwasser optimale Bedingungen vorfinden. Sie können also durchaus auch im Süßwasser vorkommen, haben aber auch mit Brackwasser höherer Salinitäten keine Probleme und können dort, evtl. auch aufgrund fehlender Konkurrenz, dichte Reinbestände bilden. Dazu gehören in der Boddenkette z. B. *Myriophyllum spicatum*, *Chara aspera*, *Chara tomentosa* und *Najas marina*.

Im Verlauf der Evolution kann sich nun aus dem Ertragen von Brackwasser eine echte Bindung an diesen Standort entwickeln, d. h. die Pflanzen sind in ihrem Vorkommen dann an Brackwasser gebunden und werden zu sogenannten „Brackwasser-Arten“ (Abb. 9 a und b). Zu diesem Typ gehören in der Boddenkette *Chara canescens* und *Chara baltica*, Arten die weder im Süßwasser noch im vollmarinen Milieu bestandsbildend sind. In den siebziger Jahren kam in der Boddenkette auch noch das Armeleuchtergewächs *Tolypella nidifica* vor, ebenfalls eine Brackwasserart, die jedoch gegenwärtig im Gebiet verschollen ist.

Eine perfekte Anpassung an den Faktor Salinität haben schließlich die „holeuryhalinen“ Arten erreicht. Diese Organismen sind in der Lage, den gesamten Salinitätsbereich vom Süßwasser bis zum vollmarinen Milieu zu besiedeln. In der Mehrzahl der Fälle sind diese Organismen eindeutig marinen Ursprungs, so z. B. *Enteromorpha intestinalis* und *Cladophora glomerata*, die auch im obersten Bereich des marinen Eulitorals anzutreffen sind und dort z. T. für mehrere Tage trockenfallen können, d. h. auf Süßwasserversorgung angewiesen sind. Dementsprechend ist ihre Verbreitung im Süßwasser auch auf küstennahe bzw. mit dem Meer zumindest temporär in Verbindung stehende Gewässer beschränkt. Das bedeutet nicht, dass nicht auch Einwanderer aus dem Süßwasser hier anzutreffen sind. Zu letzteren gehört z. B. *Potamogeton pectinatus*, eine aus dem Süßwasser herzuleitende Art, die noch weitaus höhere Salinitäten als die maximal in der Boddenkette anzutreffenden 10‰ zu tolerieren vermag.

Einen Sonderfall stellt *Zostera marina* dar. Diese Art gehört zu den wenigen Blütenpflanzen (Phanerogamen), die sich, vom Land kommend, den marinen Lebensraum erneut erschlossen haben. Trotzdem gehört diese Art nicht zu den holeuryhalinen Arten, sondern ist den euryhalin-marinen Arten zuzuordnen. Das bedeutet, dass *Zostera* mit der Anpassung an den marinen Lebensraum gleichzeitig die Fähigkeit verlorengegangen ist, ihr ursprüngliches Habitat zu besiedeln.

Gegenwärtiger Zustand der Unterwasservegetation

Die submerse Vegetation der Darß-Zingster Bodden-gewässer befindet sich gegenwärtig offenbar in einer Umbruchphase (Yousef, 1999; Küster, 1997). Eine erste ausführliche Bearbeitung der submersen Vegetation dieses Gebietes erfolgte Anfang der siebziger Jahre durch Lindner (1972), die schon zu diesem Zeitpunkt deutliche Anzeichen einer Reduktion des Arteninventars der inneren Bereiche der Boddenkette

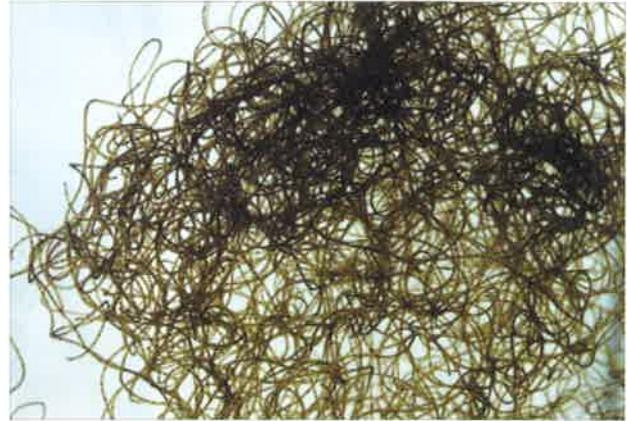


Abb. 9 a und b: Vorrangig im Spätsommer und Herbst findet man im Spülsaum der Boddengewässer die sogenannten „Seebälle“ (links). Sie entstehen aus den frei treibenden, krausen Fäden der Grünalge *Chaetomorpha linum* (rechts), die vor allem in und vor den Röhrichtgürteln der äußeren Boddengewässer in großen Mengen anzutreffen ist.

aufgrund fortgeschrittener Eutrophierung feststellte. In den siebziger und vor allem achtziger Jahren setzte sich dieser Trend soweit fort, dass Ende der achtziger Jahre die Boddenkette als ein von Phytoplankton dominiertes, hocheutrophes Gebiet eingeschätzt werden musste (Schiewer et al., 1992). Alle bis 1994 durchgeführten Untersuchungen belegten übereinstimmend eine reduzierte Ausdehnung der Makrophytenbestände (Schiewer, 1993; Teubner, 1989; Behrens, 1982). Seit 1995 gibt es nun wieder Anzeichen einer Wiederbesiedelung der inneren Boddengebiete mit submersen Makrophyten (Küster, 1997; Schiewer, 1995). Inwieweit es sich hierbei bereits um die Folge der seit 1990 drastisch reduzierten Nährstoffeinträge in die Boddenkette handelt, kann gegenwärtig nur vermutet werden, da zeitgleich ein verstärkter Wasseraustausch mit der Ostsee zu verzeichnen war (Schiewer, 1995). Die Wiederbesiedelung betraf bisher hauptsächlich die Armleuchteralgen, die von 1995 bis 1996 teilweise hektargroße Flächen zurückeroberten. Zu diesem Zeitpunkt hatte sich die Reduktion der Nährstoffeinträge noch nicht deutlich auf die Freiwasser-Nährstoffkonzentrationen ausgewirkt, da die Sedimente als eine Art Speicher wirken, der das System noch über lange Zeit vor allem mit Phosphaten versorgen wird. Daher kann gegenwärtig noch nicht mit Sicherheit von einer Gesundung des Systems ausgegangen werden. Über die Dynamik der Vegetationsentwicklung bei zunehmender Nährstoffbelastung ist zwar vieles bekannt; der umgekehrte Fall, mit dem wir es hier zu tun haben, ist jedoch eine Rarität, die bisher in Brackgewässern noch nicht untersucht wurde. Um so interessanter und wichtiger ist es, diese einmalige Chance des Kenntniserwerbs nicht ungenutzt verstreichen zu lassen.

Auch wenn wir zur Zeit eine Wiederbesiedelung der Bodden mit submersen Pflanzen beobachten, gibt es doch auch Anlass zur Besorgnis. Die eutrophierungsbedingten Gefahren erscheinen zwar rückläufig, doch sind, vor allem aufgrund der verstärkten touristischen Nutzung des Gebietes, neue Gefährdungsquellen entstanden. Nahezu alle der im Gebiet vorkommenden submersen Organismen weisen eine große Anfälligkeit gegenüber mechanischen Einflüssen auf. Schon durch ständige Wellenbewegungen, ausgelöst durch

z. B. Motorboote, kann es entweder direkt oder durch die damit verbundene Sedimentaufwirbelung zu einer Schädigung der Bestände kommen. Untersuchungen in den finnischen Schärengeländen belegten eine besorgniserregende Empfindlichkeit gerade von *Chara aspera* und *Ch. baltica* gegenüber derartigen Einflüssen. Dazu kommen direkte mechanische Schädigungen vor allem im Bereich von Badestellen und Surfgebieten. Derartige Bereiche sind dementsprechend auch bestenfalls mit den recht robusten *Ruppia*- und *Potamogeton*-Beständen bewachsen. Der Einfluss der Fischerei ist gegenwärtig gering. In den besiedelten Flachwasserbereichen wird meist nur Reusenfischerei betrieben.

Auf der anderen Seite muss berücksichtigt werden, dass eine Nutzung des Erholungswertes der Boddengewässer zwingend Kompromisse erfordert, zumal die Region in hohem Maße auf touristische Attraktivität angewiesen ist. Derartige Kompromisse, wie gezielte Ausweisung von Badestellen und Surfgebieten in Arealen, die sowohl gut erreichbar, als auch von untergeordneter Schutzwürdigkeit sind, würde helfen, störende Einflüsse auf bestimmte Zonen zu beschränken ohne das Gesamtsystem zu gefährden, wie es bei wilder Nutzung der gesamten Flachwasserbereiche der Fall wäre.

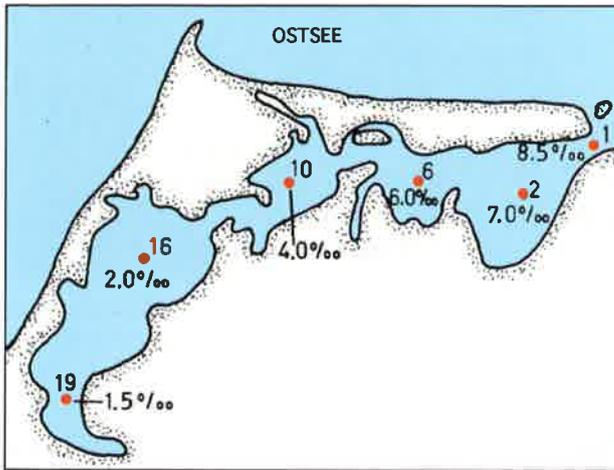
Mit derartigen Lösungen sollte es möglich sein, eine Stabilisierung der Bestände in weiten Teilen der Darß-Zingster Boddengewässer zu erreichen. Die damit verbundene reichhaltigere Vogelwelt und die verbesserte Wasserqualität kommen dann auch wieder den Besuchern des Gebietes zugute und sollten helfen, die Einschränkungen in der Nutzung bestimmter Bereiche zu akzeptieren und einzuhalten. Einhergehen muss das natürlich mit ausführlicher Information vor Ort. Die getroffenen Maßnahmen müssen sowohl den Bewohnern als auch den Besuchern dieser Region in nachvollziehbarer Weise erläutert werden, anders ist Akzeptanz für Beschränkungen nicht erreichbar.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Das Zooplankton der Darß-Zingster Boddenkette

R. Heerkloss



oben: Darß-Zingster Boddenkette

unten: Frisches Haff

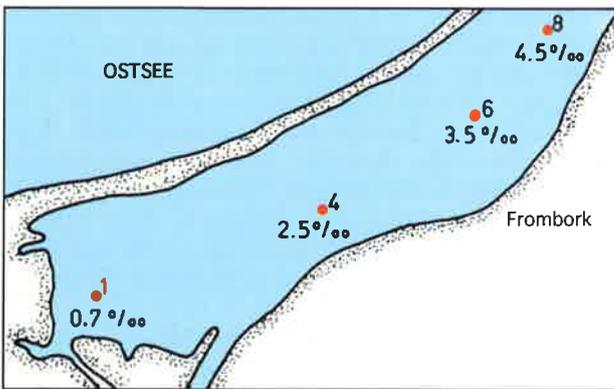


Abb. 1: Darß-Zingster Boddenkette (oben) und polnischer Teil des Frischen Haffes (unten). Die Punkte und Nummern bezeichnen Stationen der Probenentnahme im Monitoring.

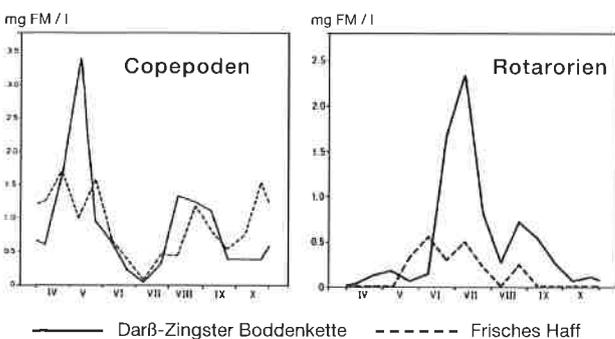
Einige hundert Kilometer östlich von der Halbinsel Darß-Zingst befindet sich das Frische Haff, eine der Boddenkette ganz ähnliche Landschaft (Abb. 1). Die naturgeschichtliche Entwicklung und der gegenwärtige Zustand beider Gewässer sind vergleichbar. Allerdings überragt das Frische Haff die Boddenkette in seiner welthistorischen Bedeutung, denn in dem kleinen Städtchen Frombork verbrachte kein geringerer als Nikolaus Kopernikus viele Jahre seines Lebens. Der Blick vom Fromborger Dom auf die weite Landschaft am Haff ist wunderschön und erinnert an die Aussicht von der Wustrower Hohen Düne aus auf die Boddenkette.

Beide Gewässer beherbergen weitgehend dieselben Zooplanktonarten. Allerdings gibt es in der Dominanzstruktur einen wichtigen Unterschied. In der Boddenkette kommt es während des Sommers zu einer Massenentwicklung der Rädertierarten *Keratella cochlearis* und *Filinia longiseta*. Im Haff sind die Rotatorien zu dieser Zeit dagegen nur schwach entwickelt (Abb. 2). Die Ursache dieser Differenz ist vermutlich im Trophieunterschied zu suchen. In der stark eutrophierten Boddenkette kommt es durch eine Überschussproduktion des Phytoplanktons zur Verschiebung des Stoffflusses zu mikrobiellen Nahrungsgefügen (Schiewer et al., 1994 b), mit denen die beiden o. g. Arten in enger Wechselwirkung stehen. In diesem Beitrag sollen die Metazoen des Boddenzooplanktons vorgestellt werden. Hierzu liegen umfangreiche Ergebnisse aus einem langjährigen Monitoring vor, das 1969 von Werner Schnese begründet wurde (Schiewer, 1990).

Artenzusammensetzung

Eine Liste der planktischen Metazoenarten hat Arndt (1985) zusammengestellt. Danach gibt es 102 Taxa, davon sind 66 Rotatorien, 20 Phyllopoden und 14 Copepoden. Hinzu kommen meroplanktische Larven verschiedener Gruppen des Zoobenthos: Polychaeten, Muscheln, Schnecken und Seepocken. Produktionsbiologisch bestimmend sind nur ganz wenige Arten. Hierzu gehören bei den Copepoden die Brackwasserformen *Eurytemora affinis* (Poppe) (Abb. 3 a, b) und *Acartia tonsa* Dana (Abb. 3 c). Bei den Rotatorien sind es: *Keratella cochlearis* (O. F. Müller) (Abb. 3 d) - insbesondere *K. c. var. tecta* -, *K. quadrata* (O. F. Müller), *Filinia longiseta* (Ehrb.), *Brachionus calyciflorus* Palla (Abb. 3 e), *B. quadridentatus* (Hermann), *Syncheata cecilia* Rousselet, *S. vorax* Rousselet, *Trichocerca* spp. (Abb. 3 f), *Asplanchna* spp. (Abb. 3 g). Die Gruppe der Meroplankter war zwischen 1969 und 1988 produktionsbiologisch unbedeutend. Seit der Einwanderung des aus nordamerikanischen Gewässern stammenden Polychaeten *Marenzelleria viridis* (Verrill) (Abb. 4 b) kommt es jedoch jährlich zu Massenvorkommen von Larven dieser Art im Spätherbst (Bick & Burckhardt, 1989; Heerkloss & Schnese, 1995). Ebenfalls nur zeitweise beobachtet wurden

Abb. 2: Jahresgang der Copepoden- und Rotatorienbiomasse in der Darß-Zingster Boddenkette und im Frischen Haff. Mittelwerte aus den Jahren 1975, 1977 und 1978. Die dominierende Copepodenart in beiden Gewässern ist *Eurytemora affinis*. Bei den Rotatorien dominieren in der Darß-Zingster Boddenkette *Keratella cochlearis* sowie *Filinia longiseta* und im Frischen Haff *Brachionus calyciflorus* (Angaben nach Heerkloss et al., 1991).



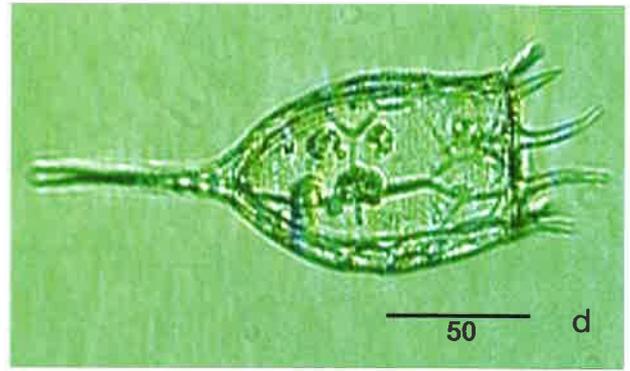
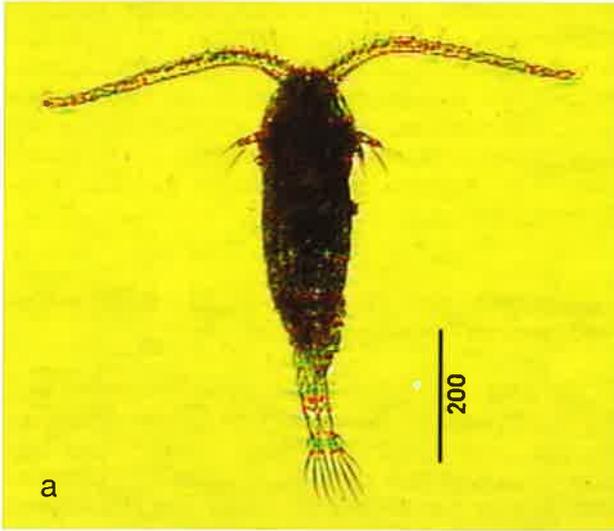
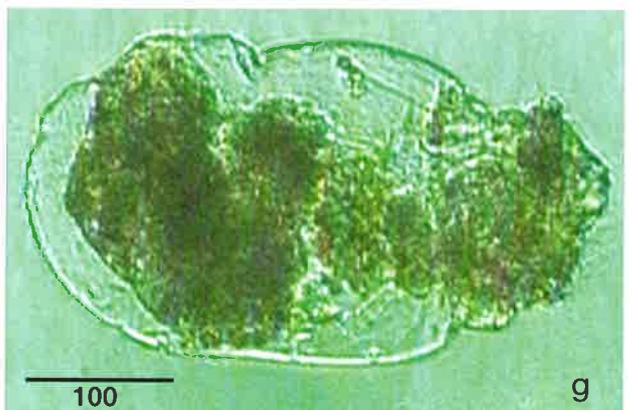
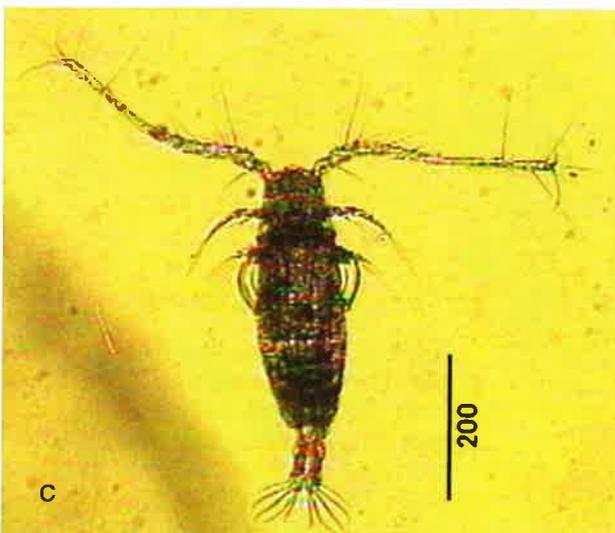
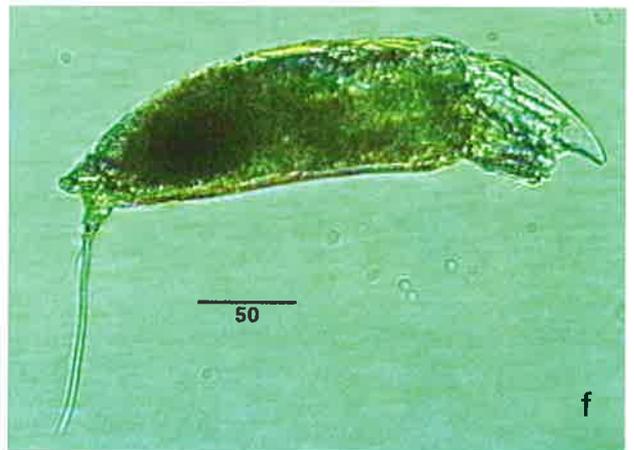
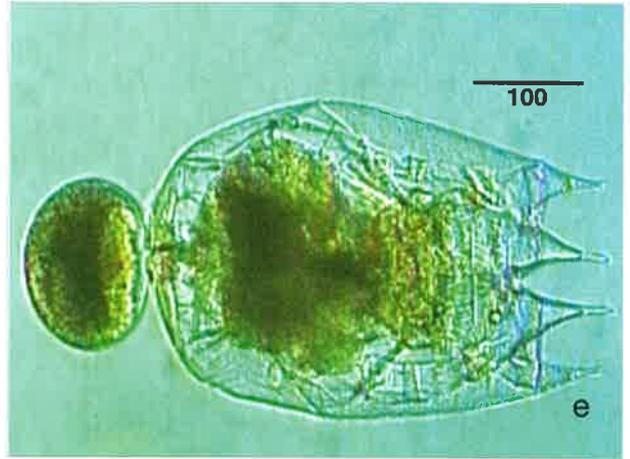


Abb. 3: a) *Eurytemora affinis* C5-Copepodit eines Weibchens, b) *Eurytemora affinis* 3. Nauplius-Stadium, c) *Acartia tonsa* Männchen, d) *Keratella cochlearis* leere Hülle, e) *Brachionus calyciflorus*, f) *Trichocerca capucina*, g) *Asplanchna priodonta* (Größenangabe in μm).





die Phyllopoden. In Jahren mit besonders geringen Salzgehalten wie 1969 - 70 und 1979 - 81 entwickelten sie vergleichbar hohe Biomassen wie die Copepoden. In den übrigen Jahren traten sie dagegen nur ganz sporadisch auf. Dominierende Vertreter bei den Phyllopoden sind *Bosmina longirostris* (O. F. Müller) (Abb. 4 a), *Pleopsis polyphemoides* (Leucka), *Chydorus sphaericus* (O. F. Müller).

Veränderung des Phytoplankton:Zooplankton-Verhältnisses im Trophiegradienten

In den Darß-Zingster Boddengewässern erhöht sich mit abnehmendem Salzgehalt von Osten nach Westen der Trophiegrad. Parallel mit zunehmender Trophie vergrößert sich auch die Zooplanktonbiomasse. Abb. 5 zeigt das Verteilungsmuster des Mittelwertes von 1969 - 70. Interessant ist dabei, dass sich das Biomasseverhältnis Phytoplankton:Zooplankton mit der Trophie vergrößert. Dies kann als Ausdruck abnehmender Nahrungsketteneffektivität gewertet werden und stimmt mit Beobachtungen aus limnischen Gewässern überein (Hilbricht-Ilkowska et al., 1979). Allerdings ist in Seen insgesamt der Anteil des Zooplanktons auch in hocheutrophen Gewässern wesentlich größer. Die Effektivität der Nahrungskette im Boddenplankton ist demnach außergewöhnlich niedrig. Als Grund hierfür lässt sich vermuten, dass Arten mit hoher Filtrierleistung nicht vorkommen. Dies sind in Seen große Phyllopoden. Die in den Bodden vorkommenden Phyllopoden befinden sich aber im unteren Bereich des Größenspektrums, und in den meisten Jahren fehlt diese Gruppe völlig. Ein weiterer Faktor, der das Zooplankton auf niedrigem Niveau hält, scheint eine starke Begrenzung durch biotische Kontrollmechanismen zu sein. Diese wirken bei den Copepoden durch Fischlarven und bei den Rotatorien durch räuberische Rotatorien und Copepoden. Auch das sehr zum basischen hin verschobene pH-Millieu scheint zeitweise hemmend zu wirken. Die planktischen Metazoen fallen somit als Begrenzungsfaktor des Phytoplanktonwachstums weitgehend aus. Experimente zur Fressrate unter *in-situ*-Bedingungen zeigten, dass nur 1 - 4 % der Algenbiomasse pro Tag weggefressen werden (Schnese & Heerkloss, 1978).

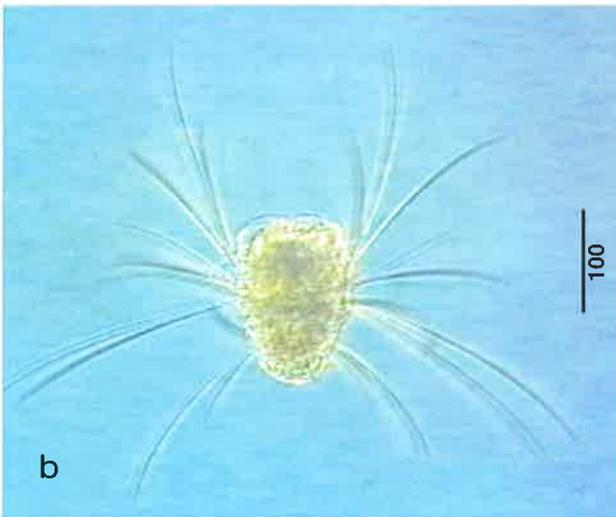


Abb. 4: a) *Bosmina longirostris* mit Embryo, b) Larve von *Marenzelleria viridis* (Größenangabe in μm).

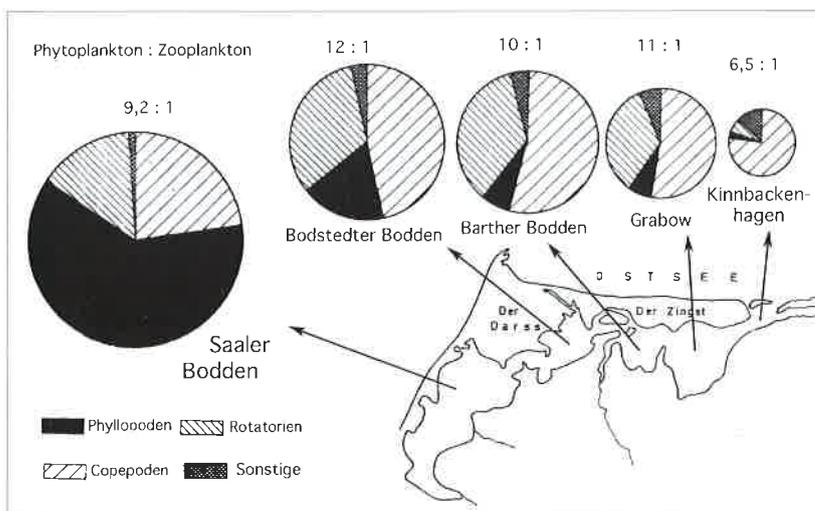


Abb. 5: Horizontale Verteilung des Zooplanktons und der Biomasserelation Phytoplankton : Zooplankton. Die Kreise von links nach rechts entsprechen folgenden Biomassen: 9,58 4,53 3,90 1,92 und 0,89 mg Frischmasse pro Liter (nach Schnese, 1973, modifiziert).

Vergleich der Umsatzleistung von planktischen Protozoen und Metazoen

Abbildung 6 zeigt einen mittleren Jahresgang der Copepoden, Rotatorien und Polychaeten-Larven im Zeitraum von 1985 – 93. Phyllopoden kamen zu dieser Zeit nicht vor. In die Grafik sind außerdem gemittelte Biomassezahlen der Ciliaten von 1985, 86 und 87 nach Arndt (1991) und Zahlen der heterotrophen Nanoflagellaten (HNF) von 1991 und 92 nach Wünsch (1992) eingearbeitet. Die Grafik zeigt deutlich, dass die Protozoenbiomasse die der Metazoen in den meisten Monaten übertrifft. Da die Protozoen mehr Umsatzleistung pro Biomasseeinheit bringen, fällt ihr funktioneller Beitrag im Rahmen des Gesamtzooplanktons noch stärker ins Gewicht. Maximal erreichen die Metazoen nur einen Anteil von 16 – 19 % an der Remineralisierungsleistung des Zooplanktons (Schiewer et al., 1994 a).

Saisonale Entwicklung der Biomasse

In Abbildung 6 ist das typische Muster des Jahresganges der drei wichtigsten Gruppen der Metazoen erkennbar. Die Copepoden entwickeln im April und Mai ein deutliches Maximum, welches fast ausschließlich durch die genuine Brackwasserart *E. affinis* gebildet wird. Nach einem Minimum im Juli erscheint in manchen Jahren im Spätsommer ein zweites, geringer ausgeprägtes Maximum. Im Sommer und Spätsommer kommt neben *E. affinis* die ebenfalls für das Brackwasser typische Art *Acartia tonsa* vor.

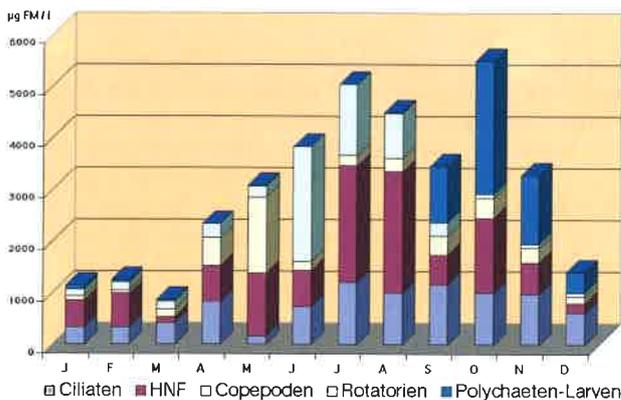


Abb. 6: Jahresgang des Gesamtzooplanktons. Mittelwerte 1985 – 93 (Metazoen), 1985 – 87 (Ciliaten), 1991 – 92 (HNF), HNF = Heterotrophe Nanoflagellaten.

Während der Periode des Copepodenminimums im Sommer füllen Massentwicklungen der beiden Rotatorienarten *K. cochlearis* und *F. longiseta* die durch den Copepodenrückgang verursachte Lücke auf. Im Anschluss an das zweite Copepodenmaximum sorgen die Massenvorkommen meroplanktischer Polychaetenlarven für hohe Biomassewerte bis in den späten Herbst hinein. Der Dominanzwechsel zwischen Copepoden und Rotatorien ereignete sich mit erstaunlicher Regelmäßigkeit im gesamten Beobach-tungszeitraum von mittlerweile 30 Jahren.

Erklärungsmodelle für saisonale Sukzessionsmuster müssen - wie so häufig bei feldökologischen Zeitreihen - mehrere Faktoren in Rechnung stellen, und es ist schwierig, diese quantitativ gegeneinander abzuwägen. Als Ursache des starken Copepoden-Rückganges Ende Mai bis Anfang Juni wurde zunächst der Fraßdruck durch die zu dieser Zeit vorzugsweise planktivor fressenden Larven der meisten Boddenfischarten vermutet. Modellsimulationen zeigten jedoch, dass der Einfluss durch die Ichthyofauna viel zu gering ist (Vietinghoff et al., 1981). Dagegen ließen sich die Modellkurven mit den beobachteten Jahresgängen zur Deckung bringen, wenn angenommen wurde, dass Cyanobakterien hemmend auf die Copepoden wirken. Daraufhin suchte Ring (1987) mit Hilfe experimenteller Untersuchungen nach toxischen Einflüssen des zur Zeit des Copepodenzusammenbruchs herrschenden Phytoplanktons. Diese zeigten, dass eine typische Toxizität, wie sie vielfach für eutrophe Seen beschrieben wird, nicht vorliegt. Es folgten Laboruntersuchungen an *E. affinis*, mit deren Hilfe weitere mögliche Hemmfaktoren aufgefunden werden sollten. Ring (1987) stellte fest, dass hohe Temperaturen und pH-Werte im Juni in der Regel den autökologischen Optimalbereich überschreiten. Carius (1995) zeigte außerdem durch den Vergleich von *E. affinis* mit *Brachionus plicatilis*, dass Rotatorien besser in der Lage sind, auf pH-Stress adaptiv zu reagieren. Da die pH-Werte im Verlaufe des Mai besonders hoch ansteigen (Abb. 7), könnte dies zum Dominanzwechsel von Copepoden zu Rotatorien führen. Auch ein starker Rückgang der Eirate (Arndt, 1985) und der Fressaktivität (Ring, 1987) von *E. affinis* im Mai deuten

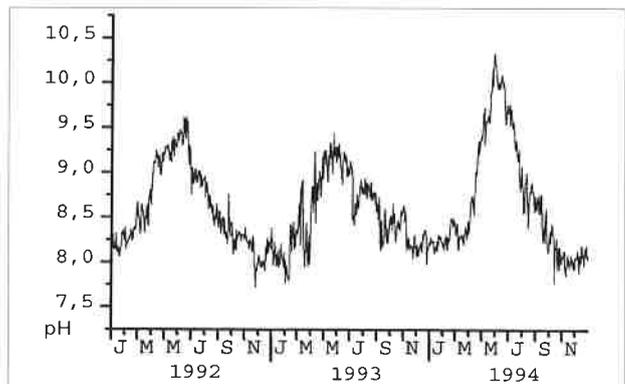


Abb. 7: Jahresgang der täglichen 8.00-Uhr-Messung des pH-Wertes im Zingster Strom.

auf eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für die Copepoden hin. Eine Abnahme des Nährwertes konsumierter Phytoplankter könnte sich aber ebenfalls hemmend auswirken. In vielen Untersuchungs-jahren korreliert der Copepodenrückgang mit besonders hohen Konzentrationen der koloniebildenden Cyanobakterienart *Gomphosphaeria pusilla*. Ein hemmender Einfluss dieser Art auf das Populationswachstum von *E. affinis* konnte in Mesokosmen experimentell nachgewiesen werden (Heerkloss et al., 1993). Darüber hinaus könnte sich auch der regel-

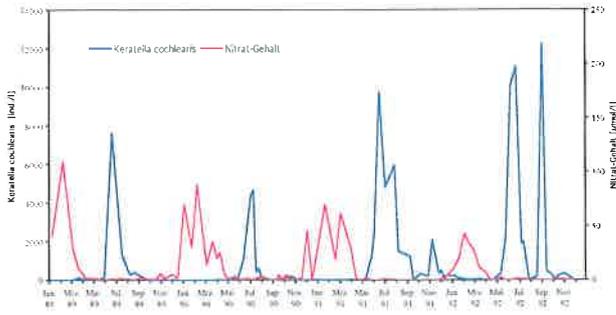
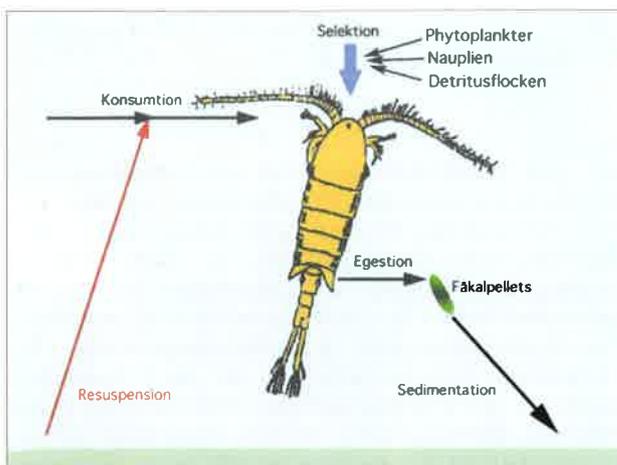


Abb. 8: Jahreszeitliche Schwankungen der Nitrat-Konzentrationen und Abundanzen von *Keratella cochlearis*.

mäßig auftretende starke Besatz der Tiere mit epizoischen Ciliaten hemmend auswirken (Ring et al., 1985). Franke & Ihlenfeld (1987) stellten fest, dass die Nauplien in ihrer Schwimmaktivität und Nahrungsaufnahme durch Ciliatenbewuchs beeinträchtigt wurden.

Die Interpretation des jahreszeitlichen Verlaufs der Copepoden muss aber noch einen weiteren Befund berücksichtigen. *E. affinis* ist in den Ästuarergewässern der nördlichen Hemisphäre weit verbreitet, und in den meisten Fällen wird im Frühsommer eine Depression in der Biomassekurve beobachtet (Bradley, 1991). Ein intraspezifischer Regulationsmechanismus würde diese Tatsache besser erklären als spezielle Umweltfaktoren, denn die gemachten Annahmen für den Zusammenbruch des Frühjahrspicks lassen sich nicht so ohne weiteres auf andere Ästuarie übertragen. So sind nicht in allen Ästuaren hohe pH-Werte zu beobachten, so zum Beispiel im Frischen Haff mit niedrigeren pH-Werten aber vergleichbarem Jahresverlauf der Biomasse (Abb. 2). Als intraspezifischer Regulationsmechanismus kommt Kannibalismus in Frage. Nauplienfraß durch adulte Tiere wurde von uns nach dem Schlupf der Nauplien in Kultivierungsansätzen mit einzelnen Weibchen beobachtet. Auch Mesokosmos-Experimente lieferten Anhaltspunkte für das Vorkommen von Kannibalismus bei *E. affinis* (Heerkloss et al., 1993).

Abb. 9: Schematische Übersicht zur Rolle des Zooplanktons in der benthisch-pelagischen Kopplung.



Im Gegensatz zum Jahresverlauf von *E. affinis* ist das sommerliche Massenvorkommen von Rotatorien kein allgemein in Ästuarergewässern verbreitetes Phänomen und muss deshalb mit den Besonderheiten der Bodenkeete erklärt werden. Auffällig ist die Regelmäßigkeit der auftretenden Biomasse-Peaks in Bezug auf die Stickstoffkonzentrationen im Wasser. Die im Frühjahr vorherrschenden hohen Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen fallen im Verlauf des Mai auf Werte nahe Null ab (Schlungbaum et al., 1994). Einige Wochen später steigt die Dichte der biomassebestimmenden Art *K. cochlearis* steil an (Abb. 8). Eine Erklärung für diese Beobachtung kann im Zusammenhang mit der Ernährungsbiologie von *K. cochlearis* gesucht werden. Die Art bevorzugt Bakterien und feinen Detritus als Nahrungsquelle (Pourriot, 1977). Im Mai, wenn die Stickstoffkonzentrationen auf Werte nahe Null abgefallen sind, verursacht die nun einsetzende N-Limitation Populationszusammenbrüche und Umstrukturierungen im Phytoplankton. Dadurch erhöht sich das Angebot an Frischdetritus und Bakterien und damit die Nahrungsgrundlage für die detritivoren Plankter. *K. cochlearis* entwickelt im Verlaufe des Sommers ein bis zwei ausgeprägte Biomasse-Peaks mit Abundanzen bis zu 10.000 Individuen pro Liter. Zeitlich versetzt folgen auf die *Keratella*-Peaks regelmäßig Massenentwicklungen von Arten des Eiräubers *Trichocerca* und dadurch bedingt kommt es zu einem raschen Abfall der *Keratella*-Dichten (Heerkloss et al., 1991). *Trichocerca* sticht die Eier anderer Rotatorien an und saugt sie aus.

Rolle des Zooplanktons in der benthisch-pelagischen Kopplung

Die Boddengewässer sind in großen Teilen ihres Areals sehr flach, und die Sestonkonzentrationen erhöhen sich schon bei häufig auftretenden Windstärken $> 5 \text{ m s}^{-1}$ durch aufgewirbeltes Sedimentmaterial (Georgi, 1983). Es stellt sich nun die Frage, inwieweit der dabei ins Freiwasser zurückgeführte Sedimentdetritus als Nahrungsquelle genutzt wird. Radiotracer-Untersuchungen, bei denen Sedimentmaterial und Seston gleichzeitig als Nahrung geboten wurden, zeigten eindeutig, dass die biomassebestimmenden Arten *E. affinis*, *A. tonsa* und *K. cochlearis* Sedimentdetritus aufnehmen. Schätzungen ergaben, dass sich die Konsumtion des Zooplanktons durch die Aufnahme von resuspendiertem Material um 30 % erhöht. Durch das Zooplankton wird somit ein Rücktransport von Stoffen und Energie vom Sediment in die pelagische Nahrungskette vermittelt. Der in umgekehrter Richtung verlaufende Prozess, die Sedimentation von Fäkal-Material, fällt dagegen im Vergleich zur Gesamtsedimentation kaum ins Gewicht (Heerkloss et al., 1999). Diese Zusammenhänge sind in Abb. 9 beispielhaft für *E. affinis* dargestellt.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Die Bodentierwelt der Darß-Zingster Boddenkette

E.-A. Arndt

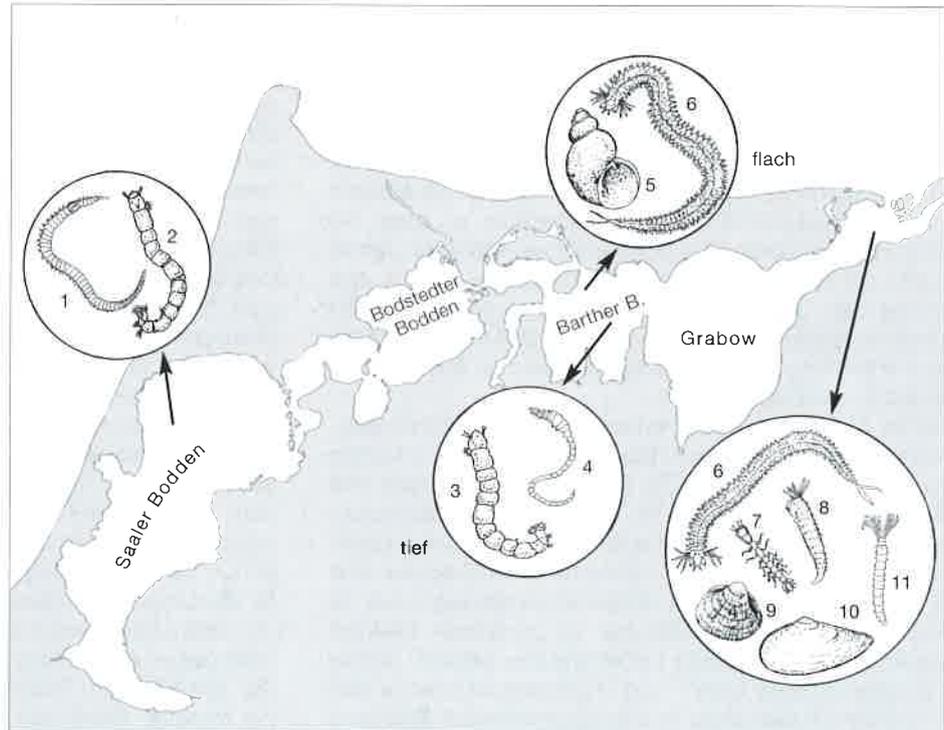
Alle tierischen Lebewesen in der Boddenkette, die in irgendeiner Weise mit dem Substrat Beziehungen und Abhängigkeiten eingehen, bezeichnen die Wissenschaftler als Zoobenthos (gr. zoon = Tier, gr. benthos = auf oder im Boden lebend). Sie sind natürlich ein integraler Bestandteil des Lebendigen in diesem Küstenökosystem und bilden zusammen mit den Fischen und Vögeln im Nahrungsgefüge die Fraktion der Konsumenten gegenüber allen Pflanzen als den Produzenten. In diesem Beitrag können wir die für das Funktionieren des Ökosystems Boddenkette so essentiellen produktionsbiologischen Aspekte weitgehend vernachlässigen, da sie schon im Beitrag von Schiewer in diesem Band (S. 39) im Zusammenhang dargestellt worden sind. Hier sollen die Verbreitungsökologie der wichtigsten Arten, ihre physiologisch-ökologischen Anpassungen an diesen in vieler Hinsicht problematischen Lebensraum und die Variabilität in Raum und Zeit im Vordergrund stehen (Arndt,

und 500 Mikrometern (Meiozoobenthos). Sie alle, deren Beteiligung am Stofffluss durchaus bedeutend, z. T. bestimmend sein kann, werden wir nur gelegentlich erwähnen. Unser Hauptaugenmerk ist auf Tiere gerichtet, die größer als 0,5 Millimeter sind und dementsprechend von einem Sieb mit dieser Maschenweite zurückgehalten werden (Makrozoobenthos).

Die Tiere haben mehr oder weniger ausgeprägte Bindungen an die **Substratqualität**. So kann man schon auf den ersten Blick Besiedler der unterseeischen Pflanzenwiesen (**Phytalfauna**), die sich festsitzend, kriechend oder frei schwimmend zwischen Laichkrautbeständen, Armleuchteralgen oder im Schilfgürtel aufhalten, von den im Weichboden (**Pelos**) oder Sandboden (**Psammon**) eingegrabenen Würmern, Krebsen, Schnecken, Muscheln oder Zuckmückenlarven unterscheiden, die relativ ortsgelunden im Substrat leben und die man ohne technische Hilfsmittel

Abb. 1: Wichtige Vertreter des Makrozoobenthos in den einzelnen Boddentteilen (Original):

- 1 - *Potamothenis hammoniensis*,
- 2 - *Chironomus plumosus*,
- 3 - *Chironomus halophilus*,
- 4 - *Monopylephorus rubroniveus*,
- 5 - *Hydrobia ventrosa*,
- 6 - *Nereis diversicolor*,
- 7 - *Cyathura carinata*,
- 8 - *Alkmaria romijni*,
- 9 - *Cerastoderma lamarcki*,
- 10 - *Arenomya arenaria*,
- 11 - *Fabricia sabella*.



1994). Eine ganz wesentliche Einschränkung müssen wir dabei im Hinblick auf die Größe der Tiere in Kauf nehmen. Ein großer Teil der Tiere entgeht wegen seiner Kleinheit nicht nur dem bloßen Auge des Betrachters, sondern kann nur mit aufwendigen mikroskopischen Hilfsmitteln sichtbar gemacht werden. Dazu gehören viele heterotrophe Geißeltierchen und Wimperinfusorien aus dem Reich der Protozoen (Mikrozoobenthos) in Größenordnungen zwischen 5 und 200 Mikrometern sowie Vertreter verschiedenster Klassen der Metazoen - quantitativ stehen dabei besonders Fadenwürmer (Nematodes), Muschelkrebse (Ostracoda), Ruderfußkrebse (Copepoda) und Wenigborster (Oligochaeta) im Vordergrund - zwischen 60

kaum zu Gesicht bekommt. Aus den Beiträgen von Schlungbaum über die Verteilung der Sedimente in der Boddenkette (S. 25) und von Schubert über die Makrophyten (S. 53) in diesem Band wird deutlich, dass die Fraktion des Weichbodens trotz der Flachheit dieser inneren Küstengewässer überwiegt. Dabei muss schon hier auf die lang- und kurzfristige Variabilität der Lebensbedingungen hingewiesen werden. So können, um nur ein Beispiel zu nennen, windbedingte Sedimenttransporte Schlammwolken verdriften, die bei ihrer Resedimentation entweder Makrophytenbestände bedecken und damit verschwinden lassen, oder aus ursprünglichen Sandbiotopen Weichbodenareale formen und umgekehrt.

Neben dem Substrat prägt natürlich die **Qualität des umgebenden Wassers** die Bodenfauna, zumal die Tiere ortsgebunden wechselnde Bedingungen tolerieren müssen und nicht wie die Zooplankter mit einem bestimmten Wasserkörper hin und her geschoben werden. Auch hier sei auf den betreffenden Beitrag von Schlungbaum und Baudler über die Hydrographie des Untersuchungsgebiets (S. 17) hingewiesen. Für die Qualität des Arteninventars ist entscheidend, dass wir in der Boddenkette Salzgehalte vorfinden, die auf der einen Seite im Osten am Eingang der Kette Verhältnisse widerspiegeln, die der vorgelagerten Ostsee entsprechen, während auf der anderen Seite im Westen am Süden des Saaler Boddens im Bereich der Recknitzmündung nahezu limnische, d. h. Süßwasserhältnisse vorherrschen. Damit liegen mittlere Teile der Boddenkette im Bereich des sog. **Horohalnikums** (3-8 PSU bzw. ‰), das von den Meeresbiologen seit Remane (1934) als Region des **Artenminimums** erkannt worden ist. Es soll an dieser Stelle an den vorwiegend historisch bedingten Hintergrund dieses Artenminimums erinnert werden. Im Hunderte von Millionen Jahren in seiner Salinität um 35 PSU (‰) konstanten Lebensraum Meer hat sich das Maximum von Arten von der flachen Küste bis in die Tiefsee entwickeln können. Auch die Süßgewässer unserer Erde haben eine Jahrmillionen lange Geschichte, die durch entsprechend hohe Artenzahlen reflektiert wird. Zwischen beiden uralten Lebensräumen liegt der breite Salinitätsbereich zwischen 0,5 und 35 PSU, den wir als **Brackwasser** bezeichnen. Die Brackgewässer sind verglichen mit Meer und Süßwasser geologisch gesehen außerordentlich junge Gebilde, so dass die Zeit zur Artbildung (500.000 bis einige Millionen Jahre) nicht zur Verfügung stand. Dort, wo wie z. B. in der Kaspi-See, also im Binnenland weit vom Meer entfernt, in einem Brackgewässer einige Millionen Jahre zur Artbildung zur Verfügung standen, ist die Zahl der Arten entsprechend hoch.

Hinzu kommt eine ganz wichtige physiologische Barriere zwischen beiden aquatischen Lebensräumen Meer und Süßwasser. Die Qualität und Quantität der Ionenzusammensetzung im ionenreichen Meerwasser wird vom Kation Natrium und dem Anion Chlor dominiert, während im extrem ionenarmen Süßwasser das Kation Kalzium und das Anion Hydrogenkarbonat im Vordergrund stehen. Das hat zu genetisch fixierten Anpassungen an beide Lebensräume geführt, wobei die notwendigen Ionen- und Osmoregulationen in den Organismen durchaus in entgegengesetzter Richtung verlaufen können (u. a. Arndt, 1989).

Im Zusammenhang mit dem Artenminimum im Brackwasser sei ausdrücklich darauf hingewiesen, dass das Artenminimum in keiner Weise mit einem Minimum an Individuen gekoppelt ist. Im Gegenteil erreichen einzelne Arten, die an diesen Lebensraum Brackwasser optimal angepasst sind, bei entsprechend guten Nahrungsangeboten sonst kaum vorstellbare Maximalabundanzen. Fehlende Konkurrenz und teilweise auch fehlender Räuberdruck sind wichtige Gründe dafür. Produktionsbiologisch stehen küstennahe Brackgewässer mit optimalem Nährstoffangebot an der Spitze in den Bioproduktionswerten auf unserem Globus. Dazu gehört auch die Darß-Zingster Boddenkette. Durch die vielen kommunalen, industri-

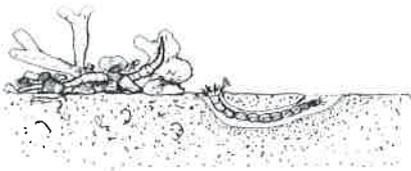
ellen und landwirtschaftlichen Quellen kommt es zu einem sehr hohen Nährstoffangebot, das sich letzten Endes auch im Zoobenthos widerspiegelt. So liegen die Individuenzahlen z. B. am Eingang der Boddenkette mit ca. 80.000 Individuen/m² und einer Feuchtmasse (FM) von 175 g/m² enorm hoch. Im Barther Bodden müssen wir die flachen Regionen (< 2 m) mit vorwiegend *Nereis* und *Hydrobia* (3.500 Ind./m² und 40 g FM/m²) von den tieferen Weichböden (> 2 m) mit Oligochaeten und Chironomiden-Larven (500 Ind./m² und 25 g FM/m²) unterscheiden. Im nahezu limnischen Saaler Bodden, wo nur noch Chironomiden-Larven und Wenigborster lange Zeit allein das Bild bestimmen, ermittelten wir aus 12 Bestandsaufnahmen zwischen 1986 und 1990 für den nördlichen Teil (Netzprogramm mit 59 Stationen) 3.800 Ind./m² und 21,25 g FM/m² und für den südlichen Teil (= Ribnitzer See) (Netzprogramm mit 10 - 40 Stationen) 8.000 Ind./m² und 54,10 g FM/m² (s. a. Arndt, 1988).

Die langfristigen Beobachtungen der hydrographischen Verhältnisse erlauben darüber hinaus die Aussage, dass in Abhängigkeit von annualen und saisonalen Klimaschwankungen die Salinität in der Boddenkette enorm schwanken kann. In sog. „trockenen Jahren“ mit hohen Temperaturen und geringen Niederschlägen im Sommerhalbjahr und dadurch bedingten geringeren Süßwasserabflüssen kann der Einfluss der umliegenden Ostsee bis in den Saaler Bodden ausgedehnt werden, so dass wir im nördlichen Teil des Saaler Boddens Salinitäten bis zu 5 PSU vorfinden. In „feuchten Jahren“ mit niedrigen Temperaturen und hohen Niederschlägen im Sommerhalbjahr dagegen dehnt sich die limnisch geprägte Situation mit Salinitäten nicht höher als 3 PSU bis in die Region des Bodstedter Boddens aus. Da wir durch die über den Zeitraum von 20 Jahren kontinuierlich laufenden ökologischen Untersuchungen in der Boddenkette auch die Entwicklung der Bodentierwelt verfolgen konnten - ein solch umfangreiches Datenmaterial existiert sonst nur noch in der Umgebung meeresbiologischer Stationen -, können wir die biologische Antwort der Tiere auf sich ändernde Wasserqualitäten sehr gut belegen. Die umweltbedingten Fluktuationen von Jahr zu Jahr und von Saison zu Saison haben uns schon zu der Aussage verleitet: Die Veränderlichkeit ist die einzige Konstante in diesem Lebensraum. Trotz der extremen saisonalen und annualen Abundanz-, Biomasse- und Produktionsschwankungen erlauben die langjährigen Beobachtungen den Schluss, dass bei genauer Kenntnis der hydrographischen und meteorologischen Daten aus den einzelnen Jahren das System als „voraussagbar“ eingestuft werden kann, was den bisherigen Vorstellungen über ästuarine Lebensräume widerspricht.

Ein Blick auf die Abbildungen 1 und 2 vermittelt uns einen groben **Überblick über die Besiedlung der Boddenkette mit Vertretern des Makrozoobenthos**. Dabei legen wir zunächst die Ergebnisse der kontinuierlichen Makrobenthos-Erfassungen aus den Jahren 1969 - 1977 zugrunde (Arndt, 1988). Die dabei ermittelten Durchschnittswerte pro Quadratmeter an Individuenzahlen und Feuchtmassen sollen nicht darüber hinwegtäuschen, dass annuale und saisonale Schwankungen die Regel sind. Von ihnen wird später

Saaler Bodden

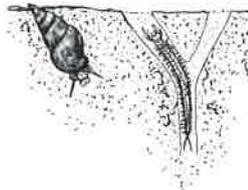
Ch. plumosus-*Potamothrix*-Zönose



Oligochaeten: 3°C, 24 h = 0,39 cm³ Exkrete
ca. 8,9 l Sedimentumlagerung / m²
bei 9.400 Ind. / m²

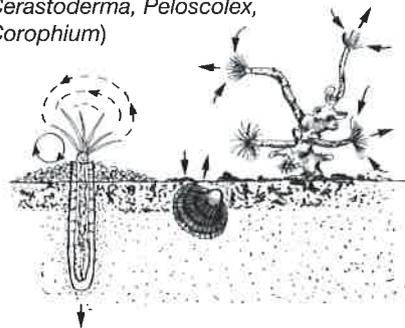
Barther Bodden

Hydrobia-*Nereis*-Zönose
(flach)
Monopylephorus-
Ch. halophilus-Zönose
(tief)



südlich des Bock

Cyprideis-*Monayunkia*-Zönose
(*Alkmaria*, *Streblospio*, *Fabricia*, *Nereis*,
Cerastoderma, *Peloscoclex*,
Corophium)



20 - 25 Kotballen / h

Abb. 2: Die Lebensweise einiger wichtiger Vertreter des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette (Original).

noch die Rede sein. Darüber hinaus hat die Einwanderung eines Vielborsters aus Nordamerika in der Mitte der 80er Jahre besonders im Barther Bodden und den nach Westen anschließenden Teilen der Boddenkette bemerkenswerte Veränderungen hervorgerufen, über die ebenfalls später berichtet werden soll.

Am östlichen Eingang im relativ schmalen Verbindungsgraben zwischen dem Grabow und dem Strelasund südlich des Großen Werders und den Inseln des Bock (die Aue) herrschen noch ganz die Verhältnisse vor, wie wir sie in weiter Verbreitung an allen flachen Küstengewässern von der Wismar-Bucht bis nach Usedom in der südlichen Ostsee antreffen. Auf den sandigen Flächen prägen typische Vertreter der sog. *Macoma-balthica*-Zönose das Faunenbild, obwohl die namensgebende Baltische Plattmuschel (*M. balthica*) praktisch kaum vertreten ist. An erster Stelle müssen die Sandklaffmuschel *Arenomya arenaria* (bis 30 cm tief im Sandboden eingegraben und mit einem Siphon, der Ein- und Ausstromkanal enthält, mit der Sedimentoberfläche verbunden) und die Herzmuschel *Cerastoderma lamarcki* (dicht unter der Oberfläche lebend) genannt werden, da sie besonders hinsichtlich der Biomasse-Werte Spitzenpositionen einnehmen. So ermittelten wir in den Jahren zwischen 1969 und 1977 bei 20 Probenahmen für die Sandklaffmuschel ca. 600 Individuen mit einer Feuchtmasse von ca. 80 g und für die Herzmuschel ca. 850 Individuen mit ca. 50 g Feuchtmasse pro Quadratmeter. In der Bedeutung den beiden Muscheln am nächsten kommt der verzweigte Röhren bildende Schillernde Meeresringelwurm *Nereis diversicolor* (1.200 Ind./m² und 19 g FM/m²) (Abb. 3). Während die beiden Muscheln zu den typischen Suspensionsfressern gehören, ist *Nereis* an Vielseitigkeit in der Nahrungsaufnahme kaum zu überbieten. Mit seinen kräftigen Kiefern kann er als Räuber leben, frisst darüber hinaus auch gern Aas, weidet im Bedarfsfall den Algenüberzug in der Nähe seiner Wohnröhre ab und macht den Suspensionsfressern dadurch Konkurrenz, dass er am Ausgang seiner bis 30 cm in die Tiefe reichenden Röhre mit Hilfe von Schlunddrüsen ein Sekretnetz aufbaut

und mit dem schlängelnden Körper einen Einstrom erzeugt, der Partikel im Netz verkleben lässt. Das mit Nahrungspartikelchen angereicherte Netz frisst er anschließend auf. Die Wattschnecke *Hydrobia ventrosa*, die die obersten Zentimeter der Sedimentoberfläche nach Algen durchpflügt, mit 600 Ind./m² und 4 g FM/m², der in kunstvoll aus Sandkörnchen aufgebauten Röhren im und über dem Sand wirkende Vielborster *Pygospio elegans* mit 1.200 Ind./m² und 0,7 g FM/m² und der ebenfalls in Röhren lebende Schlickkreb *Corophium volutator* mit 400 Ind./m² und 1,7 g FM/m² vervollständigen das Bild. Es sind in der Regel euryhaline Meerestiere, die unter vollmarinen Bedingungen in der Nordsee auf das sog. Eulitoral, der Zone zwischen Ebbe und Flut, beschränkt bleiben. Ihre Anpassungsfähigkeit an periodisches Trockenfallen des Lebensraums und an die wechselnden Salzgehalte „bezahlen“ sie mit ihrer Unterlegenheit im Konkurrenzkampf. Unter den Brackwasserbedingungen der Ostsee, wo ihre stenohalinen Konkurrenten bzw. Räuber fehlen, können sie auch sublitorale Lebensräume erobern (Arndt, 1964 und 1969).

Das Auftreten des Schlickkrebses *Corophium* ist schon mit Sandqualitäten verbunden, die einen größeren Schlickanteil aufweisen. In strömungsarmen Senken im Flachwasser und etwas tieferen Arealen (2 - 4 m), in die auch Büschel von Wasserpflanzen eingeblandet sein können, kann der Schlickanteil so

Abb. 3: Der Schillernde Meeresringelwurm *Nereis diversicolor*.



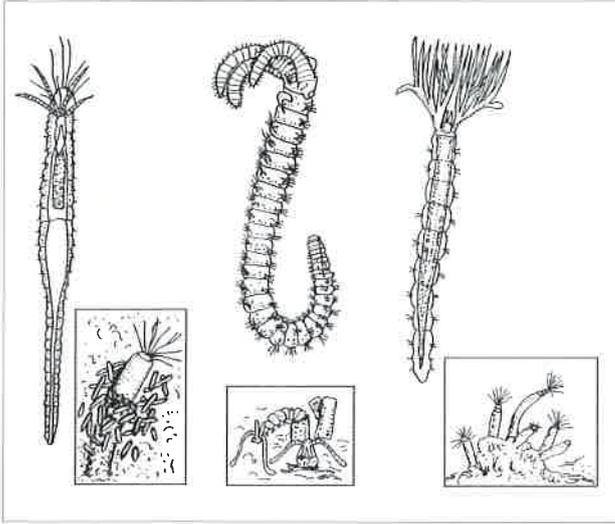


Abb. 4: Die drei „kleinen Vielborster“ *Alkmaria romijni* (links, 4 - 5,5 mm), *Streblospio shrubsoli* (Mitte, 7,5 - 12 mm) und *Fabricia sabella* (rechts, 3,3 - 5,8 mm) (aus Arndt, 1989).

steigen, dass sich eine typische Flachwasser-Weichboden-Tiergemeinschaft etabliert. Zu ihr gehören ausgesprochen kleine Vielborster (Abb. 4), wie der euryhalin-marine Suspensionsfresser *Fabricia sabella* (im Durchschnitt von 20 Aufnahmen 50.000 Ind./m² und 6 g FM/m²), die drei genuinen Brackwasserarten *Alkmaria romijni* (10.000 Ind./m² und 3 g FM/m²) und *Streblospio shrubsoli* (1.300 Ind./m² und 1 g FM/m²) als selektive Substratfresser sowie *Manayunkia aestuarina* (3.100 Ind./m² und 1 g FM/m²) als Suspensionsfresser. Zu dieser Weichbodenzönose gehören noch andere genuine Brackwasserarten wie der in Wohnröhren lebende, 5 mm große Flohkrebs *Lep-tocheirus pilosus* (1.200 Ind./m² und 1 g FM/m²) und die mit 1 mm noch kleinere Scherenassel *Heterotana-is oerstedti* (3.500 Ind./m²). Die auch in größeren Tiefen anzutreffende, bis 27 mm große Assel *Cyathu-ra carinata* (1.000 Ind./m² und 3 g FM/m²) und die hier noch wenig hervortretenden Wenigborster (1.600 Ind./m² und 0,4 g FM/m²) und Zuckmückenlarven (200 Ind./m² und 1 g FM/m²) vervollständigen das - verglichen mit den Gegebenheiten im Horohalinikum weiter westlich - relativ artenreiche Bild dieser Eingangssi-tuation.

Schon im Grabow, aus dem wir allerdings nur aus den tieferen Regionen langfristig Proben gezogen haben, wird das Substrat so weich, dass nur noch speziell angepasste Arten höhere Abundanzen erreichen können. Das ist einmal die Wattschnecke *Hydrobia ventrosa* (4.300 Ind./m² und 10 g FM/m²) und der euryöke und polyphage Meeresringelwurm *Nereis di-versicolor* (170 Ind./m² und 4,5 g FM/m²). Die Herzmuschel *Cerastoderma lamarcki* (140 Ind./m² und 2,7 g FM/m²) und die Sandklaffmuschel *Arenomya arenaria* (46 Ind./m² und 2,3 g FM/m²) treten weitgehend in den Hintergrund. Zuckmückenlarven erreichen mit 270 Ind./m² und 2 g FM/m² steigende Werte, während *Alkmaria romijni* (850 Ind./m²) und *Manayunkia aestua-rina* (290 Ind./m²) nur noch eine untergeordnete Rolle spielen.

Der Barther Bodden ist in dem mehr sandigen, flachen (< 1,5 m) Bereich, wo vorwiegend *Nereis* und *Hydrobia* das Bild bestimmen, durchaus produktiver als im schlammigen, tieferen (> 1,5 m) Teil, wo mit Chironomiden-Larven und Wenigborstern die Sedi-mentfresser vorherrschen. Die Gesamtwerte aus un-seren Erhebungen aus den Jahren 1969 - 1977 betra-gen im Flachwasser 3.500 Ind./m² und 36 g FM/m² und in den tieferen Horizonten 500 Ind./m² und 25 g FM/m².

Der Bodstedter Bodden nimmt mit besonders gerin-gen Werten eine Sonderstellung ein. Die niedrigen Gesamtindividuenzahlen von 130 Ind./m² und 0,9 g FM/m² werden zu 90 % durch Chironomiden-Larven repräsentiert. Daneben sind Wenigborster und Muschelkrebse (*Cyprideis torosa*) am Faunenbild betei-ligt. In diesem Boddenteil im Horohalinikum scheinen sich die Sedimentqualitäten extrem negativ auszuwir-ken. Die verglichen mit den Nachbarn Barther Bodden im Osten und dem Saaler Bodden im Westen 1 - 2 m größeren Tiefen sowie der geringere Durchfluss führen wahrscheinlich zu so negativen Weichboden-substraten, dass Arten- und Individuenzahlen nach unten gehen.

Ganz anders verhält sich der mit Abstand größte Bod-denteil, der Saaler Bodden. Der bedeutend niedrigere Salzgehalt, der nur gelegentlich über 3 PSU liegt, bie-tet vielen limnischen Arten gute Entwicklungsbedin-gungen, zumal das Nahrungsangebot in diesem bis zur Hypertrophie tendierenden Gewässerteil optimal zu sein scheint. In den Aufnahmen zwischen 1969 und 1977 waren die Chironomiden-Larven vor allem hinsichtlich der Feuchtmasse die klar dominierende Gruppe. An den Gesamtdurchschnittswerten von 2.400 Ind./m² waren sie zu 40 % und an den Feucht-massen von 15 g FM/m² zu 85 % beteiligt. Lediglich in den Individuenzahlen liefern die kleineren und leicht-eren Wenigborster mit 55 % den Chironomiden-Larven den Rang ab. Bei den Feuchtmassen erreichten sie 14 %.

Den Saaler Bodden konnten wir von 1986 bis 1990 im Zusammenhang mit geplanten und teilweise auch durchgeführten Besatzmaßnahmen mit Karpfen sehr intensiv untersuchen. Das Programm umfasste eine Bonitierung des Gewässers auf der Basis von Netz-programmen, die auf nahezu 100 Stationen zwei- bis dreimal im Jahr Makrobenthos-Daten erbrachten. Ge-koppelt waren die Untersuchungen mit Spezialpro-grammen über die Systematik, Ökologie und Popula-tionsdynamik der Chironomiden-Larven, der Wenig-borster und der hinsichtlich der Individuenzahlen ebenfalls bedeutenden Muschelkrebse. Wir können in diesem Zusammenhang nur auf die wichtigsten Er-gebnisse dieser Untersuchungen eingehen, möchten aber an Hand dieser Beispiele einen Eindruck von der Dynamik und der Variabilität des ökologischen Ge-schehens in der Boddenkette vermitteln.

Beginnen wir bei der Diskussion mit den absolut im Vordergrund stehenden Larven der Zuck- oder Schwarmmücken (Familie der Chironomidae der In-sektenordnung Zweiflügler/Diptera), die im Süß- und

gelegentlich im Brackwasser, in wenigen Arten auch an marinen Felsküsten, zu leben in der Lage sind. Nach ihrem unter Umständen vielmonatigem Aufenthalt im Sediment als Larve haben sie aus dem Präsediment und aus den in der Umgebung suspendierten Nahrungspartikelchen soviel Nahrung herangeschoben bzw. filtriert und zu körpereigener Masse aufgebaut, dass eine Umwandlung in eine freischwimmende Puppe erfolgen kann. Diese hält sich nur kurze Zeit mit dem Aufstieg an die Wasseroberfläche auf, um dort nach der Imaginalhäutung als geschlechtsreife Zuckmücke über dem Wasser nach einem Geschlechtspartner zu suchen. Nach der Kopulation wird sehr bald vom Weibchen ein Kokon abgelegt - in der Regel am Gelegegürtel -, aus dessen Eiern sich dann wieder wasserlebende Larven entwickeln. Um die Chancen für eine Begattung zu erhöhen, ist das Aufsteigen der Puppen an die Wasseroberfläche ähnlich wie bei den Eintagsfliegen ausgesprochen synchronisiert, so dass im Frühjahr und im Herbst einige Abende große Schwärme von Zuckmücken über der Wasseroberfläche tanzen können. Die Abbildung 5 vermittelt einen Eindruck vom Geschehen im Saaler

venpopulation, so dass Abundanzen von über 15.000 Ind./m² erreicht werden konnten. Schwankungen dieser Art, die natürlich auch von Fraßdruck durch Räuber (benthophage Fische, Chironomiden-Larven der Gattung *Procladius*) und andere Umweltfaktoren begleitet sein können, führen zu Schwankungen in den Feuchtmassen zwischen 1 und 180 g FM/m² (!). Systematisch-ökologisch dürfte von Interesse sein, dass Burckhardt (1989, unveröff.) im nördlichen Teil des Saaler Boddens etwa 44 % dem *Chironomus plumosus*-Typ und 37 % dem *Chironomus semireductus*-Typ zuordnen konnte, während im südlichen Teil die Larven des *Chironomus semireductus*-Typs mit ca. 40 % gegenüber 20 % des *Chironomus plumosus*-Typs überwogen.

Bei weitem nicht so spektakulär sind die Schwankungen bei den **Wenigborstern**, von denen von Bönsch (1988) die drei Arten aus der Familie der Tubificiden *Potamothrix bavaricus* und *Potamothrix hammoniensis* (im Schllick unterhalb von 2 m) sowie *Potamothrix moldaviensis* (auf Sandböden oberhalb 2 m) als die bei weitem häufigsten Arten nachgewiesen wurden. Im allgemeinen schwankten die Gesamtwerte zwischen 300 Ind./m² und 2.500 Ind./m² sowie Feuchtmassen von 1 g /m² bis 8 g FM/m². Nur gelegentlich nach dem herbstlichen Zusammenbrechen der Makrophytenbestände kann es lokal in Stillwasserbuchten zu Massenentwicklungen von Tubificiden kommen, die in diesem Nährmedium gegenüber diesen Normalwerten bis zu 100-fache Abundanzen und Feuchtmassen erreichen können.

Die dritte, wenigstens hinsichtlich der Abundanzen erwähnenswerte Gruppe sind die **Muschelkrebse**, die fast allein durch die genuine Brackwasserart *Cyprideis torosa* vertreten werden. Sie liegt mit 1,1 mm Maximalgröße an der Grenze zum Meiobenthos und wurde durch die Makrozoobenthos-Methoden sicher nicht quantitativ erfasst. Die von uns ermittelten Durchschnittswerte im Zeitraum von 1986-1990 betragen im nördlichen Teil des Saaler Boddens 870 Ind./m² und 0,2 g FM/m², im südlichen Teil 3.400 Ind./m² und 0,7 g FM/m².

Die hier belegte große Variabilität des Bodentierbestandes ist von uns besonders auch in den östlichen Teilen der Boddenkette aufgezeigt worden. Neben den Untersuchungen über die „kleinen Polychaeten (Vielborster)“ *Alkmaria romijni*, *Streblospio shrubsoli* und *Fabricia sabella* am östlichen Eingang der Boddenkette (Nausch, 1984; Arndt, 1988, 1989) sollen in diesem Zusammenhang unsere Ergebnisse über die Entwicklung der Populationen von *Nereis diversicolor* und *Hydrobia ventrosa* im Barther Bodden herausgestellt werden (Arndt, 1988). *Nereis diversicolor* lebt im Barther Bodden am Rande seines Vorkommens. Die generative Grenze, d. h. die Region, in der sich die Art noch durch geschlechtliche Fortpflanzung vermehren kann, ist offensichtlich der Grabow. Alle Wiederbesiedlungen nach dem Winter und nach sommerlichen Perioden erfolgen vom Osten. In ausgesprochenen Flachwasserzonen (< 0,50 m) besonders des östlichen Teils des Barther Boddens kann *Nereis* mit 7.000 Ind./m² und nahezu 400 g FM/m² erstaunlich

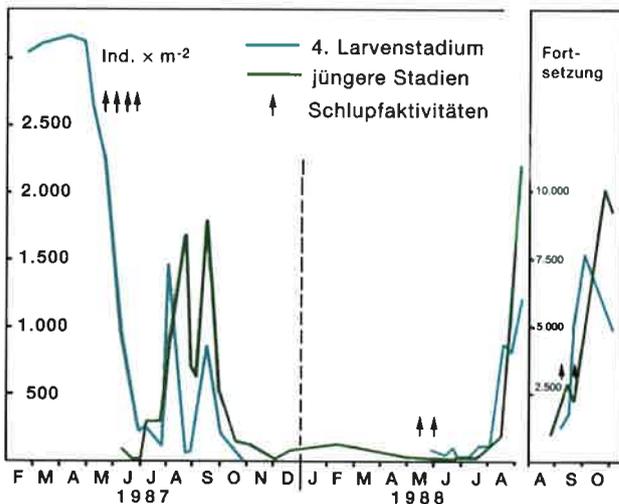


Abb. 5: Die Schwankungen des Larven-Bestandes von *Chironomus plumosus* und *Chironomus balatonicus* an einer Station vor Dierhagen in den Jahren 1987 und 1988 (nach Burckhardt aus Arndt, 1994).

Bodden etwa 1 km östlich von Dierhagen in den Jahren 1987 und 1988 am Beispiel der produktionsbestimmenden Federmückenlarven *Chironomus plumosus* und *Ch. balatonicus* (beide schwer unterscheidbare Arten treten im Verhältnis von 80 : 20 auf). Die etwa 15 mm langen Federmückenlarven sind den Aquarianern als „rote Mückenlarven“ gut bekannt. Man kann sehr deutlich zwei Hauptschlüpfperioden im Mai/Juni und Ende August/Anfang September erkennen. In beiden Jahren waren offensichtlich die Bedingungen für die Kokonablage extrem unterschiedlich. Während sich im Herbst 1987 nur eine sehr schwache Winterpopulation entwickeln konnte - wahrscheinlich infolge Regens und des Windes, der die Schwärme verdriftete - führten im Herbst 1988 offensichtlich optimale Bedingungen für die Kokonablage zur Etablierung einer unwahrscheinlich großen Lar-

hohe Werte erreichen. Dabei unterliegen die Populationen wohl vornehmlich salzgehaltsabhängigen großen Schwankungen. Die z. B. Mitte der 70er Jahre nachgewiesenen hohen Abundanzen im Zingster Strom und am Kirr-Ufer (bis 800 Ind./m²) nahmen bis Anfang der 80er Jahre stark ab. Bei Aufnahmen im Herbst 1983 und Frühjahr 1984 konnte in den flachen Teilen des Zingster Stroms kein einziger *Nereis* nachgewiesen werden. Ganz anders waren die Verhältnisse am Ufer der Halbinsel Fahrenkamp, die sich vom Süden her zwischen Grabow und Barther Bodden schiebt. Hier gab es an der nördlichen Spitze des Fahrenkamps im Herbst 1983 mit 1.900 Ind./m² und 320 g FM/m² und im Frühjahr 1984 mit 1.750 Ind./m² und 380 g FM/m² *Nereis*-Werte, die in der Größenordnung mit den Maximalwerten aus den 70er Jahren im Zingster Strom vergleichbar waren. Als wesentlicher Grund für den Populationszusammenbruch von *Nereis* im Winter 1983/84 im Zingster Strom wurde der

Von Planktologen und Benthosökologen gern übersehen bzw. „verdrängt“, da diese Tiere quantitativ auf Grund von ausgeprägter Schwarmbildung und sehr gutem Schwimmvermögen kaum zu erfassen sind, muss noch auf die **Schwebegarnele** *Neomysis integer* (Ordnung der Mysidacea) eingegangen werden. Diese ca. 15 mm lange genuine Brackwasserart kommt auch in der Boddenkette in erheblichen Abundanzen vor. Sie lebt von Plankton und Detritus, wobei nach unseren Untersuchungen lebendes Zooplankton eindeutig bevorzugt wird. *Neomysis* ist im Nahrungsgefüge der Boddenkette als wichtige Fischnahrung (z. B. junge Zander, Stint etc.) von essentieller Bedeutung. Sie lebt in großen Schwärmen zwischen Mai bis Oktober im Freiwasser der flacheren Teile der Boddenkette (< 1,5 m), zieht sich aus der Oberflächenschicht nur im Hochsommer in etwas tiefer gelegene Teile zurück, da sie Temperaturen über 20°C aus dem Wege geht. Zum Winter hin wandert die Schwebegarnele in tiefe-



Abb. 6: Der „newcomer“ oder das Neozoon *Marenzelleria viridis*.

niedrige Salzgehalt (ca. 3 PSU) gekoppelt mit niedrigen Temperaturen (um 0,5 °C) diskutiert (Arndt, 1989). Ähnliche Schwankungen im Bestand konnten auch für die Wattschnecke *Hydrobia ventrosa* nachgewiesen werden. Der stark positive Trend der Hydrobiidenentwicklung in der Mitte der 70er Jahre mit Werten zwischen 2.800 und 5.700 Ind./m² und 19 g FM/m² in den tieferen Teilen des Barther Boddens wurde mit den in den folgenden Jahren niedrigen Salinitäten ins Gegenteil verkehrt, so dass nur noch wenige 100 Exemplare pro m² gefunden wurden.

Interessant sind in diesem Zusammenhang Ergebnisse über die Makrozoobenthos-Situation im Barther Bodden aus den 90er Jahren, die parallel zur Einwanderung der Spionide *Marenzelleria viridis* ermittelt wurden (Zettler, 1996). Mit dem Anstieg der Salinität ab Herbst 1988, die Anfang der 90er Jahre zu Salinitäten um 5 PSU im sonst streng oligohalinen nördlichen Teil des Saaler Boddens führten, wurden jährliche Durchschnittswerte bei *Nereis* von 2.000 Ind./m² und 50-100 g FM/m² und bei *Hydrobia* von 3.500 Ind./m² und um 10 g FM/m² nachgewiesen.

res Wasser (5-6 m) ab, auch in die angrenzenden Gebiete der freien Ostsee. *Neomysis* ist eine bivoltine Art, besitzt also eine im Frühjahr entstehende Sommergeneration, die im Herbst die Wintergeneration erzeugt, die bis zum nächsten Frühjahr überlebt. Neben der distinkten ökologisch-physiologischen Analyse (Arndt & Jansen, 1986) liegen auch quantitative Daten vor (Jansen et al., 1980; Jansen, 1983; Thiel, 1990). Danach schwanken die Abundanzen z. B. im Barther Bodden zwischen 30 und 700 Ind./m², die Feuchtmassen zwischen 0,1 und 4 g FM/m². Nach grober Schätzung dürfte *Neomysis* dort als planktivorer Räuber auf der einen Seite und als Nährtier für Fische zumindest zeitweise eine Schlüsselposition im Nahrungsgefüge einnehmen (H. Arndt, 1985).

Den letzten Absatz dieses Kapitels wollen wir einem Tier widmen, das sich Mitte der 80er Jahre in die Boddenkette „eingeschlichen“ und in vieler Hinsicht als prägend für das Makrozoobenthos der 90er Jahre erwiesen hat (Bick & Burckhardt, 1989; Arndt, 1991). Es handelt sich um die bereits erwähnte Spionide *Marenzelleria viridis*, die zu den vielborstigen Würmern

gehört und als Familienmerkmal zwei lange Tentakel am Kopfende besitzt, die auf der Unterseite mit einer Wimperrinne Nahrung heranbefördern (Abb. 6). Es war im Sommer 1985, als eine technische Assistentin bei der Durchsicht von Benthosproben aus der Kirr-Bucht am Zingster Strom zunächst ein Exemplar, später mehrere winzig kleine Polychaeten fand, die ich bei der Kontrolle im Mikroskop als für die Ostsee-fauna fremd ansprach. Meine Vermutung, dass die untersuchten Proben mit fremdem Material aus anderen Meeresgebieten kontaminiert wurden, erwies sich als nicht zutreffend. Wir schickten daraufhin ein Telegramm in die Antarktis zu unserem Polychaeten-Spezialisten Dr. Andreas Bick mit der Bemerkung, er solle sich sobald wie möglich mit einem neuen Einwanderer in die Ostsee beschäftigen. Nach seiner alsbaldigen Rückkehr aus der Antarktis erwies sich *Marenzelleria* in der Darß-Zingster Boddenkette - und nicht nur dort - in seiner Populationsentwicklung als so erfolg-

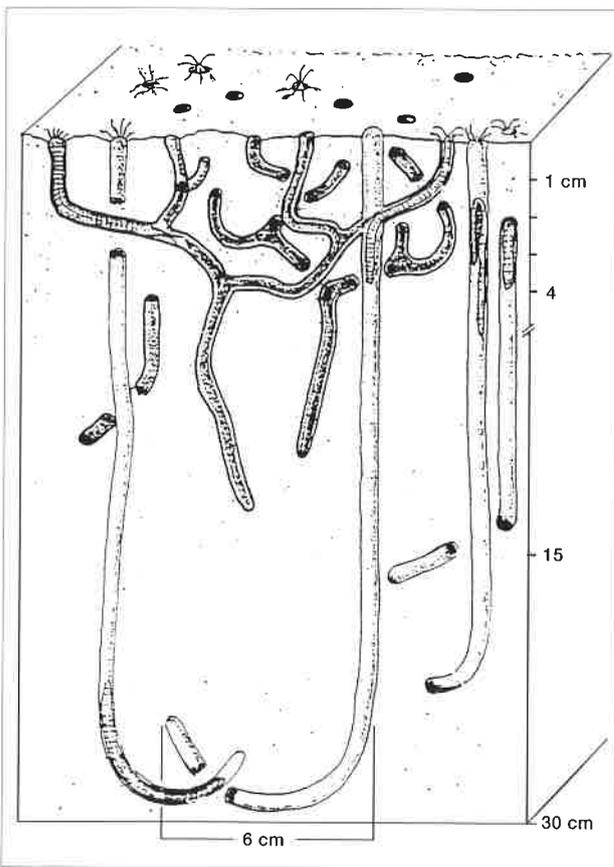


Abb. 7: Der Röhrenbau von *Marenzelleria viridis* (Zettler, 1993).

reich, dass durch die Beschäftigung mit diesem Spioniden nicht nur er, sondern eine ganze Gruppe von Diplomanden und Doktoranden mit diesem Problemkreis jahrelang ausgelastet waren. Viele der Rostocker Ergebnisse über diesen „newcomer“ *Marenzelleria*, der vielleicht in zwei Geschwister-Arten seit Anfang der 80er die Nord- und Ostsee eroberte, findet man in einem speziell *Marenzelleria* gewidmeten Heft der internationalen Zeitschrift „Aquatic Ecology“ (Essink & Schöttler ed., 1997).

In unserem Kontext können wir nur die wichtigsten Beobachtungen zusammenfassen. Diese genuine Brackwasserart, deren ursprüngliches Verbreitungsgebiet die zirkumpolaren subarktischen Brackgewässer sowie die der Atlantik- und Pazifikküsten Nordamerikas umfasste, dürfte Anfang der 80er Jahre wahrscheinlich per Ballastwasser die Nordsee und dann die Ostsee erreicht haben. Die Tiere bevorzugen offenbar eu- bis hypertrophe Brackgewässer mit sandigen bzw. schlickig-sandigen Substraten. In der Boddenkette bevorzugen sie Flachwasser (< 2 m). Die Würmer werden im Barther Bodden bis 115 mm lang und 3,2 mm breit bei ca. 250 Segmenten. *Marenzelleria viridis* baut mit Schleim ausgekleidete L- bis J-förmige Röhren (Abb. 7) mit einem Durchmesser von 2 mm bis zu Tiefen von 35 cm (Zettler et al., 1994). Die stark bewimperte Körperoberfläche sorgt für einen kräftigen Wasserstrom im Innern der Röhre. Als selektiver Substratfresser nimmt dieser Wurm Nahrung von der Sedimentoberfläche auf, er kann aber auch mit den bewimperten Palpen als Suspensionsfresser Partikel aus dem freien Wasser aufnehmen. Frisches Phytoplankton, resuspendiertes organisches Material und erstaunlich große Sandkörner finden sich im Darm, wovon vornehmlich das Phytoplankton genutzt zu werden scheint. *M. viridis* ist univoltin, wird im ersten Jahr geschlechtsreif und produziert planktische Eier, aus denen planktotrophe Larven schlüpfen. Bei der Ostsee-Population erfolgt das Abblähen der Eier im Gegensatz zu fast allen anderen benthischen Organismen im Herbst, so dass die Jungtiere in die scheinbar doch unwirtliche winterliche Situation entlassen werden. Die Metamorphose zum bodenlebenden Wurm erfolgt nach etwa vier Wochen auf dem 16- bis 17-Segment-Stadium. Um einen Eindruck von dem erstaunlichen Vermehrungspotential dieses Wurms zu vermitteln, nenne ich einige Daten, die Anfang der 90er Jahre im Barther bzw. im Saaler Bodden gemessen wurden, als durch entsprechende Großwetterlagen die mesohalinen Bereiche (um 5 PSU) bis in den Saaler Bodden reichten. Im Herbst 1992 traten bis 21 Millionen (!) Larven pro Kubikmeter im Plankton auf, die im Winter 1992/93 zu benthischen Besiedlungsdichten von 60.000 Ind./m² führten (Bochert et al., 1994). Vor Dierhagen wurden 1994 die höchsten Dichten mit über 50.000 Ind./m² und Feuchtmassen von 600 g/m² beobachtet. Während im oligohalinen Saaler Bodden 1995 die Abundanzen stark abfielen, hielt sich im mesohalinen Barther Bodden die Population auf einem Niveau von 1.000 bis 10.000 Ind./m² mit Feuchtmassen von 400 g/m². Zettler (1996) konnte dabei zeigen, dass die Massentwicklung dieses Einwanderers die übrigen Faunenelemente (im Barther Bodden z. B. *Nereis*, *Hydrobia*, *Oligochaeta* etc., im Saaler Bodden Chironomiden-Larven und *Oligochaeta*) kaum beeinflusste. Offensichtlich ist in diesem hochproduktiven Flachgewässer des Hohaliniakums noch Platz genug für solche „newcomer“, wobei man abwarten muss, ob sich die neue Art auf Dauer etablieren kann.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Schnecken und Muscheln der Darß-Zingster Boddenkette

M. L. Zettler

Die Darß-Zingster Boddenkette ist ein aus vier aneinander gekoppelten Einzelbodden bestehendes Küstengewässer der südlichen Ostsee und weist eine Salzgehaltsspanne von nahezu Süßwasser im inneren Saaler Bodden bis Brackwasser (10 ‰) im äußeren Grabow auf (s. Beitrag Schlungbaum & Voigt in diesem Band). Neben diesem Gradienten unterliegen alle Bereiche der Boddenkette einer starken zeitlichen Variabilität im Salzgehalt, der von Einstromlagen aus der Ostsee und von Niederschlägen bzw. einmündenden Bächen und Flüssen abhängt. Die Weichtierfauna rekrutiert sich deshalb zum einen aus marinen Arten der vorgelagerten Ostsee und zum anderen aus limnischen Schnecken und Muscheln der einmündenden Fließgewässer. Beiden Gruppen ist die enorme Toleranz gegenüber dem schwankenden Salzgehalt gemein.

Der Stamm der Weichtiere (Mollusca) gehört mit ca. 150.000 bisher bekannten Arten zu den artenreichsten Stämmen im Tierreich. Er gliedert sich in fünf Klassen auf, wovon die Muscheln (Bivalvia) und die Schnecken (Gastropoda) im weiteren Berücksichtigung finden. Davon ist der größte Teil dem marinen Lebensraum zuzuordnen. Bedingt durch den von West nach Ost abnehmenden Salzgehalt nimmt die Artenzahl von der westlichen Ostsee (Kieler Bucht) von etwa 150 Arten auf ca. 50 in der der Boddenkette vorgelagerten Mecklenburger Bucht ab. In der Boddenkette wiederum beobachten wir eine weitere drastische Abnahme und können nur noch sieben marine Mollusken beobachten, die vor allem in den beiden äußeren Bodden (Grabow und Barther Bodden) zu finden sind.

Am auffälligsten für den Strandwanderer ist die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), die in der Ostsee bis 10 cm groß wird und eine der häufigsten Muscheln ist, deren Schalen am Strand zu finden sind. Natürlich gehört auch die Miesmuschel (*Mytilus edulis*) dazu, die als „Kieler Muscheln“ oder „blue mussel“ aus dem Fischgeschäft bekannt ist. Die Sandklaffmuschel, eine vermutlich zu Zeiten der Wikinger aus dem nordamerikanischen Raum eingewanderte Art, wird in ihrem ursprünglichen Verbreitungsgebiet sehr gern gegessen und nennt sich dort „soft shell clam“. Auf Grund der suboptimalen Bedingungen erreichen beide Arten in der Boddenkette nur Größen von wenigen Millimetern bis maximal zwei Zentimetern. Eine dritte Muschel, die ebenfalls in einigen Regionen gern verzehrt wird, ist die Herzmuschel (*Cerastoderma lamarcki*). Auch sie erreicht nur geringe Größen und nutzt die pflanzenreichen Flachwasserbereiche der Boddenkette als „Kinderstube“. Die Baltische Plattmuschel (*Macoma baltica*) findet man nur im äußersten Grabow. Sie dringt nie weiter in das Küstengewässer ein. Ihre blassrosa bis weiß-gelblichen Schalen werden jedoch am Strand der vorgelagerten Ostsee mit am häufigsten angespült. Von den marinen Schnecken ist es nur den beiden Wattschneckenarten der Gattung *Hy-*

drobia gelungen, in weiten Bereichen der Boddenkette geeignete Lebensbedingungen vorzufinden. Diese 3 bis 5 mm großen Tiere sind an einigen Stellen die mit Abstand häufigsten Weichtiere. Man kann sie in Dichten von bis zu 10.000 Individuen je m² antreffen. Die wenige Millimeter große Nacktschnecke *Embletonia pallida* findet man vor allem auf Hydroidpolypen, von denen sie sich ernährt.

Bei den Süßwassermollusken verhält sich die Artenreduktion ähnlich. Während man im Einzugsgebiet der Darß-Zingster Boddenkette über 50 Schnecken und Muscheln antreffen kann, kommen in der eigentlichen Boddenkette nur noch 11 Arten vor. Die Hauptzuflüsse und damit Hauptverbreitungsgebiete für die Süßwassermollusken im Einzugsgebiet sind die Recknitz und die Barthe. Beide beherbergen eine umfangreiche Population der Gemeinen Teichmuschel (*Anodonta anatina*). Über Wirtsfische, die die Larven (Glochidien) der Muscheln tragen, gelangen immer wieder Jungmuscheln in die Bodden. Überleben und aufwachsen können sie jedoch nur im inneren Saaler Bodden (Ribnitzer See) und im unmittelbaren Mündungsbereich der Barthe. Ältere Funde im Prerowstrom konnten nicht mehr bestätigt werden (Jaeckel, 1936; Zettler, 1995).

Am weitesten verbreitet ist die seit etwa Anfang des 20. Jahrhunderts in Deutschland eingeschleppte Neuseeländische Deckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*), die sowohl im reinen Süßwasser des Saaler Boddens als auch im Brackwasser des Grabow angetroffen werden kann. Ähnlich wie die Wattschnecken besiedelt die kleine Schnecke Sandflächen mit Diatomeenaufwuchs in sehr hohen Dichten. Ein sehr interessantes Phänomen stellt das Vorkommen der Kahnschnecke (*Theodoxus fluviatilis*) in der Boddenkette dar. Diese Art stammt ursprünglich aus der Brandungszone größerer Seen und aus sauerstoffreichen Fließgewässern. Die in den Saaler Bodden mündende Recknitz stellte früher auf ihrer gesamten Lauflänge den Lebensraum für diese sauerstoffbedürftige Schnecke dar. Heute gilt sie dort als fast ausgestorben. Allerdings ist eine kleinere und dünnschaligere Form (*Theodoxus fluviatilis* f. *litoralis*) bekannt, die in Küstengewässern und auch in küstenfernen ausgesüßten Bereichen der Ostsee (z. B. Adlergrund) vorkommt. Die Population in der Boddenkette beschränkt sich auf die brackigen Bereiche des Barther Boddens. Somit wird es zu keiner erneuten Einwanderung stromauf in die Recknitz kommen. Vermutlich besitzt die Ostseeform auch andere Lebensraumsprüche als die Süßwasserform. Bevorzugte Siedlungssubstrate sind Laichkräuter (*Potamogeton*) oder auch Hartsubstrate (Steine, Holz). Zu den häufig im Saaler und Bodstedter Bodden anzutreffenden Weichtieren gehören die beiden 5 bzw. 10 mm großen Schnauzenschnecken der Gattung *Bithynia*. Bevorzugtes Besiedlungssubstrat bilden die umfangreichen Schilfbestände der Boddenkette. Außerdem des öfte-

limnisch	
Gemeine Teichmuschel	<i>Anodonta anatina</i>
Bauchige Schnauzenschnecke	<i>Bithynia leachii</i>
Gemeine Schnauzenschnecke	<i>Bithynia tentaculata</i>
Spitzhornschlamm- schnecke	<i>Lymnaea stagnalis</i>
Quellblasenschnecke	<i>Physa fontinalis</i>
Gemeine Tellerschnecke	<i>Planorbis planorbis</i>
Neuseeländische Deckelschnecke	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>
Eiförmige Schlamm- schnecke	<i>Radix ovata</i>
Gemeine Sumpfschnecke	<i>Stagnicola palustris</i>
Kahnschnecke	<i>Theodoxus fluviatilis</i>
Federkiemenschnecke	<i>Valvata piscinalis</i>
marin	
Herzmuschel	<i>Cerastoderma lamarcki</i>
Nacktschnecke	<i>Embletonia pallida</i>
Wattschnecke	<i>Hydrobia ulvae</i>
Bauchige Wattschnecke	<i>Hydrobia ventrosa</i>
Baltische Plattmuschel	<i>Macoma baltica</i>
Sandklaffmuschel	<i>Mya arenaria</i>
Miesmuschel	<i>Mytilus edulis</i>

Tabelle: Übersicht über Weichtiere (Schnecken und Muscheln) der Darß-Zingster Boddenkette.

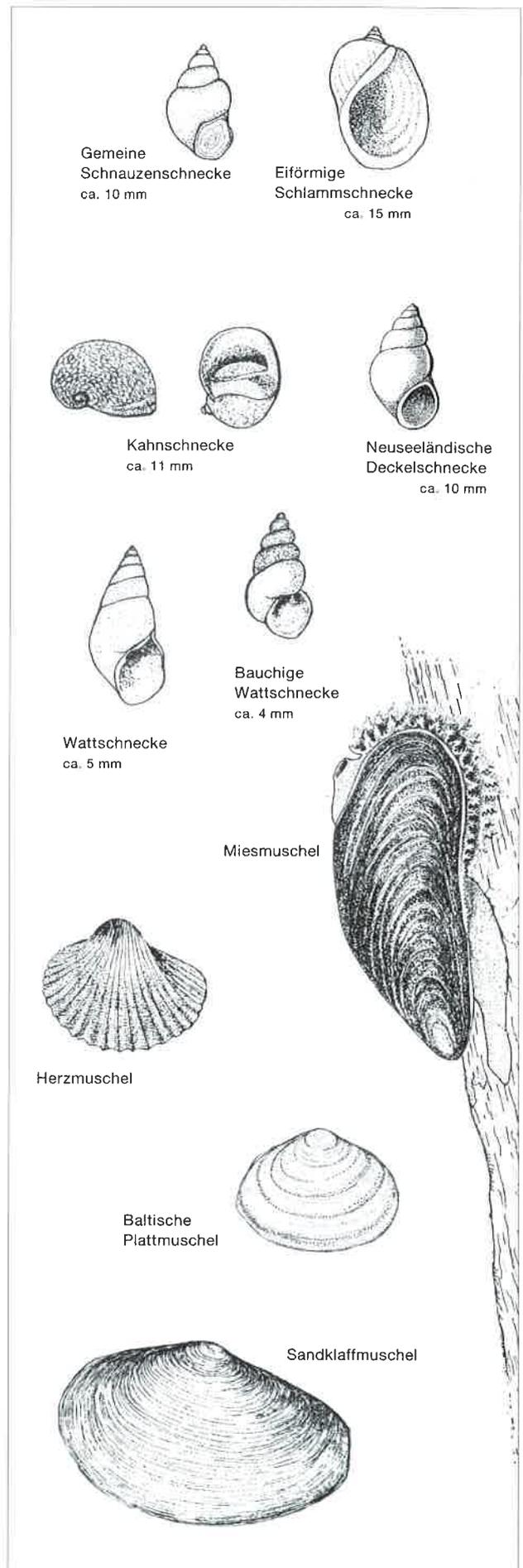
ren anzutreffen ist die Eiförmige Schlamm-
schnecke (*Radix ovata*), für die ähnlich wie für die Kahn-
schnecke sich ein Verbreitungsbild abzeichnet. Sie
kann sowohl im Süßwasser als auch in weiten Berei-
chen der eigentlichen Ostsee beobachtet werden.

Die meisten Süßwasserschnecken befinden sich in
den ausgesüßten Bereichen des Saaler Boddens oder
auch in den Mündungsbereichen der zufließenden
Flüsse und Bäche (Rechnitz, Barthe, Zipker Bach,
Saaler Bach, Körkwitz). Fischland, Darß und Zingst
werden von zahlreichen künstlichen Entwässerungs-
gräben durchzogen, welche geeigneten Lebensraum
für eine Reihe weiterer Süßwasserarten bieten. Je-
doch gelingt es davon nur relativ wenigen, auch ins
direkte Brackwasser vorzudringen (siehe Tabelle).

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthal-
ten.

Abb.: Schnecken und Muscheln der Darß-Zingster Bod-
denkette.



Die Höheren Krebsse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette

M. L. Zettler

Bei der Betrachtung der Krebsfauna der Boddenkette muß zuallererst die hydromorphologische Struktur dieses inneren Küstengewässers hervorgehoben werden (siehe Beitrag Schlungbaum & Voigt in diesem Band). Die vier aneinander gereihten und verbundenen Bodden (Saaler B., Bodstedter B., Barther B. und Grabow) weisen mit zunehmender Entfernung von der Öffnung zur vorgelagerten Ostsee einen abnehmenden Salzgehalt und ein zunehmendes Nährstoffangebot (Eutrophierung) auf. Ebenfalls zeichnet sich die Boddenkette durch eine Reihe von einmündenden Fließgewässern (z. B. Recknitz, Barthe, Körkwitz, Saaler Bach) aus. Dadurch bedingt können wir sowohl Süß- als auch Brackwasserbedingungen (maximal 10‰) vorfinden, und es sind euryhaline Vertreter aus dem limnischen und marinen Bereich vorhanden. In der vorgelagerten Ostsee konnten bei eigenen Untersuchungen in den letzten Jahren insgesamt 54 Taxa von Höheren Krebsen festgestellt werden (Zettler, 2000), wovon 33 auch in den inneren Küstengewässern angetroffen wurden. In der Darß-Zingster Boddenkette sind 20 Arten zu beobachten (Tabelle). Davon stammen 4 aus dem Süßwasser und 16 sind marinen Ursprungs. Bei den limnischen Vertretern handelt es sich zum einen um die Assel *Asellus aquaticus* (sehr verbreitet), um die Flohkrebse *Gammarus roeseli* und *Gammarus tigrinus* und um den Amerikanischen Flusskrebs (*Orconectes limosus*). *O. limosus* wurde nur im Mündungsbereich der Barthe gefunden und bisher nicht im offenen Bodden nachgewiesen. Die Barthe wird weiter stromauf vom Edelkrebs (*Astacus astacus*) besiedelt (Zettler, 1998), der ebenfalls nicht in den Bodden geht. Vermutlich findet in der Barthe in naher Zukunft eine Verdrängung des Edelkrebsses statt, da der Amerikanische Flußkrebs massiv in der Ausbreitung begriffen ist und als potentieller Krebspestüberträger fungiert. *G. roeseli* (Gekielter Floh-

krebs) ist ebenfalls nur im Bereich von Zuflüssen zu finden. So ist er in der Barthe- und Recknitzmündung zahlreich vertreten (Schulz, 1971; Zettler, 1998).

Eine ursprünglich aus Nordamerika stammende Art ist der Tigerflohkrebs (*Gammarus tigrinus*) (Abb. 1), der etwa seit Anfang der 1990er Jahre in der Boddenkette vorkommt (Zettler, 1995). Diese inzwischen vor allem im Süßwasser von Mecklenburg-Vorpommern (hauptsächlich größere Flüsse wie Elbe, Elde, Peene, Warnow) häufige Art verträgt die brackigen Verhältnisse in der Boddenkette ausgezeichnet und kann heute zu den dominanten Vertretern der Krebsfauna gezählt werden. In der eigentlichen Ostsee ist *G. tigrinus* in der Regel nicht zu finden.

Weitere Neozoen sind die beiden dekapoden Krebse *Palaemon longirostris* (Säsegarnele) und *Rhithropanopeus harrisi* (Rundkrabbe) (Abb. 3). Die 4 bis 5 cm große Säsegarnele wurde erstmalig 1999 bei Routineuntersuchungen im Barther Bodden festgestellt. *P. longirostris* ist ursprünglich im mediterranen Raum beheimatet und ist seit längerem in Ausbreitung begriffen. Die Art ist wesentlich seltener als die nahe verwandte Brackwassergarnele (*Palaemonetes varians*), die vom Bodstedter Bodden bis hin zum Grabow vor allem im ufernahen Bereich zwischen Pflanzten und Schilf vorkommt.

Die aus Nordamerika stammende Rundkrabbe (2 bis 3 cm Carapax) ist schon seit Jahrzehnten für den Ostseeraum bekannt (bes. Polen), konnte sich jedoch erst in jüngerer Zeit (Anfang der 1990er Jahre) ausbreiten und ist heute in den Bodden um Rügen und in der Darß-Zingster Boddenkette anzutreffen. Sie hat eine versteckte Lebensweise und sucht sich geeignetes Substrat (Steine, Holz, Torfballen) als Domizil.

Andere zu den Flohkrebse gehörende Arten sind *Gammarus duebeni* (in der Regel auf ufernahe Bereiche und Extrembiotope beschränkt), *G. oceanicus*, *G.*

Abb. 1: Der aus Nordamerika stammende Tigerflohkrebs (*Gammarus tigrinus*) gehört seit Anfang der 1990er Jahre zum Fauneninventar der Darß-Zingster Boddenkette.



Abb. 2: Die Assel *Jaera albifrons* hält sich vorrangig in stark strukturierten Substraten auf. Pflanzenbestände gehören zum bevorzugten Lebensraum.



Abb. 3: Etwa seit Mitte der 1990er Jahre kommt die aus Nordamerika stammende Rundkrabbe (*Rhithropanopeus harrisi*) in der Boddenkette vor. Seit einigen Jahrzehnten in der Ostsee verbreitet, zeigt die Art derzeit eine expansive Ausbreitung in vorpommersche Küstengewässer.

Mysidacea - Schwebegarnelen	Isopoda - Asseln
<i>Neomysis integer</i>	<i>Asellus aquaticus</i>
<i>Praunus flexuosus</i>	<i>Cyathura carinata</i>
Amphipoda - Flohkrebse	<i>Idotea chelipes</i>
<i>Corophium volutator</i>	<i>Jaera albitrons</i>
<i>Gammarus duebeni</i>	<i>Sphaeroma hookeri</i>
<i>Gammarus locusta</i>	<i>Sphaeroma rugicauda</i>
<i>Gammarus oceanicus</i>	Decapoda - Zehnfüßkrebse
<i>Gammarus roeseli</i>	<i>Orconectes limosus*</i>
<i>Gammarus salinus</i>	<i>Palaemon longirostris*</i>
<i>Gammarus tigrinus*</i>	<i>Palaemonetes varians</i>
<i>Gammarus zaddachi</i>	<i>Rhithropanopeus harrisi*</i>

Übersicht über die Höheren Krebse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette, * eingewanderte Arten (Neozoa).

salinus und *G. zaddachi*. Nach Schulz (1971) findet *G. zaddachi* die größte Verbreitung in der Boddenkette und kommt bis in den Saaler Bodden vor, während *G. salinus* und *G. oceanicus* etwa die gleichen Gebiete (Barther Bodden und Grabow) beanspruchen. Der Flohkrebs *Gammarus locusta* wurde hier bisher nur am Ausgang des Grabow gefunden (z. B. Schulz, 1971), scheint dort aber regelmäßig vorzukommen. Allen Gammariden ist die Bindung an geeignete Substrate bzw. Strukturen gemeinsam, die entweder durch Pflanzenbestände (z. B. *Chara*, *Potamogeton*, *Ruppia*, *Zannichellia*) oder durch Steine, Holz und Torf gebildet werden.

Die Lückensysteme dieser Substrate bilden auch den Lebensraum für die Asseln *Idotea chelipes*, *Jaera albitrons* (Abb. 2), *Sphaeroma hookeri* und *S. rugicauda*. Allen gemein ist die variable Färbung und die Ausbildung von Beinpaaren, die zum Anklammern an diese Substrate geeignet sind.

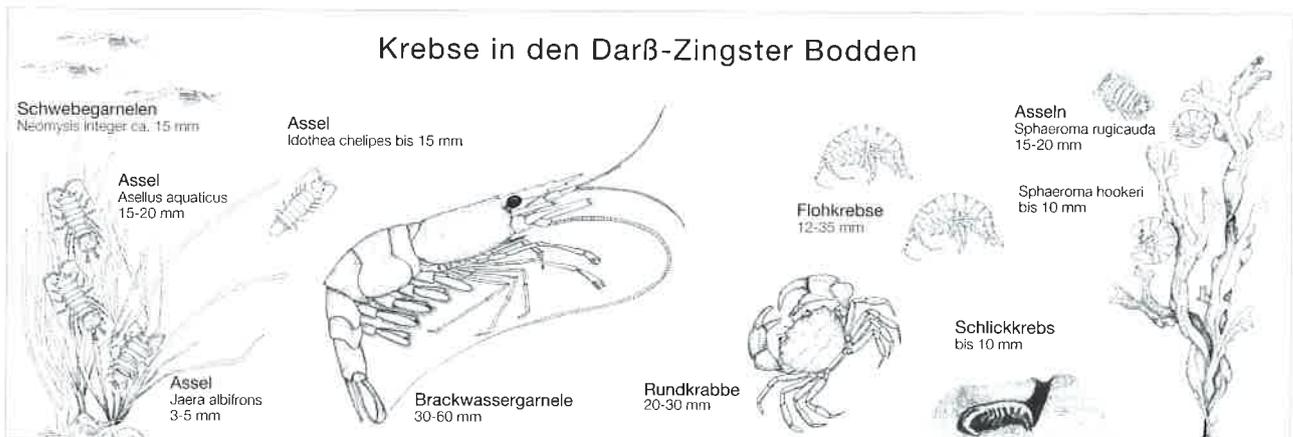
Im Freiwasser (Pelagial), aber mit einer gewissen Bindung an die bodennahen Schichten oder an Phytal, sind die Schwebegarnelen *Neomysis integer* und *Praunus flexuosus* zu finden. Während *N. integer* nahezu in der gesamten Boddenkette verbreitet ist und auch in die einmündenden Flüsse aufsteigt, kommt *P. flexuosus* nur in dem salzreicheren Grabow vor. Letztere hat ihr Hauptverbreitungsgebiet in küstennahen Phytalbeständen (z. B. *Zostera*) der eigentlichen Ostsee oder in den salzreicheren Boddenengewässern um Rügen (Gosselck & Kell, 1998).

Der Lebensraum der relativ monotonen schllickigen Sande wird in der Boddenkette von den Höheren Krebsen nur durch zwei Arten besiedelt. Zum einen kommt die Assel *Cyathura carinata* in geringen Dichten im Barther Bodden und Grabow vor. Sie gräbt sich vertikale Gänge und bevorzugt Sedimente mit Beimengungen von Pflanzenresten. Ein weiterer Bewohner dieses Lebensraumes ist der Schllickkreb (*Corophium volutator*). Er kann bei geeigneten Lebensbedingungen Dichten von über 5.000 Ind./m² in der Boddenkette erreichen.

In dem der Boddenkette vorgelagerten Bereich um Rügen und Hiddensee sind *Gastrosaccus spinifer*, *Heterotanais oerstedii*, *Idotea baltica*, *Melita palmata*, *Bathyporeia pilosa*, *Calliopius laeviusculus*, *Ampithoe rubricata*, *Microdeutopus gryllotalpa*, *Leptocheirus pilosus*, *Corophium lacustre*, *Palaemon squilla*, *Crangon crangon* und *Carcinus maenas* zu finden (Gosselck & Kell, 1998). Diese Arten gehören nicht zum Fauneninventar der eigentlichen Boddenkette, können jedoch durch die variablen Umweltbedingungen gelegentlich hier (im äußeren Grabow) eindringen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.



Fischgemeinschaften und Fischerei in den Darß-Zingster Bodden

H. M. Winkler

Einleitung

Ästuargewässer sind hochproduktive Ökosysteme mit einer Reihe von spezifischen abiotischen und biotischen Eigenschaften, die sowohl marinen als auch typischen Süßwasserorganismen spezielle Anpassungen abverlangen, um diesen Lebensraum besiedeln zu können. Innerhalb dieses Gewässertyps weisen die der Ostsee weitere Besonderheiten auf, die vor allem im Fehlen der Gezeiten und im Brackwassercharakter dieses fast Binnenmeeres begründet sind. Das bleibt nicht ohne Folgen für die Ichthyofauna (unter diesem Begriff werden hier vereinfacht auch die phylogenetisch von den Knorpel- und Knochenfischen sich unterscheidenden Rundmäuler einbezogen).

Material und Methoden

Der Beitrag fasst Ergebnisse verschiedener publizierter Einzelarbeiten zusammen, deshalb wird an dieser Stelle auf eine detaillierte Methodenbeschreibung verzichtet.

Die Darß-Zingster Boddenkette (DZBK) ist seit 100 Jahren sporadisch Untersuchungsobjekt für Wissenschaftler verschiedener Fachdisziplinen, darunter auch der Fischereibiologie, gewesen. Seit 30 Jahren betreibt die Rostocker Universität kontinuierliche Arbeiten zur komplexen Ökosystemanalyse der Boddenkette. In den letzten zwei Jahrzehnten gehören dazu auch beständig ichthyologische Untersuchungen. Durch die staatlichen Aufsichtsbehörden geführte langjährige Fangstatistiken (jetzt Landesamt für Fischerei Mecklenburg-Vorpommern) erlauben zumindest für einige Arten Trendbetrachtungen.

Gewässercharakteristika, mit besonderer Bedeutung für die Fische

Die Bodden- und Haffgewässer der südlichen Ostsee sind geologisch sehr junge gezeitenlose Ästuargewässer. Die beiden wichtigsten Süßwasserzuflüsse, Recknitz und Barthe, sind relativ klein. Sie sind in der Vergangenheit durchgängig begradigt worden, aktuell jedoch laufen verschiedene Programme zu ihrer Renaturierung. Dabei findet insbesondere die Fischfauna Berücksichtigung.

Wesentliches morphologisches Charakteristikum ist die geringe Wassertiefe von durchschnittlich nur 2 m (Correns, 1976), erhebliche Teile (je nach Bodden bis zu 50 %) der Gewässerfläche weisen eine Tiefe von weniger als 1,5 m auf. Das bringt relativ große Temperaturschwankungen mit sich; im Sommer können Wassertemperaturen um + 20 °C und kurzzeitig auch darüber (an der Oberfläche bis + 25 °C) auftreten. Weitere Folge der geringen Wassertiefe ist eine fehlende Schichtung des Wasserkörpers. Die beständige

windinduzierte Durchmischung des Wasserkörpers sorgt dafür, dass Sauerstoffdefizite kaum, und wenn, dann nur kurzzeitig und lokal auftreten.

Einer der für die Fauna wichtigsten abiotischen Faktoren ist die Salinität (Salzgehalt), die eine große räumlich-zeitliche Variabilität aufweist. Beginnend mit 2,5 ‰ im westlichsten Bodden, nimmt die mittlere Salinität in Richtung Osten bis zur Verbindung mit der Ostsee bis auf 7,6 ‰ zu (Minimum von 0,5 ‰ im Westteil und Maximum bis 15 ‰ im Ostteil) (Nausch & Schlungbaum, 1991). Die beiden westlichen Teile (Saaler und Bodstedter Bodden) sind mehr limnisch geprägt (oligohaliner Bereich, bis zu 5 ‰), die östlichen mehr marin (mesohalin).

Charakteristisch für diese Gewässer ist eine sehr hohe Nährstoffbelastung. Einige Auswirkungen der enormen Primärproduktion tangieren speziell die Fische:

- abnehmende Sichttiefen (im Westteil Sommerwerte bis 20 cm) und daran gekoppelter Rückgang der Bewuchsgrenzen mit submersen Makrophyten auf die Flächen oberhalb 0,8 bis 0,6 m (Teubner, 1989), aktuell scheint sich dieser Prozess wieder umzukehren;
- konstant hohe pH-Werte zwischen 8 und 9 (kurzzeitige lokale Maxima bis 11);
- hohe Sedimentationsraten aus der nicht umgesetzten Primärproduktion.

Im Gewässer dominieren zwei Biotoptypen: Eine ausgedehnte flache Litoralzone mit einem mehr oder weniger breiten Schilfgürtel und großflächigen submersen Makrophytenbeständen umrahmt einen makrophytenlosen zentralen Freiwasserbereich, in dem in der Regel nur selten Tiefen von mehr als 3 oder 4 m erreicht werden.

50 - 60 % des Gewässergrundes bestehen aus Feinsanden, die vorzugsweise im Flachwasserbereich dominieren. In Mulden, Senken und in den Tiefenbereichen herrschen Schlickböden vor (Nausch & Schlungbaum, 1984). Stellenweise bestimmen Steinfelder und Torfplatten das Bodenrelief.

Das gesamte Boddengebiet ist traditioneller Standort der Küstenfischerei. Größere Teile der DZBK sind seit 1989 Bestand des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, und ihre Nutzung unterliegt damit besonderen Auflagen.

Die Boddenkette als Lebensraum verschiedener ökologischer Fischgruppen

Die DZBK ist ständiger oder zeitweiliger (saisonal oder sporadisch) Lebensraum für Süßwasser-, diadrome (zwischen Meer und Süßwasser und umgekehrt) Wander- und marine Fischarten. In den vergangenen 20 Jahren sind bei eigenen Fängen und Erhebungen aus der Fischerei 47 autochthone Fischarten

Tabelle 1: Liste der Süßwasserfische der Darß-Zingster Boddenkette.

WT = Westteil, OT = Ostteil ; Vorkommen in Häufigkeitsstufen: - = fehlend, ss = sehr selten, s = selten, r = regelmäßig, h = häufig, m = massenhaft; in Klammern = in den letzten 10 Jahren keine bzw. keine sicheren Nachweise. Td = Trends: a = abnehmend, u = unverändert, z = zunehmend, - = nicht zu bewerten.

Rote-Listen Mecklenburg-Vorpommern (M-V), Deutschland (D) und deutsche Ostseeküste (OK): 0 = ausgestorben, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, 4 = potentiell gefährdet. FFH-Art grün schattiert. * Nachweis 1999.

Für Güster und Zander werden nach Kottelat (1997) als neue gültige lateinische Namen *Abramis bjoerkna* bzw. *Sander lucioperca* vorgeschlagen.

nachgewiesen worden (Winkler, 1988, 1996). Für weitere sechs Arten ist das Vorkommen in früheren Zeiten anhand verschiedener Quellen belegt. Damit besteht das potentielle Artenspektrum für die DZBK aus 53 autochthonen Arten (der Stint ist mit zwei Ökotypen geführt, Tabelle 1 - 3).

Hinzu kamen sporadisch bis zu sechs allochthone Arten: der Karpfen (*Cyprinus carpio*), der Silber- und Marmorkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*, *Aristichthys nobilis*) sowie seltener der Amurkarpfen (*Ctenopharyngodon idella*). Zu den zeitweilig eingesetzten Fischarten gehörte auch die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*). Zur Verbesserung der Fischerei wurde sowohl im 19. als auch im 20. Jahrhundert mehrfach intensiver Karpfenbesatz vorgenommen. Abwachsleistung und Qualität der davon wiedergefangenen Karpfen fanden höchstes Lob, jedoch erwiesen sich diese Maßnahmen aus ökonomischer Sicht auf Dauer als nicht kostendeckend. Durch den Nationalparkstatus großer Boddenteile sind Besatzmaßnahmen mit Fremdarten nicht mehr gestattet.

Das potentielle Artenspektrum umfasst 25 Süßwasser-, acht diadrome Wander- und 21 marine Fischarten (Tab. 1, 2, 3). Allgegenwärtig ist das Nebeneinander von Süßwasser- und mariner Fischfauna. Das Verbreitungsmuster der einzelnen Artengruppen ist jedoch sehr differenziert und wird vor allem durch die Faktoren Salinität und Temperatur bestimmt.

Innerhalb der Boddenkette sind die euryhalinen Süßwasserfische im gesamten Gebiet präsent, erwartungsgemäß finden sich die weniger salinitätstoleranten Arten vorrangig im oligohalinen Bereich. Im Unterschied zu den euryhalinen Süßwasserarten ist die ständige Präsenz der euryhalinen marinen Arten, abgesehen von wenigen Ausnahmen (z. B. *Pomatoschistus microps*), auf den mesohalinen Bereich beschränkt. Nur in Verbindung mit Einstrom salzhaltigeren Wassers treten sie in größeren Mengen im oligohalinen Westteil in Erscheinung.

Unter den Süßwasserfischen machen die Cypriniden den Hauptanteil aus (Tab. 1), davon sind sechs sehr selten. Die Arten Bitterling und Schlammpeitzger wurden bei unseren Arbeiten bisher nicht nachgewiesen, jedoch sollen sie nach mündlichen Informationen von Fischern in oligohalinen Boddenbereichen zumindest in der Vergangenheit sehr selten aufgetreten sein (s. auch Blanck, 1881). Da beide Arten in den Zuflüssen

Familien / Arten	WT	OT	Td	Rote Liste		
				M-V	D	OK
Cyprinidae						
Döbel	ss	-	a	4		
<i>Leuciscus cephalus</i>						
Aland	s	s	u		3	3
<i>Leuciscus idus</i>						
Plötz	m	m	u			
<i>Rutilus rutilus</i>						
Rotfeder	r	r	u			
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>						
Moderlieschen	r	-	-		3	
<i>Leucaspis delineatus</i>						
Ukelei	r	r	a			
<i>Alburnus alburnus</i>						
Güster	h	h	u			
<i>Blicca bjoerkna</i>						
Blei	m	m	u			
<i>Abramis brama</i>						
Schlei	s	s	a			
<i>Tinca tinca</i>						
Gründling	s	s	-			
<i>Gobio gobio</i>						
Bitterling	(ss)	-	-	3	2	
<i>Rhodeus sericeus amarus</i>						
Karausehe	s	s	-		3	3
<i>Carassius carassius</i>						
Balitoridae						
Schmerle	ss	-	-		3	
<i>Barbatula barbatula</i>						
Cobitidae						
Schlammpeitzger	(ss)	(ss)	a	3	2	
<i>Misgurnus fossilis</i>						
Steinbeißer	s	ss	-	3	2	2
<i>Cobitis taenia</i>						
Siluridae						
Wels	ss*	-	-	2	2	
<i>Silurus glanis</i>						
Esocidae						
Hecht	h	h	a		3	3
<i>Esox lucius</i>						
Osmeridae						
Binnenstint	m	m	u	2		
<i>Osmerus eperlanus</i>						
Salmonidae						
Bachforelle	(ss)	-	a	3	3	
<i>Salmo trutta fario</i>						
Gadidae						
Quappe	(ss)	-	a	3	2	2
<i>Lota lota</i>						
Gasterosteidae						
Dreistachliger Stichling	m	m	u			
<i>Gasterosteus aculeatus</i>						
Neunstachliger Stichling	h	h	u			
<i>Pungitius pungitius</i>						
Percidae						
Flussbarsch	m	m	u			
<i>Perca fluviatilis</i>						
Zander	m	m	u			
<i>Stizostedion lucioperca</i>						
Kaulbarsch	m	h	a			
<i>Gymnocephalus cernuus</i>						

noch aktuell vorkommen, scheinen diese Meldungen realistisch zu sein. Für die seltenen Süßwasserfischarten gilt in den Bodden, dass sie nur lokal oder punktuell, zumeist im direkten Einflussbereich von Zuflüssen, vorkommen. Der Wels (Tab. 1) soll eventuell in der Recknitz autochthon gewesen sein, Nachweise aus dem letzten Jahrhundert sind nicht bekannt. 1999 sind zwei Exemplare im Saaler Bodden gefangen worden, die wahrscheinlich auf nicht gemeldeten Besatzmaßnahmen beruhen. In Einzelexemplaren sollen in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts in der Ribnitzer See Bachforellen vorgekommen sein (Meyer, 1934), die aus Recknitzzuflüssen stammen sollten. Das ehemalige Vorkommen von Bachforellen in Recknitzzuflüssen ist unstrittig, der letzte dieser Bestände wurde vor ca. 15 Jahren ausgelöscht.

Zu den seltenen Arten gehörte auch die Quappe (*Lota lota*), die zuletzt in den 60er Jahren in der Boddenkette gefangen worden sein soll. Die Glaubwürdigkeit dieser Meldungen wird unter anderem mit dem Nachweis von Henking (1915) in der Recknitz sowie durch das aktuelle Vorkommen dieser Art im Kleinen Oderhaff, in einem Gewässer, das dem Saaler Bodden in seinem Trophiestatus und den meisten anderen Charakteristika stark ähnelt, unterstrichen.

Für diadrome Wanderfische sind die Bodden Transitraum auf dem Wege zu und von den Laichplätzen sowie zeitweiliges Weidegebiet. Speziell in der DZBK

Familien / Arten	H	Td	B	Rote Liste		
				M-V	D	OK
Petromyzontidae						
Meerneunaige	ss	-	G	1	2	2
<i>Petromyzon marinus</i>						
Flußneunaige	s	a		1	2	2
<i>Lampetra fluviatilis</i>						
Acipenseridae						
Atlantischer Stör	(ss)	a	G	0	0	0
<i>Acipenser sturio</i>						
Anguillidae						
Aal	h	a			3	3
<i>Anguilla anguilla</i>						
Salmonidae						
Lachs	ss	-	G	1	1	1
<i>Salmo salar</i>						
Meerforelle	s	-		2	2	2
<i>Salmo trutta</i>						
Ostseeschnäpel	ss	-	G		3	3
<i>Coregonus lavaretus balticus</i>						
Osmeridae						
Wanderstint	m	m				
<i>Osmerus eperlanus</i>						

Tabelle 2: Liste der diadromen Wanderarten (Laichwanderungen zwischen Meer und Süßwasser und umgekehrt). H = Häufigkeit.

Tabelle 3: Liste mariner Fischarten in der Darß-Zingster Boddenkette (rechts). Zeichen wie in Tabelle 1. B (Bemerkungen): G = Art kommt nur als Gast vor, keine Reproduktion im Gebiet. ** Gefährdung betrifft nur Herbsthering.

Familien / Arten	WT	OT	Td	B	Rote Liste
Clupeidae					
Hering	r	m	z		2 **
<i>Clupea harengus</i>					
Sprotte	-	r	u		
<i>Sprattus sprattus</i>					
Gadidae					
Dorsch	-	s	u	G	
<i>Gadus morhua</i>					
Belonidae					
Hornhecht	ss	r	u		
<i>Belone belone</i>					
Syngnathidae					
Grasnadel	s	r	u		3
<i>Syngnathus typhle</i>					
Kleine Schlangennadel	s	r	u		
<i>Nerophis ophidion</i>					
Gasterosteidae					
Seestichling	-	s	u		3
<i>Spinachia spinachia</i>					
Carangidae					
Stöcker	-	ss	-	G	
<i>Trachurus trachurus</i>					
Ammodytidae					
Kleiner Sandaal	s	r	u		
<i>Ammodytes tobianus</i>					
Großer Sandaal	-	r	u		
<i>Hyperoplus lanceolatus</i>					
Cobitidae					
Schwarzgrundel	-	s	z		
<i>Gobius niger</i>					
Glasgrundel	-	s	u	G	
<i>Aphia minuta</i>					
Sandgrundel	s	h	u		
<i>Pomatoschistus minutus</i>					
Strandgrundel	r	m	u		
<i>Pomatoschistus microps</i>					
Schwimmgrundel	-	s	u		
<i>Gobiusculus flavescens</i>					
Pholidae					
Butterfisch	-	s	u		
<i>Pholis gunellus</i>					
Zoarcidae					
Aalmutter	s	r	u		
<i>Zoarces viviparus</i>					
Cottidae					
Seeskorpion	ss	s	u		
<i>Myoxocephalus scorpius</i>					
Cyclopteridae					
Seehase	-	s	u		4
<i>Cyclopterus lumpus</i>					
Scophthalmidae					
Steinbutt	-	ss	u	G	
<i>Psetta maxima</i>					
Pleuronectidae					
Flunder	s	h	u		
<i>Plathichthys flesus</i>					

spielt diese Artengruppe nur noch eine untergeordnete Rolle, da die Zuflüsse ökologisch völlig entwertet worden sind (durchgehende Begradigung, Querverbauungen, Abwassereinleitungen), so dass sie funktionell als Reproduktionsgebiete für diese Arten nicht mehr in Frage kommen. Das betrifft das seltene aber in den Bodden dennoch regelmäßig nachgewiesene Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis*). Der Atlantische Stör (*Acipenser sturio*) ist im Gebiet Gastart gewesen. Er ist nur in den Fangstatistiken aus dem vorigen Jahrhundert für den Ostteil der Boddenkette belegt, weitere gesicherte Nachweise fehlen.

Die Meerforelle kommt in Einzelexemplaren jährlich auf Weidewanderung in den Ost- und seltener in den Westteil der DZBK. Intakte Laichplätze sind in den Boddenzuflüssen z. Z. nicht mehr vorhanden. Aktuell wurden Besatzmaßnahmen mit dieser Art in einigen Boddenzuflüssen durchgeführt.



Zugnetzfang aus dem Barther Bodden mit Charakterarten (Hering, Flussbarsch, Zander, Blei, Güster und Flunder).

Der Lachs, und noch mehr der Ostseeschnäpel, sind seltene Gäste im Ostteil der DZBK. Versuche zum Aufbau von Schnäpelbeständen in der Boddenkette sind trotz mehrjähriger Besatzmaßnahmen zu Ende des vorigen Jahrhunderts nicht geglückt (Dröscher, 1906). Diese Versuche sind aktuell wieder aufgenommen worden und scheinen günstiger zu verlaufen.

Alle diadromen Wanderfischarten sowie eine Reihe von Süßwasserfischen sind nach den aktuellen Roten Listen der Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg-Vorpommerns, der Bundesrepublik sowie der Roten Liste der Ostsee als gefährdet ausgewiesen.

Die meisten diadromen Wanderarten sowie einige Cypriniden werden auf der Anhangsliste 2 der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) der EU geführt (grün in den Tabellen).

Unter den 21 marinen Arten sind der frühjahrslaichende Hering, der Hornhecht, die Sand- und Strandgrundel, die Aalmutter, die Grasnadel, die Kleine Schlängennadel sowie die Flunder die Arten, die mehr oder weniger häufig vorkommen. Wir konnten in der Vergangenheit auch Herbstheringslarven nachweisen, ohne zu wissen, wo diese geschlüpft sind. Der

herbstlaichende Hering gilt nach der Roten Liste für die Ostsee als gefährdet (Tab. 3).

Die meisten marinen Arten sind nur saisonale oder sporadische Gäste bzw. kommen nur im Übergangsbereich zwischen Bodden und Ostsee vor (Tab. 3). Die von uns 1983 als Erstnachweis für unser inneres Küstengebiet beschriebene Glasgrundel (*Aphia minuta*) hat sich doch nicht als Irrläufer erwiesen (Winkler, 1988), da wir in der Folgezeit mit einer gewissen Regelmäßigkeit weitere Fänge von Einzeltieren im Ostteil der Boddenkette tätigen konnten (seit 1991 fast jährlich).

Insgesamt kommt für die Boddenkette ein Artenspektrum zusammen, das dem der größeren östlicheren Bodden (Greifswalder Bodden, Oderhaff) vergleichbar ist (Subklew, 1982; Winkler, 1989). Die etwas geringere Anzahl in der DZBK hängt mit der Gewässergröße und der Exponiertheit zur offenen Ostsee bzw. der Größe der Süßwasserzuflüsse zusammen.

Die Artenanzahl eines Gewässers vermittelt nur wenig Einsicht in die Abundanz- und Biomasserelationen zwischen den Arten. Danach sind es stets weniger als zehn Arten, die 95 % der Fischabundanz bzw. Biomasse der DZBK stellen. Im Westteil der DZBK sind das (in systematischer Ordnung): Plötz, Blei, Stint, Dreistachliger Stichling, Flussbarsch, Zander und Kaulbarsch. Wobei auch hier zeitweilig Heringslarven in sehr hohen Abundanzen vertreten sind (Fredrich, 1978). Im Ostteil der DZBK sind es die Arten: Hering, Plötz, Blei, Dreistachliger Stichling, Flussbarsch, Zander, Strand- und Sandgrundel. Zwischen den beiden Hauptlebensräumen ist eine Differenzierung gegeben: Hering und Stint sind vorwiegend auf den Freiwasserbereich beschränkt, im Flachwasser dominieren Plötz, Flussbarsch, Dreistachliger - und zeitweilig auch der Neunstachlige Stichling.

Nach der Präsenz der Arten scheint die bei Evertebraten allgemein zu beobachtende Artenverarmung in Brackgewässern gegenüber den angrenzenden Seegebieten in der Ostsee auf die Fischfauna nicht zuzutreffen. Dieses Bild wird jedoch differenzierter, sofern die Reproduktionsfähigkeit der Arten berücksichtigt wird.

Reproduktionsbedingungen

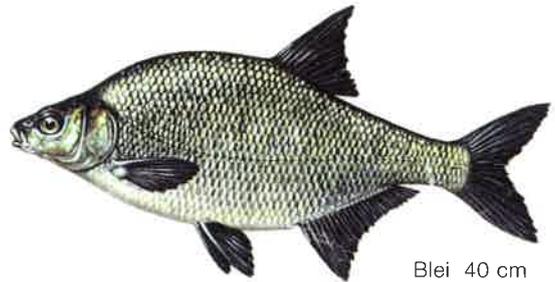
Feste Grenzen in der Verbreitung der Individuen verschiedener ökologischer Gruppen lassen sich aufgrund der Variabilität wesentlicher abiotischer Faktoren (Salinität) nur schwer ziehen, doch sind die Artengruppen zumindest in ihrer Reproduktionsfähigkeit an ganz bestimmte Salinitätsbereiche gebunden (Nellen, 1965; Klinkhardt & Winkler, 1989).

Die euryhalinen Süßwasserfische sind in ihrer Reproduktion an die oligohalinen Gebiete gebunden; 5 % hat sich für die meisten Arten als obere Grenze erwiesen. Dem Plötz ist jedoch schon bei 2 ‰ eine Grenze gesetzt (Schöfer, 1979), Barsch und Hecht können sich dagegen bei etwas darüberliegenden Werten reproduzieren (Klinkhardt & Winkler, 1989). Späte Lar-

Süßwasser- und Wanderfische in den Darß-Zingster Bodden



Meerforelle
80 cm



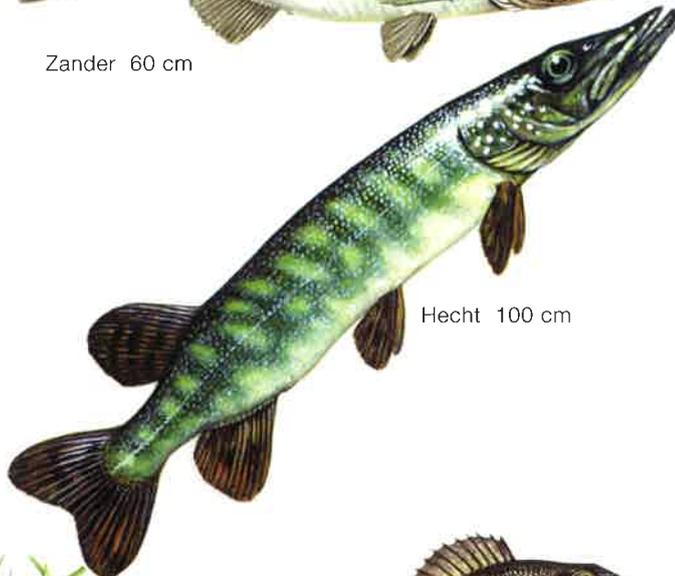
Blei 40 cm



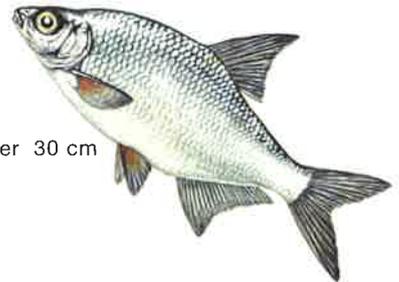
Zander 60 cm



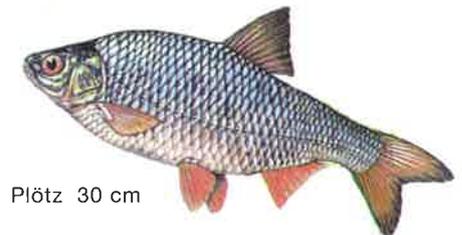
Ukelei 15 cm



Hecht 100 cm



Güster 30 cm



Plötz 30 cm



Flussbarsch 30 cm



Flußaal 70 cm



Kaulbarsch 15 cm



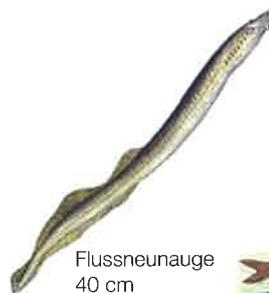
Männchen

Dreistachliger
Stichling 8 cm



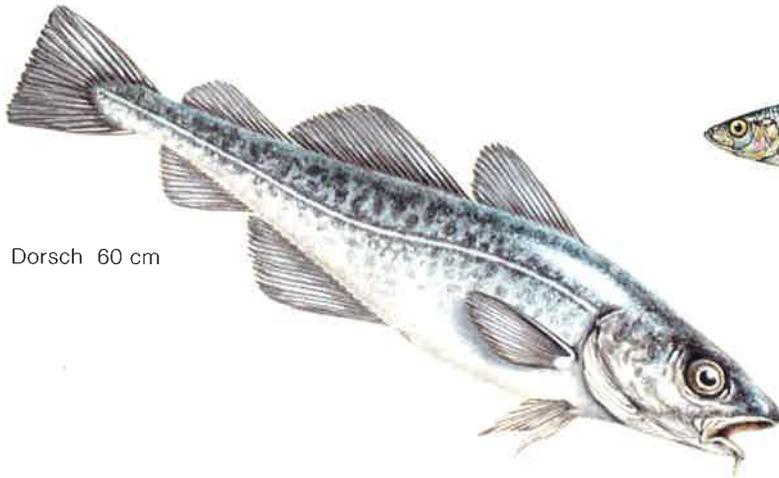
Weibchen

Neunstachliger
Stichling
6 cm



Flussneunauge
40 cm

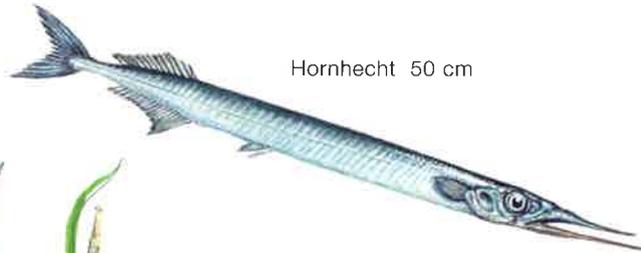
Meeresfische in den Darß-Zingster Bodden



Dorsch 60 cm



Hering 30 cm



Hornhecht 50 cm

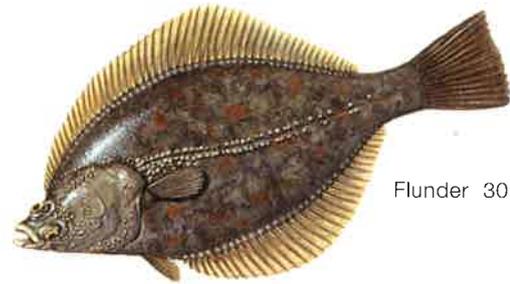
Grasnadel 25 cm



Kleine Schlangennadel 25 cm



Seestichling 15 cm



Flunder 30 cm

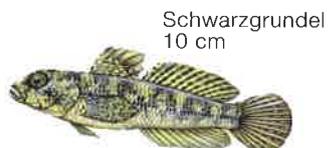
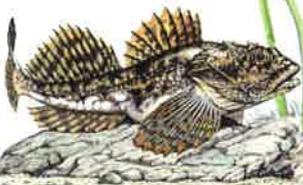


Aalmutter 30 cm



Kleiner Sandaal 15 cm

Seeskorpion 25 cm



Schwarzgrundel 10 cm



Strandgrundel 5cm



Sandgrundel 8 cm

venstadien sind so salinitätstolerant wie die Adulten. Durch Verdriftungen bzw. aktive Wanderungen können sie den mesohalinen Bereich (bis 10 - 12 ‰) erfolgreich besiedeln.

Die euryhalinen Süßwasserfische wie Blei, Plötz, Zander, Flussbarsch u. a. sind von den oligohalinen Gebieten bis in die eigentliche Ostsee hinein anzutreffen. Jedoch müssen sie aus den oben genannten Gründen zum Laichen in die oligohalinen Boddenregionen zurückkehren (Henking, 1915; Winkler & Thieme, 1978; Fadschild & Bast, 1981). Dieses besondere Verhalten typischer Süßwasserfische im Ostseerandbereich stellt Teile ihrer Populationen den diadromen Wanderfischen gleich und geht mit einer Verkomplizierung ihrer Populationsstruktur (stationäre und wandernde Komponente) einher.

Henking (1915) konnte mittels Markierungsexperimenten in der DZBK den Nachweis erbringen, dass die unter den Fischern bekannten Plötzformen (Palmplötz, kleiner Ostseepötz und Binnenplötz) derartige ökologische Gruppierungen repräsentieren, die sich morphologisch, in den Laichzeiten, den Weidegebieten u. a. Parametern unterscheiden. Fadschild & Bast (1981) konnten teilweise die Ergebnisse von Henking (1915) bestätigen, der Plötzwanderungen aus der DZBK zum Strelasund, Westrügenschens und Greifswalder Bodden, ferner in den Peenestrom und die Oderbucht nachweisen konnte (Abb. 1). Mit welcher Regelmäßigkeit und wie stark die einzelnen Wanderlinien frequentiert werden und in welchem quantitativen Verhältnis diese wandernde Komponente zur stationären steht, ist z. Z. nur spekulativ zu beantworten.

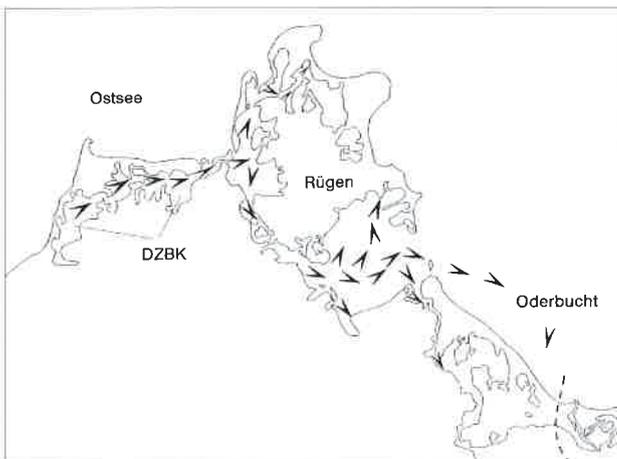


Abb. 1: Nachgewiesene Wanderrouten von markierten Plötzen (nach Henking, 1915; Fadschild & Bast, 1981).

Für den Zanderbestand der DZBK konnten bisher noch keine so ausgedehnten Wanderungen belegt werden, obgleich er in den östlicheren Bodden (Peenestrom, Achterwasser, Oderhaff) dafür überaus bekannt ist (Henking, 1923; Schlumpberger, 1964; Winkler & Thieme, 1978). Für andere Arten liegen dazu gegenwärtig weniger detaillierte Erkenntnisse vor. Anadrome Wanderformen verschiedener Süßwasserfische sind auch für alle anderen Ostseegebiete be-

schrieben; z. B. schildert Müller (1982) Laichwanderungen zwischen Bothnische See und Zuflüssen bei Plötz, Åland, Äsche, Hecht, Quappe und Flußbarsch. Allerdings ist der Grund für diese Wanderungen weniger die Salinität, sondern der Temperaturfaktor.

Für euryhaline marine Arten ist der mesohaline Bereich Laich- und Aufwuchsgebiet. Insbesondere gilt das für den frühjahrslaichenden Hering und den Hornhecht. Ihre Laicherbestände bilden die Grundlage der traditionsreichen Frühjahrsfischerei in den mesohalinen Küstenbereichen.

Speziell beim Hering konnten typische An- und Abwanderwege zu den Laichplätzen im Grabower Bodden mittels Markierungsexperimenten bezeichnet werden (Klinkhardt & Reschke, 1980).

Der Hering der Altersgruppe 0+ (einsömmerig) ist in den mesohalinen Bodenteilen die häufigste Fischart der Freiwasserzone. Im Herbst verlässt er die Bodden und sucht die eigentliche Ostsee auf.

Das Funktionieren der Boddengewässer als Laich- und Aufwuchsgebiet für euryhaline Vertreter beider Artengruppen ist die Grundlage für hohe Fischerträge in den inneren und äußeren Küstengewässern (Winkler, 1990). Die hohe Produktivität der Bodden sichert ein großes Rekrutierungspotential für die betreffenden Arten; die einzelnen Altersgruppen nutzen differenziert sowohl die Nahrungsressourcen der eigentlichen Ostsee als auch die der Bodden.

Die eingangs erwähnte gute Sauerstoffversorgung sowie fehlende Gezeiten schaffen in den Ästuaren der Ostsee stabilere Bedingungen als in den Gezeiten-ästuaren.

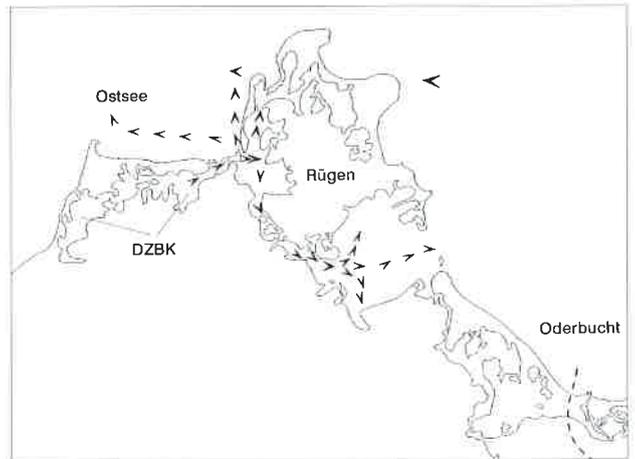


Abb. 2: Wanderwege von in der DZBK markierten Heringen (Klinkhardt & Reschke, 1980).

Die Fischerei in der Boddenkette und Entwicklungstendenzen

Das Gebiet der Boddenkette ist, wie auch die anderen Boddengewässer, wegen seiner hohen Produktivität ein traditionelles Zentrum der Fischerei. Die slawischen Flurnamen verweisen z. T. darauf (Ribnitz - im übertragenen Sinn „Fischort“). Germanische Fischereiaktivitäten sind erstmals 1292 für Barth (Rossow,

1986) und 1311 für den Saaler Bodden (Griese, 1958) urkundlich erwähnt. Seitdem gibt es vielfältige Kunde über die Gestaltung und Regelung der Fischerei in diesem Raum. Besonders hervorzuheben sind gesetzliche Regelungen der Fischerei zwischen Mecklenburg und Preußen im 19. Jahrhundert, da die Gebietsgrenze quer durch den Saaler Bodden verlief (vgl. Griese, 1958). Aus dem 19. Jahrhundert stammen auch Anordnungen über Mindestmaße, Schonzeiten und Laichschongebiete, die bis heute fortbestehen.

Traditionelle Fangmethoden waren verschiedene Stellnetztypen, Zugnetze (Waden), Angeln, Reusen und die sogenannten Zeesen, d. h. per Windkraft mittels spezieller Zeesenboote gezogene engmaschige Schleppnetze. Letztere Art der Fischerei ist wegen der Schädigung der Jungfischbestände Mitte des vorigen Jahrhunderts eingestellt worden.

Gegenwärtig wird vor allem mit Reusen und Stellnetzen gefangen; aktive Fanggeräte (Zeesen, Zugnetze) sind praktisch nicht mehr in Gebrauch. Eine besondere exotisch anmutende Fangmethode ist die sogenannte Klapperfischerei auf dem Eis, bei der vorrangig Perciden (Zander und Barsch) gefangen werden. Diese Fangmethode soll nach dem Zweiten Weltkrieg aus den östlichen Gebieten durch Umsiedler hierhergebracht worden sein. In ein ins Eis geschlagenes Loch werden kreuzweise zwei Stellnetze gesetzt und durch das Schlagen auf ein in die Öffnung geschobenes Holzbrett werden die genannten Arten aus ihrer Winterruhe aufgeschreckt. Sie verfangen sich dabei in den Netzen.

Bei den marinen Arten lassen sich in der DZBK nach mehr als zehnjährigen Beobachtungen keine akuten Anzeichen für einen Rückgang einzelner Arten bzw. Bestände erkennen. Aus der Entwicklung der Heringsfischerei im Ostteil der DZBK lässt sich unter Vorbehalt (Änderung der Fangintensität) für die letzten Jahrzehnte auf eine Bestandszunahme schließen (vgl. Abb. 3). Der Rückgang der Fänge in den 90er Jahren ist mit durch marktwirtschaftliche Gegebenheiten beeinflusst.

Ein Drittel der Süßwasserfische und alle diadromen Wanderfischarten zeigen gegenwärtig einen rückläufigen Bestandstrend, was u. a. durch ihren Rote-Liste-Status zum Ausdruck kommt (Tab. 1 u. 2). Ursache ist der oben beschriebene Zustand des Boddenumlandes und der Zuflüsse, so dass in der Boddenkette die Arten verschwunden bzw. rar geworden sind, die zur Reproduktion intakte Süßwasserzuflüsse benötigen (Kieslaicher). Noch nach der Jahrhundertwende waren für die Recknitz Salmonidenlaichplätze verzeichnet (Smolian, 1920), und Meyer (1934) erwähnte ebenfalls vereinzelte Bachforellenfänge aus dem südlichen Saaler Bodden.

Die beiden Hauptzuflüsse Recknitz und Barthe wurden, ebenso wie der Ostteil der DZBK und die westrügensch Gewässer, von der Quelle bis zur Mündung als Hecht-Aal-Gewässer eingestuft. Nur Bodstedter und Saaler Bodden mit dem Unterlauf der

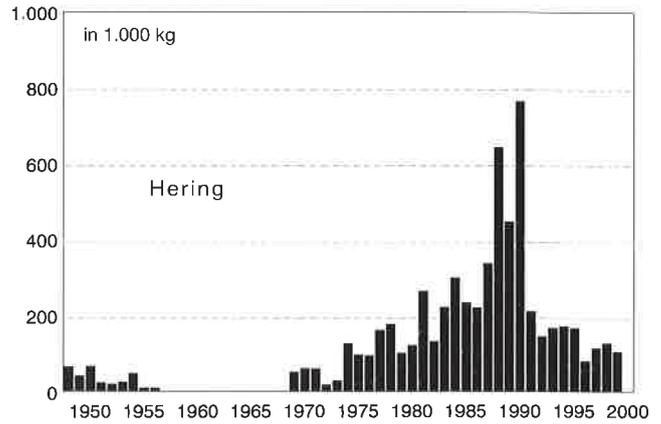
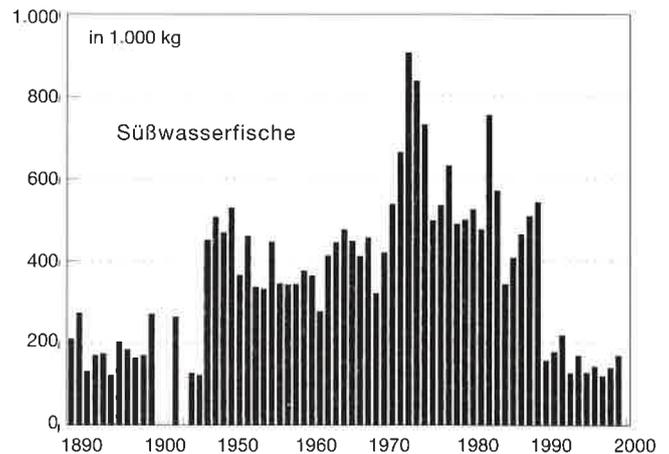


Abb. 3: Entwicklung der Heringsanlandungen aus der DZBK.

Abb. 4: Entwicklung der Gesamtanlandungen an Süßwasser- und Wanderfischen aus der DZBK.



Recknitz waren zu dieser Zeit als Zandergewässer ausgewiesen (Smolian, 1920). Besonders in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts entwickelte sich die DZBK zu einem der bedeutendsten Zandergewässer an unserer Küste. Sie zeichnet sich durch relativ stabile Erträge pro Flächeneinheit (4 - 5 kg/ha) aus und liefert seit den 70er Jahren einen mittleren jährlichen kommerziellen Fang um 80 t (vgl. Abb.5). Seit den 90er Jahren stellt sie auch absolut den größten Anteil (23 %) am kommerziellen Zanderfang aus allen Küstengewässern Vorpommerns.

Die langjährigen fangstatistischen Angaben aus den Bodden deuten auf Veränderungen im Produktionsgefüge hin.

Ungeachtet des oben erwähnten Bestandsrückganges bei Süßwasser- und Wanderfischarten ist der jährliche Gesamtfang zumindest in der Größenordnung (Abb. 4) langfristig angestiegen. Der Abfall Anfang der 90er Jahre hat marktwirtschaftliche Gründe. Der tendenzielle Anstieg kann nur zum Teil mit einer Steigerung der Fangintensität begründet werden; Hauptursache dürfte die anthropogen verursachte Eutrophierung sein, die euryöke Arten begünstigt. Dafür sprechen auch die gegenläufigen Ertragstendenzen der Raubfischarten Hecht und Zander (Abb. 5), die unterschiedlich auf diese Folgen reagieren. Der Hecht

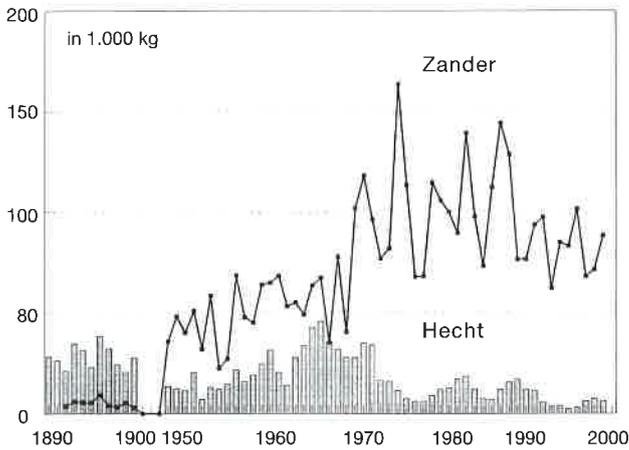
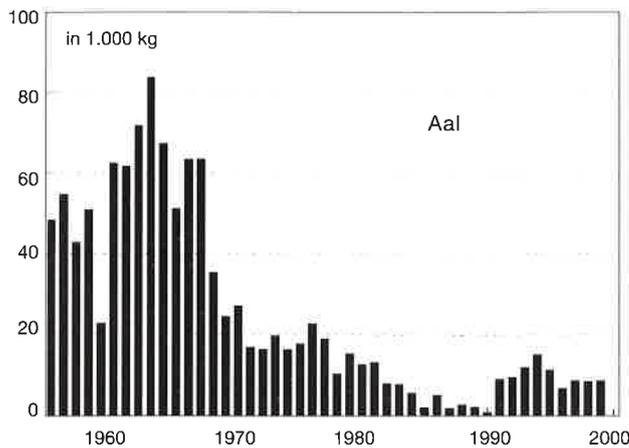


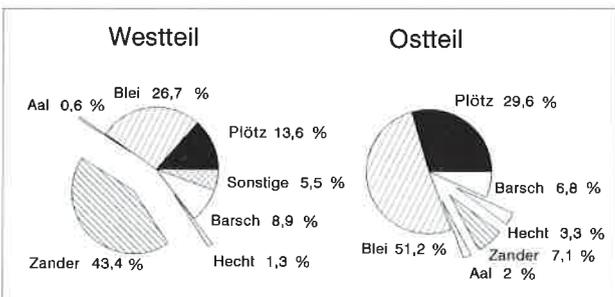
Abb. 5: Langfristige Entwicklung der Zander- und Hechtfänge in der DZBK.

Abb. 6: Langfristige Entwicklung der kommerziellen Aalfänge aus der DZBK.



wurde vor allem durch die Reduktion seiner Reproduktions- und Aufwuchsgebiete von der fortschreitenden Eutrophierung getroffen. Damit ist der Rückgang der Makrophytenbestände infolge abnehmender Lichteindringtiefe durch steigende Phytoplanktonkonzentrationen gemeint. Der Zander wird dagegen in seinem Brutaufkommen und Räuberverhalten durch diese Prozesse gefördert. So ist ab Mitte der 60er Jahre der Rückgang der Hechtbestände und der weitere Anstieg beim Zander zu erklären. Durch umfangreiche Einzugsgebietssanierungsmaßnahmen in den letzten zehn Jahren sind lokal Umkehrungen dieser

Abb. 7: Zusammensetzung der Süßwasserfischanlandungen der kommerziellen Fischerei aus der DZBK, getrennt nach West- und Ostteil (Zeitraum 1980-1989).



Prozesse zu beobachten. Die Sichttiefe, und damit die Bewuchsflächen mit submersen Makrophyten, nehmen wieder zu, so dass sich die Lebensbedingungen für den Hecht wieder verbessern. Ähnliche langfristige zunehmende Trends lassen sich in gewissen zeitlichen Grenzen auch für die Cypridenbestände beobachten.

Der Rückgang der Aalbestände (Abb. 6) lässt sich dagegen nicht ursächlich mit dem Zustand der Bodden begründen, hier ist die Ursache das längerfristige Ausbleiben des natürlichen Aalnachwuchses.

Klammert man die anadromen Wanderfischarten aus, so wird die Fischerei von euryöken Massenarten getragen. Auf welchen Arten der Fischereidruck hauptsächlich lastet, verdeutlicht die langjährige Fangzusammensetzung der Süßwasser- und Wanderfischarten aus den Boddengewässern (Abb. 7).

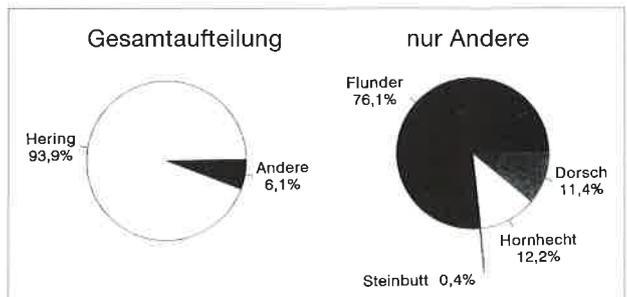
Der Zeitraum 1980-1989 wurde gewählt, weil damals auch die sogenannten Weißfischarten Plötze und Blei durch die Fischerei entnommen wurden. Gegenwärtig sind diese beiden Arten kaum noch in den Anlandungen vertreten, da sie nicht vermarktet werden können. Dementsprechend hat sich der Fischereidruck auf die Edelfischarten (Zander, Aal, Hecht und nun auch Flussbarsch) erhöht.

Der kommerzielle Gesamtfang aus der DZBK setzt sich laut Fangstatistik (Landesamt für Fischerei Mecklenburg-Vorpommerns) seit den 90er Jahren nahezu zu gleichen Teilen aus Süßwasser- und marinen Fischarten zusammen (Jahresdurchschnitt 1991 bis 1999 152,9 t zu 152,3 t). Die marinen Arten werden fast ausschließlich im Ostteil der Boddenkette gefangen, wobei ein nicht genau auszumachender Fanganteil nicht direkt aus der Boddenkette, sondern aus dem Übergangsbereich zum Strelasund und von der Außenküste der Halbinsel Darß-Zingst stammt. 94 % dieser Fänge bestehen aus Frühjahrsheringen. Die verbleibenden 6 % entfallen auf Flunder, Hornhecht, Dorsch und zu ganz geringen Anteilen auf Steinbutt (Abb. 8). Ganz selten werden auch Schollen vom Außenbereich angelandet.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Abb. 8: Zusammensetzung der kommerziellen Anlandungen mariner Fischarten aus der DZBK im Zeitraum 1991 bis 1999. Durchschnittliche jährliche Fangmenge 152,33 t.



Amphibien und Reptilien der Landschaft an den Darß-Zingster Bodden

A. Osterland

Die Landschaft um die Darß-Zingster Boddenkette bietet mit ihrer morphologischen Vielfalt auch vielen Amphibien- und Reptilienarten einen Lebensraum. Neben den zeitweilig im Herbst und Winter überstauten Fischlandwiesen und Vordeichbereichen der Bodden dienen auch die Dünen, der Darßwald und die landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen als Habitate für diese Tiere. Durch massive Meliorationsmaßnahmen, die in den 60er Jahren zur Grünlandgewinnung begannen und bis in die 80er Jahre fortgesetzt wurden, verloren die Amphibien aber viele ihrer Laichgewässer und Sommerquartiere. Derzeit werden von den Amphibien hauptsächlich Gewässer angenommen, die Sekundärhabitats sind. So laichen die Tiere in Torfstichen, Baggerlöchern (die vom Deichbau übrig blieben) und in langsam fließenden Meliorationsgräben. Natürliche Laichgebiete finden sich hauptsächlich noch in Senken der anmoorigen Grünlandbereiche und in Feuchtwäldern, die meist mit Erlen bestockt sind.

Im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette konnten bis jetzt 11 Amphibienarten nachgewiesen werden: Erdkröte (*Bufo bufo*), Kreuzkröte (*Bufo calamita*), Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*), Grasfrosch (*Rana temporaria*), Moorfrosch (*Rana arvalis*), Springfrosch (*Rana dalmatina*), Teichfrosch (*Rana kl. esculenta*), Kleiner Wasserfrosch (*Rana lessonae*) sowie Laubfrosch (*Hyla arborea*), Teichmolch (*Triturus vulgaris*) und Kamm-Molch (*Triturus cristatus*).

In der Roten Liste Mecklenburg-Vorpommerns (Bast, 1992) sind insgesamt 14 Lurcharten aufgeführt.

Für die Rotbauchunke (*Bombina orientalis*), die Wechselkröte (*Bufo viridis*) und den Seefrosch (*Rana ridibunda*) gibt es keine aktuellen Nachweise in der Boddenlandschaft.

Weiterhin gelang bei einer aktuellen Kartierung der Nachweis von sechs Reptilienarten: Ringelnatter (*Natrix natrix*), Kreuzotter (*Vipera berus*), Glattnatter (*Coronella austriaca*), Blindschleiche (*Anguis fragilis*), Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) und Zauneidechse (*Lacerta agilis*).

Von den in der Roten Liste M-V (Bast, 1992) genannten sieben Reptilienarten konnte lediglich die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) in der Boddenlandschaft nicht beobachtet werden. Für das in Torfstichen nördlich des Naturschutzgebietes „Großes Ribnitzer Moor“ bis in die 70er Jahre festgestellte Vorkommen liegt kein aktueller Nachweis mehr vor. Ob die kürzlich erfolgten Vernässungsmaßnahmen dieses Moores eine Wiederbesiedelung mit dieser einzigen heimischen Schildkrötenart möglich machen, muss abgewartet werden.

Abb. 1 zeigt die Ergebnisse der Amphibienkartierung von 1991 bis 1999 in der Boddenlandschaft (Nerge, 1999). Danach ist die Erdkröte die häufigste Krötenart im Bereich der Boddenkette.

Das Vorkommen des Springfrosches (Abb. 4), seltener Vertreter der Braunfroschgruppe, der auch Gras- und Moorfrosch angehören, ist ebenso wie die Existenz vieler Knoblauchkröten eine Besonderheit der Boddenlandschaft. Ansonsten ist die Artenzusammensetzung und -verteilung vergleichbar mit der des Binnenteils vom Landkreis Nordvorpommern.

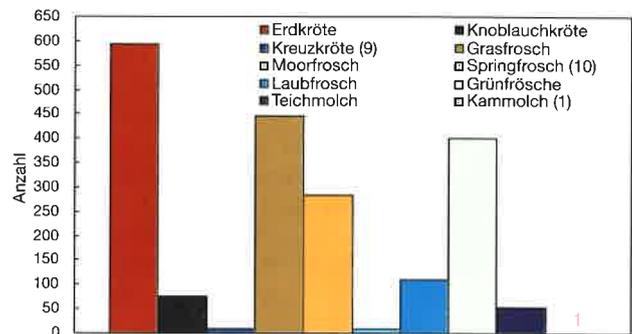


Abb. 1: Amphibienkartierung 1991-1999 (I. Nerge).

Die Fangergebnisse des im Gebiet zwischen Dierhagen Ost und Wustrow an der Landesstraße 21 aufgestellten Krötenzaunes, der durch den Nationalpark-Förderverein und die Wustrower Schule betreut wird, zeigen, dass lokal die zur Familie der Krötenfrösche (Pelobatidae) gehörende Knoblauchkröte einen höheren Bestand als die Erdkröte erreichen kann (Abb. 2). Ihren Namen erhielt die Knoblauchkröte nach dem Geruch, den sie ausströmt, wenn sie gereizt wird (Nöllert, 1990). Die ansonsten in moorigen Küstenbereichen nur vereinzelt vorkommende Art findet hier auf Grund der sich dynamisch verändernden Sanddünen ihren Lebensraum. Diese Kröte ist in Gebieten mit vorrangig sandigen Böden mitunter sehr häufig.

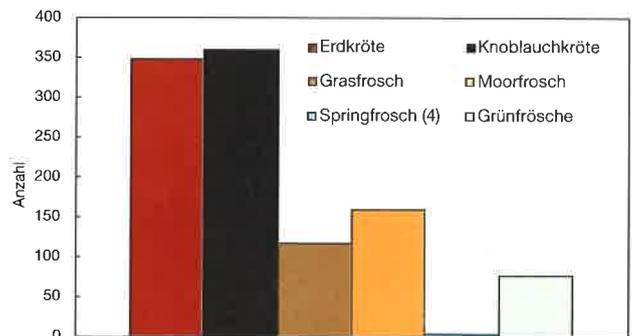


Abb. 2: Fangergebnisse des Krötenzaunes Wustrow 1999 (A. u. L. Storm).

Im schmalen Landbereich bei Wustrow können die Tiere die an der Ostsee liegenden offenen Sandflächen, die sich in den Dünen und hinter den künstlich hier errichteten Stützmauern bzw. Faschinen befinden, sowie sogar versandete Kellerschächte als Winterquartiere nutzen.

Nach der Überwinterung wandern die ansonsten nachtaktiven Tiere manchmal auch am Tage von den Habitaten der Ostseeküste aus über die stark befahrene Landesstraße 21, um zu ihren Laichgewässern (feuchte Senken in Erlenbrüchen) vor den Niedermoorflächen auf der Boddenseite des Saaler Boddens zu gelangen. Hier rufen sie unter Wasser auch tagsüber. Es erklingt dann ein leises „Klock, klock“, als ob unter Wasser zwei Steine gegeneinander geschlagen würden. Nach sechs Tagen schlüpfen aus den Eiern der 50 cm langen Laichschnüre die 4 mm langen Larven und wachsen bis zur Metamorphose zu etwa 9 cm großen Kaulquappen heran. Die Kaulquappen können aber auch überwintern und dann vor ihrer Umwandlung zum Jungtier größere Längen erreichen. Die jungen Knoblauchkröten haben dagegen meist nur eine Größe von etwa 3 cm und leben nach dem Verlassen des Laichgewässers auf dem sandigen Land. Die Knoblauchkröte ist außerhalb der Laichzeit nur nachts zu beobachten. Bei Gefahr kann sich das Tier (in Abhängigkeit vom jeweiligen Bodensubstrat) sehr schnell rückwärts bis zu 1,50 m tief senkrecht eingraben (Nöllert, 1990). Dazu benutzt es die scharfen, harten Hornschaufeln an den Fersenhöckern der Hinterbeine.

Die Kartierung der Reptilien von 1991-1999 (Abb. 3) zeigt, dass die Ringelnatter am häufigsten nachgewiesen wurde. Aber auch die Kreuzotter war auf Grund der noch vorhandenen Moorbereiche oft zu beobachten.

Von den Reptilien ist die Glattnatter (*Coronella austriaca*) die seltenste im Landbereich der Boddenkette beheimatete Art. Sie konnte im Bereich von Neuheide (am südwestlichen Teil der Halbinsel Fischland) und im Darßwald vereinzelt nachgewiesen werden. Die braune bis schwarze, maximal 75 cm lange Glattnatter (Abb. 5) wird häufig auf Grund ihrer Punktreihenmusterung auf dem Rücken mit der Kreuzotter verwechselt. Diese zwei- bis vierreihige Musterung ist bei der Glattnatter aber meist heller als das braune durchgängige Zick-Zack-Band der Kreuzotter. Weiterhin ist die Pupille der Glattnatter rund und nicht senkrecht spaltförmig wie bei der Kreuzotter.

Die für den Menschen ungefährliche Glattnatter ernährt sich hauptsächlich von Eidechsen, Blindschlei-

Abb. 4: Springfrosch aus dem Gebiet von Wustrow.

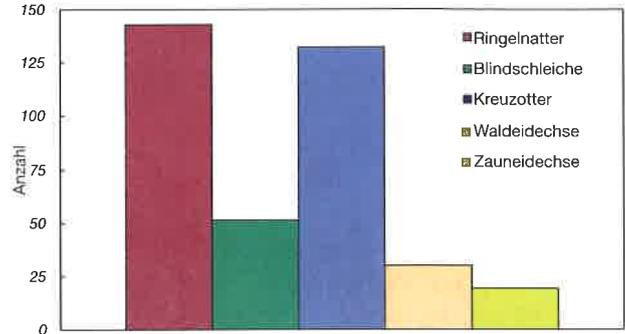


Abb. 3: Reptilienkartierung 1991-1999 (I. Nerge)

chen und jungen Mäusen, die sie durch mehrmaliges Umschlingen tötet. Im August oder September werden 3 bis 15 lebende Junge geboren, die bereits 8 cm lang sein können.

Zur Verbesserung der Lebensgrundlagen für die amphibisch lebenden Wirbeltiere sind neben der Erhaltung der Sommer- und Winterquartiere auch die Sanierung ihrer Laichhabitats, die Schaffung von Feuchtwiesen durch den Anstau von Gräben, der Rückbau nicht dem Hochwasserschutz dienender Deiche und damit die Wiedervernässung ursprünglich vorhandener Retentionsflächen die geeigneten Maßnahmen.

Ein gutes Beispiel wäre die Renaturierung der von vielen Gräben durchzogenen Fischlandwiesen. Von der Herstellung natürlicher Wasserverhältnisse würden nicht nur die Amphibien und Reptilien, sondern auch viele Limikolen profitieren. Selbst für Hechte bestünden wieder günstige Laichbedingungen. Weiterhin kann es bei Überflutungen der Wiesen zur Nährstoffrückhaltung und damit zu einer gewissen Verbesserung der Wasserqualität der Bodden kommen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Abb. 5: Glattnatter mit Punktreihenmuster auf dem Rücken.



Die Boddeninseln Kirr und Barther Oie - Lebensräume für bedrohte Vogelarten zwischen Meer und Festland

A. Stiefel und H. Scheufler

Grenzflächen zwischen Wasser und Land gehören zu den faszinierendsten Landschaften. Viele Tierarten, wie auch der Mensch, schafften es in ihrer biologischen, wir in unserer kulturellen Evolution, Nutzen aus der Vermischung dieser beiden so verschiedenen Elemente zu ziehen. Durch Ebbe und Flut oder durch Überschwemmungen aus anderen Gründen geprägte Lebensräume sind äußerst produktiv, wenn wir den Gewinn an Nahrung, die hier abgeschöpft werden kann, als Maß ansetzen. Überzeugende Beispiele liefern das Wattenmeer entlang der Nordseeküste, die Ästuare Großbritanniens oder die Bänke vor der westafrikanischen Küste mit ihren zu den Zugzeiten riesigen Vogelscharen. Der ständige und regelmäßige Eintrag von Nährstoffen durch die Flut ermöglicht einer artenreichen Lebensgemeinschaft von Mikroorganismen, Muscheln und Schnecken, Würmern, Krebstieren und anderen in hoher Individuendichte das Leben. An der Spitze dieser Nahrungspyramide fallen uns vor allem die Vögel auf.

Im Bereich der Ostseeküste ist eine so konzentrierte Massenproduktion an Lebewesen nicht möglich. Ebbe und Flut spielen sich im Zentimeterbereich ab, und nur der Wind treibt das Wasser auf das Land, mitunter in gefährlicher Höhe. Aber diese Überschwemmungen erfolgen nicht regelmäßig, und die Bewohner der davon betroffenen Gebiete können kaum, wie im Wattenmeer, Gewinn daraus ziehen; sie können sich nicht darauf einstellen.

Dennoch, damit kommen wir zu den Inseln Barther Oie und Kirr, bestimmen die windbedingt wechselnden Wasserstände des Boddens entscheidend das Leben auf diesen nur wenige Dezimeter über dem Meeresspiegel liegenden Flächen. Die Insel Kirr ist etwa 370 ha groß, ca. 3,5 km in Ost-West-Richtung lang und maximal 1,5 km breit. Die Barther Oie ist mit 80 ha deutlich kleiner (Stiefel & Scheufler, 1998).

Über die geo- und hydrologische Seite der Boddenlandschaft berichten Schlungbaum, Voigt und Baudler in diesem Band und über die Entstehung und die botanischen Besonderheiten der Salzwiesen ist im Beitrag von L. Jeschke nachzulesen. Wir wollen deshalb die Bedeutung dieser beiden Inseln als Küstenvogelschutzgebiet beschreiben und die hier in den letzten drei Jahrzehnten gesammelten Erfahrungen zusammenfassen.

Die jüngere Geschichte

Zur Bedeutung von Oie und Kirr als Vogelschutzgebiete in der Zeit vor dem 20. Jahrhundert ist uns fast nichts überliefert. Erst die vermutlich im 14./15. Jahrhundert einsetzende Beweidung und Heugewinnung auf diesen Inseln schufen freie Flächen, die Salzwiesen, die die heute hier lebenden Arten bezogen. Die

Schwedischen Matrikelkarten aus dem Jahr 1696 zeigen, dass sich damals auf Oie und Kirr jeweils ein Gehöft befand und die Vegetation der Inseln zu einem großen Teil aus Wiesen bestand.

Wir dürfen uns diese formgebende landwirtschaftliche Nutzung über die Zeit nicht als einen kontinuierlich ablaufenden Prozess vorstellen. Notzeiten, in denen kaum Nutzvieh vorhanden war und demzufolge auch kein Heu gebraucht wurde, wie zuletzt am Ende des Zweiten Weltkrieges, führten zu einem Überwachsen der Salzwiesen mit dichtem Schilf. Ein Auszug aus einem Brief des Zingsters B. Kaiser an F. Schulz im Jahre 1979 beschreibt dies sehr anschaulich:

„In Zingst hatten früher die meisten Hausbesitzer ein oder auch zwei Kühe. Außer ihrer Länderei in Zingst hatten sie als Eigentum auf dem Kirr je eine Parzelle oder Kavel, wie es früher hieß. Auch meine Großmutter besaß so eine, ebenso wie viele andere, mir bekannte Zingster. Diese Kaveln wurden durchschnittlich einmal im Jahr mit Sensen gemäht. Wenn das Heu trocken war, fuhren es Bussert oder Tabbert mit ihrem Gespann zum Ufer. Ludwig Laß und Robert Hübner hatten sich zwei große breite Polte (Flachboote) bauen lassen, die zusammengebunden wurden und dann von einem Ruderboot gezogen wurden. Sie wurden mit einer Einspannerfuhr Heu beladen, zum Zingster Hafen gezogen, bzw. gerudert. Auch Georg Gottschewsky ließ sich so ein Heutransportboot für eigenen Bedarf und Verleih bauen. Ich selbst habe Wernicke vom Rosenberg bei solch einem Transport geholfen. Sein Kavel lag gegenüber der Müggenburger Brücke und grenzte bis ans Ufer. Mit Schiebkarren brachten wir das Heu zum Boot und verladen es dort. Als alles verstaut war, ruderte ich mit einem flachen Fischerboot - das Heuboot im Schlepp - zum Zingster Hafen. An der Nordseite des Gebäudes dort war der Anlegehafen für die Heutransporte, der heute zugeschüttet ist, so daß nichts mehr an jene Zeit erinnert. Hier wurde das Heu ausgeladen und auf einen bereit stehenden Pferdewagen gestakt, oder erst zu einer Miete aufgesetzt, wenn nicht gleich ein Fuhrwerk zur Verfügung stand. Das alles war mit einem großen Arbeitsaufwand verbunden und sehr wetterabhängig, ebenso wie das Mähen mit der Sense, das Haufen setzen und schließlich der Transport.

In späteren Jahren ging die Heuwerbung vom Kirr dann mehr und mehr zurück. Das Schilf gewann die Oberhand, und es entstand ein riesiger Rohrdschungel, in dem sich das Schwarzwild zu Hause fühlte. Nachts suchte es die Getreide- und Kartoffelkulturen der beiden Gehöfte heim und richtete großen Schaden an. Viele Nachtruhen mussten von den Betroffenen zur Abwehr der Sauen geopfert werden. In Zingst gab es einige Jagdpächter, die zeitweilig mit einsprangen und den Bauern halfen. Mit den Jahren kam wieder das Weidevieh von Müggenburg herüber, später das Vieh der damaligen LPG „5. März“ in Müggenburg.“

Vogelart	1977	1987	1997	Max.	Jahr
Haubentaucher, <i>Podiceps cristatus</i>	2	2	1	5	1973
Höckerschwan, <i>Cygnus olor</i>	6	12	30	35	1994
Graugans, <i>Anser anser</i>			6	6	1998
Kanadagans, <i>Branta canadensis</i>		1	0	1	1995
Brandgans, <i>Tadorna tadorna</i>	6	4	2	7	1981
Stockente, <i>Anas platyrhynchos</i>	50	95	40	240	1983
Krickente, <i>Anas crecca</i>	10	9	7	35	1983
Knäkente, <i>Anas querquedula</i>	5	3	10	15	1985
Schnatterente, <i>Anas strepera</i>	4	37	25	50	1983
Spießente, <i>Anas acuta</i>	1		1	8	1983
Löffelente, <i>Anas clypeata</i>	75	95	35	140	1988
Kolbenente, <i>Netta rufina</i>			1	1	1997
Tafelente, <i>Aythya ferina</i>			0	3	1989
Reiherente, <i>Aythya fuligula</i>		2	12	13	1998
Mittelsäger, <i>Mergus serrator</i>		2	1	10	1988
Teichralle, <i>Gallinula chloropus</i>	2	1	1	5	1984
Blessralle, <i>Fulica atra</i>	3	3	2	10	1983
Austernfischer, <i>Haematopus ostralegus</i>	20	40	24	45	1989
Kiebitz, <i>Vanellus vanellus</i>	120	160	65	220	1983
Sandregenpfeifer, <i>Charadrius hiaticula</i>	6	2	0	8	1976
Flussregenpfeifer, <i>Charadrius dubius</i>			0	2	1996
Bekassine, <i>Gallinago gallinago</i>	?	5	0	12	1983
Gr. Brachvogel, <i>Numenius arquata</i>	5	6	1	6	1987
Uferschnepfe, <i>Limosa limosa</i>	50	95	55	100	1990
Rotschenkel, <i>Tringa totanus</i>	90	155	85	160	1990
Alpenstrandläufer, <i>Calidris alpina schinzii</i>	30	32	13	60	1974
Kampfläufer, <i>Philomachus pugnax</i>	25	40	10	50	1985
Säbelschnäbler, <i>Recurvirostra avosetta</i>	45	57	75	130	1983
Zwergmöwe, <i>Larus minutus</i>		4	0	4	1989
Schwarzkopfmöwe, <i>L. melanocephalus</i>		2	2	2	1987
Lachmöwe, <i>Larus ridibundus</i>	500	5.000	4.000	6.000	1986
Sturmmöwe, <i>Larus canus</i>	50	40	30	100	1972
Silbermöwe, <i>Larus argentatus</i>	8	60	15	70	1986
Mantelmöwe, <i>Larus marinus</i>				1	1998
Brandseeschwalbe, <i>Sterna sandvicensis</i>			225	250	1996
Flussseeschwalbe, <i>Sterna hirundo</i>	100	280	232	400	1990

Tabelle 1: Brutbestände auf der Insel Kirr im 10-Jahresabstand und bisherige Maximalwerte .

Man darf aus alldem schließen, dass sich in den vergangenen Jahrhunderten auf den Inseln ein wechselndes, buntes Mosaik unterschiedlicher Pflanzengesellschaften ausbildete, in das ungewöhnlich viele Vogelarten einzogen, die anderenorts durch großflächige Melioration und Intensivierung der Landwirtschaft keinen Platz mehr fanden.

Naturschutzgebiet - Bestandteil des Nationalparks

Dass sich auf diese beiden Boddeninseln eine interessante, seltene Vogelwelt gerettet hatte, fiel eigentümlicherweise erst um 1950 auf (Scheufler, Stiefel et al., 1982). Um 1910 waren die nicht weit entfernten „Vogelfreistätten“ auf Hiddensee und den Werder-Inseln dagegen bei Vogelkundlern in Deutschland

Vogelart	1977	1987	1997	Max.	Jahr
Haubentaucher, <i>Podiceps cristatus</i>	12	-	1	37	1984
Höckerschwan, <i>Cygnus olor</i>	7	10	30	80	1993
Graugans, <i>Anser anser</i>	-	-	-	1	1982
Kanadagans, <i>Branta canadensis</i>	-	-	-	-	-
Brandgans, <i>Tadorna tadorna</i>	4	1	7	11	1995
Stockente, <i>Anas platyrhynchos</i>	37	90	25	265	1981
Krickente, <i>Anas crecca</i>	1	-	1	7	1982
Knäkente, <i>Anas querquedula</i>	4	-	3	8	1981
Schnatterente, <i>Anas strepera</i>	8	90	10	150	1989
Spießente, <i>Anas acuta</i>	-	-	1	2	1980
Löffelente, <i>Anas clypeata</i>	61	40	10	88	1986
Kolbenente, <i>Netta rufina</i>	-	-	1	7	1982
Tafelente, <i>Aythya ferina</i>	-	2	-	14	1980
Reiherente, <i>Aythya fuligula</i>	1	15	15	35	1988
Mittelsäger, <i>Mergus serrator</i>	?	20	4	45	1987
Teichralle, <i>Gallinula chloropus</i>	?	?	?	6	1984
Blessralle, <i>Fulica atra</i>	?	?	?	28	1982
Austernfischer, <i>Haematopus ostralegus</i>	25	30	20	60	1979
Kiebitz, <i>Vanellus vanellus</i>	15	15	15	57	1979
Sandregenpfeifer, <i>Charadrius hiaticula</i>	-	-	1	4	1982
Flussregenpfeifer, <i>Charadrius dubius</i>	-	-	-	6	1994
Bekassine, <i>Gallinago gallinago</i>	-	-	-	2	1982
Gr. Brachvogel, <i>Numenius arquata</i>	-	-	-	-	-
Uferschnepfe, <i>Limosa limosa</i>	2	15	7	15	1987
Rotschenkel, <i>Tringa totanus</i>	12	40	20	67	1979
Alpenstrandläufer, <i>Calidris alpina schinzii</i>	3	1	-	3	1977
Kampfläufer, <i>Philomachus pugnax</i>	6	12	1	18	1979
Säbelschnäbler, <i>Recurvirostra avosetta</i>	1	50	50	108	1998
Zwergmöwe, <i>Larus minutus</i>	-	-	-	-	-
Schwarzkopfmöwe, <i>L. melanocephalus</i>	-	-	-	1	1982
Lachmöwe, <i>Larus ridibundus</i>	18.000	12.000	1.450	18.000	1977
Sturmmöwe, <i>Larus canus</i>	196	5	15	264	1978
Silbermöwe, <i>Larus argentatus</i>	19	26	170	375	2000
Mantelmöwe, <i>Larus marinus</i>	-	-	-	-	-
Brandseeschwalbe, <i>Sterna sandvicensis</i>	-	-	60	700	2000
Flussseeschwalbe, <i>Sterna hirundo</i>	358	400	150	600	1989

Tabelle 2: Brutbestände auf der Insel Oie im 10-Jahresabstand und bisherige Maximalwerte zum Vergleich (zusammengestellt von H.-J. Jessel, FG Ornithologie Waren).

wohl bekannt (Schildmacher, 1977; Schulz, 1995). Abgelegenheit und Privatbesitz schützten die beiden Inseln vor fremder Neugier. Die ansässigen Bauern betrachteten diese ornithologischen Schätze als schöne Selbstverständlichkeit.

So entdeckt, erfolgte ab 1963 die einstweilige, 1967 die vorläufige und 1972 die endgültige Unterschutzstellung (Streicher, 1982). Eine für die südliche Ostseeküste einmalige Lebensgemeinschaft von im Bestand oder vom Aussterben bedrohten Vogelarten sollte erhalten bleiben. Das Meeresmuseum in Stralsund übernahm, vertreten vor allem durch seinen Direktor S. Streicher und seinen Mitarbeiter H. Schröder, die organisatorische und wissenschaftliche Betreuung des Küstenvogelschutzgebietes „Inseln Oie und Kirr“. In Abstimmung mit der Kommission für Küstenvogelschutz der DDR wurde das Museum durch

Die Uferschnepfe erreichte auf der Insel Kir Abundanzwerte von 27 BP/100 ha. Diese hohe Brutdichte wurde durch regelmäßige Biotoppflege mit Hilfe gezielter Weidewirtschaft durch Jungriinder und durch den schützenden Wassergürtel des Boddens (niedriger Prädatoren-druck) möglich. Die gegenwärtig zur Beweidung verfügbaren Fleischrinder lassen nur weit niedrigere Brutpaarzahlen zu.



Säbelschnäbler sind vom Biotopmanagement weniger abhängig. Die Prädation durch den Fuchs steht hier im Vordergrund, da die Art auf derlei Störungen empfindlich reagiert und dann woanders brütet. Auch niedrige Wasserstände halten sie von der Reviergründung ab. So gab es An- und Umsiedelungen auf Hiddensee, im Greifswalder Bodden und in Holland.



den damaligen Rat des Bezirkes Rostock als Staatliche Betreuerinstitution dieses Naturschutzgebietes berufen. Ehrenamtlichen Vogelkundlern der Ornithologischen Fachgruppe Halle/S. (für den Kirr) und der Ornithologischen Fachgruppe „Karl Bartels“ Waren/Müritz (für die Barther Oie) wurde die Durchführung der praktischen Schutzarbeiten auf den Inseln übertragen. Mit der Gründung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft 1990 übernahm dieser die Kompetenz für diese Inseln.

In den zurückliegenden drei Jahrzehnten wurden auf Oie und Kirr 68 Brutvogelarten festgestellt. Diese verteilen sich u. a. auf 14 Arten aus der Gruppe der Enten, Gänse und Schwäne, auf 11 Limikolenarten sowie 8 Möwen- und Seeschwalben- und 27 Singvogelarten. Letztere nisten vor allem in den Büschen und Bäumen der Gehöfte. Wald- und Sumpfohreule, Turmfalke und Mantelmöwe wurden bislang nur einmal brütend gefunden.

Die Tabelle 1 listet für die Jahre 1977, 1987, 1997 die Brutbestände wichtiger Vogelarten und die bisherigen Maximalwerte mit der letzten damit erreichten Jahreszahl für die Insel Kirr auf, Tabelle 2 für die Insel Oie.

Beim Vergleichen fällt sofort auf, dass einige Arten an Häufigkeit abnahmen, andere ihren Bestand vergrößerten.

Die Ursachen dafür sind sehr komplex und nicht immer zu erkennen. Alpenstrandläufer (Unterart *schinzi*) und Kampfläufer (Abb. 9) z. B. leben in Deutschland heute an der südwestlichsten Grenze ihres Verbreitungsgebietes. Landwirtschaftliche Intensivierung, Trockenlegung und Umbruch ehemaliger Feuchtgebiete verdrängten sie bis auf Reste aus Mittel- und Westeuropa. Nur an einigen wenigen Orten Norddeutschlands und Dänemarks werden gerade noch ihre Ansprüche an den Brutplatz erfüllt. Viele unserer Vögel halten sich nur ein Drittel des Jahres im engeren Brutgebiet, also auf Oie und Kirr, auf. Die übrigen Monate sind sie unterwegs, um zu ziehen, zu mausern, zu rasten und zu überwintern. Die Gefahren dieser Reise beeinflussen ganz sicher die Bestände unserer Brutvögel, ohne dass sie uns immer bekannt werden.

Während der Brutzeit, inmitten des Boddens, wird die Brauchbarkeit dieser Kleinlandschaften nach unserem jetzigen Kenntnisstand vor allem durch folgende Faktoren beeinflusst:

- Durch zweckmäßige Beweidung, die die Vegetation im Zustand der Salzwiese, -weide behält.

„Wiesenvögel“, wie die Limikolen, stellen abhängig u. a. von ihrer Körpergröße, von der Art ihrer Fortbewegung und Nahrungssuche und bei der Wahl des Nestortes unterschiedliche Ansprüche an die Höhe und Dichte der Vegetation. Von letzterer wiederum hängt fundamental das (ökologisch viel zu unbekannt) Leben und die Verfügbarkeit vieler Futtertiere (Spinnen, Insekten usw.) und Futterpflanzen unserer Vögel ab. Zu radikale Beweidung kann schon im Frühsommer zu kaum noch Nahrung bietender Trockenfläche führen.

- Durch Überflutungen der Inseln mit Boddenwasser, dessen Salz- und Nährstoffgehalt das Wachstum der Pflanzen entscheidend bestimmt. Nur

dadurch kann sich die Salzwiesenvegetation in ihren verschiedenen Formen ausbilden. Abhängig von Nord-Ost-Stürmen kommt es zumeist in den Herbst- und Wintermonaten zu Überschwemmungen. Hochwasser vom Beginn der Brutzeit bis Anfang Mai sind seltener und von kürzerer Dauer. Im Sommer sind in unserem Gebiet vorwiegend Westwinde wetterbestimmend. Verbunden damit ist häufig ein niedriger Wasserstand in den Boddengewässern.

- Durch Räuber (Prädatoren), die von Eiern, Jung- und Altvögeln leben, deren Erscheinen allein durch Flucht- und Abwehrversuche der Brutvögel diese energiezehrend und verunsichernd stört.

Seit Beginn intensiver Beobachtung auf den Inseln nahm eindeutig die Zahl der hier Nahrung suchenden Aaskrähen, Elstern (jetzt Brutvögel auf dem Kirr), Kolkkraben, vor allem noch nicht geschlechtsreifer Silber- und Mantelmöwen, sowie von Graureihern zu. Habichte, Rohrweihen, Rotmilane, seit kurzem auch der Uhu, sowie andere Greife, holen sich ebenfalls ihre Beute.

Besonders großen Schaden richten aber die fast jährlich in mehreren Familien auf Oie und Kirr lebenden Füchse an. Sie werden deshalb auf diesen Inseln bejagt.

- Natürlich beeinflusst das lokale Wetter, auch unabhängig vom Wasserstand des Boddens, das Überleben der Jungvögel. Tagelang anhaltender Regen und lange, heiße Trockenperioden fordern viele Opfer unter den Küken.

Die Insel Kirr, in geringerem Maße auch die Oie, wird von einer Vielzahl natürlicher Priele (Riegen) und Flutrinnen, von Tümpeln und größeren Lagunen durchzogen. Hinzu kommen noch mehrere Kilometer Gräben am Fuß der Deiche und im Mittelteil der Insel Kirr von Menschenhand geschaffene. Letztere dienten früher sogar dem rascheren Bootsverkehr und ersparten das Umrunden der gesamten Insel. Wie ein dichtes Netz von Adern verbindet dieses Wassersystem den Boden mit dem Land. Je nach Wasserstand leeren und füllen sich diese kleinen Gewässer oder laufen über. Zwischen den beiden Extremen, nahezu vollständige Austrocknung und totale Überflutung, sind alle Abstufungen möglich.

Für die Brut-, aber auch Rastvögel, ist nach bisherigen Erkenntnissen der Zustand optimal, wenn bis zum Legebeginn überlaufende Gräben niedrig liegende Wiesenteile im Zentimeterbereich überfluten und damit viele Grenzflächen zwischen Wasser und Land schaffen. Anschließend, bis Ende Juni, sind randvoll gefüllte Priele und Lagunen beste Voraussetzung für einen guten Bruterfolg.

Düngewirkung und Weidewirtschaft

Nach der Gründung des Volkseigenen Gutes Zingst wurde das Weideland des Kirr mit dem Ziel höherer Erträge mineralisch gedüngt. Bis 1969 oder 1970 geschah das von Hand durch Praktikanten und Mitarbeiter des VEG. Danach kamen Flugzeuge der Sowjetarmee zum Einsatz (Abb. 1). Da Windstille kaum eintrat, wurde ein entsprechender Abtrieb in das Boddenwasser einkalkuliert und entsprechend reichlich Dünger über der Insel ausgestreut. Die Vegetation



Abb. 1: Düngeflugzeug bei der Arbeit, 1975.

profitierte davon, verwandelte sich aber an den höher gelegenen Bereichen vom Salzgrasland weg zu Queckenwiesen.

Während in den 60er Jahren die (seit 1957 ansässigen) Säbelschnäbler (Abb. S. 89) auf den dichten Characeen„wiesen“ im Wasser zwischen Oie und Kirr (nach Aufzeichnungen von Beobachtern des Meeresmuseums) brüten konnten, eutrophierte nun das Bodenwasser, und von der reichen Unterwasservegetation gab es bald nur noch *Potamogeton*-Bestände (Laichkraut). 800 bis 1.000 Jungrinder waren etwa von Mitte Mai bis September nötig, um die Grasmasse abzuschöpfen. Das war viel mehr an Weidevieh, als jemals in der langen Geschichte der Salzwiesen aufgetrieben wurde. Dennoch gelang es in dieser Zeit durch ein ausgeklügeltes Beweidungsregime (Aussperrung gelegereicher Areale mittels Elektrozaun) die Verluste durch Rindertritt auf ein geringes Maß (ca. 2 %) zu reduzieren. (Als 1991 auf diese gelenkte Beweidung verzichtet wurde, stiegen die Verluste an Gelegen und Küken drastisch an. 1996 änderte sich dies wieder zum Positiven). Die Düngungen wurden ab 1977 etwas reduziert und ab 1983 völlig eingestellt. Ab 1994 zeigte sich, dass der jetzt geringere Eintrag von Nährstoffen durch den Bodden und die gezielt straffe Beweidung zu einer erfreulichen Rekultivierung der Salzweiden führte. Immerhin verstrich von der

Abb. 2: Die unmittelbaren Grabenränder (Quer- und Längsgraben) sind grüner und höher bewachsen. Sie wurden früher häufig zur Nestanlage bevorzugt und fehlen heute.

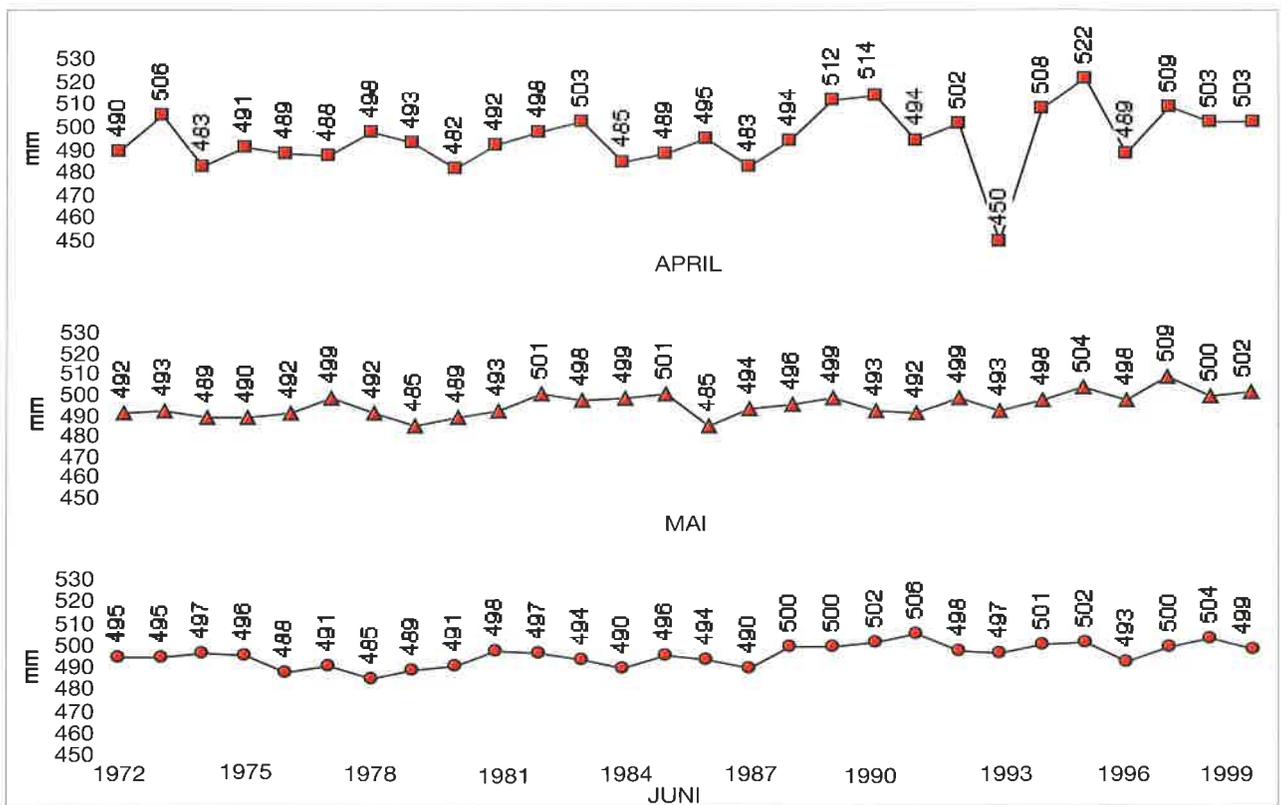


Einstellung der Düngung bis zur spürbaren Hemmung der starkwüchsigen Grasarten eine Frist von 15 Jahren. Es trat insgesamt eine fortschreitende Ausmagerung des Bodens ein. Die Gräser wuchsen langsamer und bildeten auch durch Zurückdrängung der Quecke (*Agropyron repens*) nicht mehr so dichte und hohe Bestände. Sich daran anpassend, muss deshalb künftig die Zahl der für die Pflege der Salzwiesen nötigen Rinder gesenkt werden. Die jetzt bewirtschaftende Agrar-GmbH trägt dem zunächst durch einen um zwei Wochen verzögerten Auftrieb (zweite Junidekade) Rechnung.

Inzwischen traten zwangsläufig für die Vögel der Inseln negative Veränderungen ein. Wie die Tabelle 1 zeigt, gingen Ende der 80er Jahre die Zahlen brütender Enten deutlich zurück. Sie bevorzugten zur Nestanlage dichte, hohe Vegetation, die nun weitgehend fehlte. Die auf den Inseln häufigen Entenarten Stock-, Schnatter-, Löffelente gingen in ihren Beständen im Vergleich der Mitte der 80er zu Mitte der 90er Jahre um 75 % zurück. Entscheidend trug dazu auch bei, dass einige Gräben, vor allem die weitgehend verlandeten Grabenmündungen zum Boddenufer, freigebaggert wurden. In diesen Gräben konnte zuvor Niederschlagswasser nur langsam abfließen. Die Gräben waren dadurch zumeist wasserführend oder verschlammten im Frühsommer. Dadurch wuchs die Gefahr einer Botulismus-Epidemie für die dort Nahrung suchenden Jung- und Altvögel, wie auch für die Weidetiere. Seit dem Freiräumen der Gräben kann das Wasser entsprechend dem Boddenwasserstand das Grabensystem in kurzen Abständen füllen oder leeren. Bei anhaltend niedrigem Wasserstand wird auch der Randbewuchs an den Grabenrändern (Abb. 2) nicht mehr wie zuvor gefördert, und die Enten, wie auch Rotschenkel und Bekassinen finden keine Deckung mehr für ihre Gelege. Während die Bekassine seit dieser Zeit als Brutvogel verschwunden ist, begnügt sich jetzt der Rotschenkel mit weniger hohem Gras. Dadurch sind die Verluste unter den Gelegen und Jungvögeln für diese Art angestiegen. Die Zunahme der Tafel- und Reiherente, die zur Nestanlage Schilf und Binsen in Ufernähe vorziehen, erklärt sich aus der Bestandsausweitung in Mitteleuropa insgesamt und aus dem Vorhandensein einiger kleiner lokaler Vegetationbestände, wo sich die beiden Enten konzentrieren (Scheufler & Stiefel, 1987).

Auch das ausgedehnte Bodden- oder Regenwasser führende System der Priele und Tümpel veränderte sich seit 1972. Viele Gräben wurden breiter und flacher. Durch die Vielzahl der sie querenden Rinder werden die Böschungen abgeflacht. Das lose Erdreich setzt sich am Grund ab. Die heute durchschnittlich doppelt so schweren Rinder verdichten durch ihr Gewicht den Untergrund, und als Folge trocknet die vorhandene Torfschicht aus.

In den zurückliegenden Jahren wurden in Zingst wechselnde Niederschlagsmengen in den Monaten April bis Juni gemessen: In Jahren mit Überschwemmungen der Nester durch hohen Wasserstand im Bodden hing der Fortgang des Brütens vom Zeitraum der Wässerung ab. Limikolen gingen selbst nach 48 Stunden Überschwemmung wieder auf die Gelege. Beim Alpenstrandläufer schlüpften auch nach 72



Pegelstände (Monatsmittel) im Bodden bei Zingst während der Brutmonate April, Mai und Juni von 1972 - 1999.

Stunden Brutunterbrechung am Ende 3 von 4 Eiern. Säbelschnäbler, Kiebitze und Enten hoben den Nestboden bis zu 15 cm durch Unterbau von Material an. Eine Reiherente baute in 40 cm Entfernung ein neues Nest und zog bzw. rollte die Eier aus dem untergetauchten Nest dorthin. Reichliche Niederschläge verteilen sich rasch in das Grabensystem, haben stets aber fördernden Einfluss auf Bruterfolg und Brutbestand. Die beiden Jahre 1983 und 1985 mit den höchsten Brutbeständen waren beide recht feucht. Die Boddenpegelschwankungen (s. Grafik) vor und nach dem Baggern, getrennt für die Monate April, Mai, Juni, zeigten im 10jährigen Monatsmittel nicht etwa eine Tendenz nach unten, sondern blieben nahezu konstant bzw. tendierten zu einer Erhöhung. (Wir danken Herrn Dr. Baudler und Frau Müller für die Pegel-daten). Die negativen Schlupf- und Brutergebnisse sind demnach nicht dem Pegelstand anzulasten, sondern u. a. dem raschen Leerlaufen der Gräben bei sinkendem Pegel.

In den 90er Jahren trockneten die Salzweiden zur Brutzeit stärker aus als zuvor. Daraus ist der über mehrere Jahre anhaltende Rückgang an Brutpaaren bei einigen Arten nicht allein zu erklären. Die Bestände der Limikolenarten entwickelten sich durchaus unterschiedlich, was aus ihren ökologischen und Habitatsprüchen abgeleitet werden kann:

Nach dem besonders regenreichen Mai 1983 brüteten auf dem Kirr 45 Kampfläuferweibchen und 12 Paare Bekassinen. Beides sind Arten, die nasse Wiesen bevorzugen, ohne starke Platzbindung.

Im durch auffallend niedrigen Wasserstand gekennzeichneten Frühjahr 1988 fanden sich nur 35 Kampfläufer und 8 Bekassinen ein. Aber insgesamt

war es das Jahr mit dem höchsten Brutbestand seit 1972 von rund 1.500 Gelegen (ohne Lachmöwen und Singvögel). Günstige Temperaturen über diese gesamte Brutsaison ließen sie zeitiger beginnen und später enden.

An diesen noch übersichtlichen Beispielen zeigt sich schon, welche komplizierte ökologische Dynamik diese beiden kleinen Inseln beherrscht, und wie wichtig hier langfristige Forschung ist, um unsere Umwelt besser zu verstehen und schützen zu können. Diesem Ziel dienen auch die in beschränktem Maße laufenden Beringungsprogramme.

Die Pflanzen- und Tierwelt der Inseln Kirr und Barther Oie entstand in starker Abhängigkeit vom Boddenwasser und durch landwirtschaftliche Nutzung. Deshalb muss auch künftig sensibel und angepasst beweidet werden. Ein festes, Jahr für Jahr gültiges Zeit- und Quantitätsschema kann es nicht geben, weil die vielfältigen klimatischen und exogenen Faktoren nicht beeinflussbar sind. Ansonsten würde in wenigen Jahren diese einmalige Lebensgemeinschaft verschwinden. Im Konzept des Nationalparks ist deshalb die Pflicht zur Pflege dieser Landschaft verankert.

Die Pflanzen und Tiere auf Kirr und Oie leben in starker Abhängigkeit vom Bodden, aber nicht isoliert durch diesen. Schwimmend, oder im Winter über das Eis, erreichen fast alle Säugetiere, die auf dem Festland leben, die Inseln. Einige bauten stabile Populationen auf. Das gilt für den Maulwurf, die Wald-, Zwerg-, Wasserspitzmaus, die Brand-, Feld-, und Nordische Wühlmaus (Oppermann, 1982). Ein kleiner, aber bisher stabiler Bestand der Zwergfledermaus rundet das Bild ab. Andere Fledermausarten sind gelegentliche Besucher.

Feldhasen und Rehe sind Standwild auf dem Kirr und vermehren sich hier. Rot- und Schwarzwild, Füchse, seltener auch der Dachs, wechseln ohne Scheu vor dem Wasser zu den Inseln. Steinmarder, Hermelin, Mauswiesel begegnen wir hier ganzjährig.

Die von Zingst bekannten Amphibien, wie Erdkröte, Grünfrösche, Braunfrösche in mehreren Arten (Gras-, Moor-, Springfrösche) sind regelmäßig anzutreffen. Ein kleiner Vermehrungsbestand von Laubfröschen kam mehrfach durch strenge Winter um und erholte sich wieder, ist gegenwärtig jedoch erloschen. Kreuzotter, Ringelnatter, Blindschleiche und Waldeidechse ergänzen die Insel fauna.

Vor allem zu den Vogelzugzeiten stehen Kirr und Oie in einem ständigen Austausch mit Rastvögeln aus der näheren und weiteren Umgebung. So überflutet Sturmhochwasser öfter das Windwatt bei Pramort und vertreibt Kraniche und Limikolen auf die Wiesen der Inseln. Hier versammeln sich bei stürmischem Wetter mit aufgewühltem Bodden zudem Tausende Schwäne, Gänse und Enten, um auf dem festen Boden energiesparend solche Schlechtwetterlagen zu überdauern.

Die Boddengewässer als Sicherungsfaktor für Nahrungsquelle und Bruthabitat

Das Gesamtsystem Bodden - Brutinseln hat sich in vielen Jahrzehnten zu einer ökologischen Einheit entwickelt. Das bedeutet gleichzeitig aber auch, dass die Artenzusammensetzung dieses Systems nicht statisch ist, sondern ausgesprochen feinfühlig Veränderungen einzelner Faktoren widerspiegelt. So werden Jahr für Jahr Ufer- und Grabenränder durch Wind, Wellenschlag und Rinder aufgelockert und weggespült (Abb. 3 und 4). Einige Beispiele sollen die Abhängigkeit der Vogelbrutbestände von den Bedingungen der Boddengewässer in der Brutzeit zeigen. Das Wasser des Boddens ernährt und erhält die Küsten- und Feuchtwiesenvögel nicht nur durch seinen fördernden Einfluss auf die Salzwiesenvegetation mit ihrer artenreichen Biozönose. Die Vögel nutzen

Abb. 3: Starkwinde im Herbst und Winter führen zu ständigem Wellenschlag, verursachen Zerstörungen der Torfschicht und unterhöhlen die Grasnarbe.



auch die Nahrungsketten, die sich im sandigen oder schlammigen Boden in den Gräben und im Bodden als Benthos oder im freien Wasser als Nekton und Plankton aufbauen.

Die auf Kirr und Oie brütenden Flusseeeschwalben erbeuten stoßtauchend kleine Fische (häufig Stichlinge) für ihre Küken fast ausschließlich im Bodden in unmittelbarer Nähe der Inseln. Die Brandseeschwalben (z. Z. in großer Zahl auf der Oie brütend) legen in der Regel einige Kilometer bis an die Ostsee zurück. Sie überqueren z. T. die Insel Kirr oder fliegen entlang des Zingststromes, um unmittelbar östlich des Ortes Zingst über Land Kurs zur Küste zu nehmen. Nach einigen Minuten kehren sie mit kleinen Fischen (häufig Tobiasfische) zurück. Auffällig ist, dass sie nicht der kürzesten Entfernung (Luftlinie) folgen, sondern die 2- bis 3-fache Strecke zurücklegen.

Die Säbelschnäbler fangen Kleintiere auf oder unmittelbar über dem Schlick.

Diese Nahrungsreserve ist von großer Bedeutung für das Überleben der auf den Inseln brütenden Limikolen, denn schon im Frühsommer, besonders bei niedrigem Wasserstand im Bodden, sind die Schlickflächen im Innern der Inseln kaum noch als Futterquellen nutzbar. Zudem zeigte sich in den letzten Jahren, dass im Schlamm von flachen Tümpeln und Prie len, die besonders häufig von Rindern durchwaten werden, die Bodenfauna geschädigt wird. Der Schlick erhält durch die ständige Durchmischung eine homogene breiartige Struktur, in der auf Dauer die darin lebenden *Corophium*-Krebse und Borstenwürmer ersticken. Die Säbelschnäbler sind an derlei Unbilden am besten angepasst. Die Küken sind mit kräftigen Beinen und deren Füße als einzige von den Limikolen mit Schwimmhäuten ausgestattet (Abb. 5). Sie sind in der Lage, bereits am Schlupftag größere Strecken schwimmend oder zu Fuß zurückzulegen. Daher werden sie von den Eltern bei Bedarf weggeführt. Am Schlupftag wurden Küken vom Kirr auf der durch 300 m Wasserfläche getrennten Barther Oie kontrolliert. Dreitägige hielten sich in mehreren Jahren am 3 km entfernten, im Prerowstrom gelegenen Schmidt-

Abb. 4: Die überhängenden Grasflächen brechen beim nächsten Sturm ab. Alljährlich gehen so mehrere 100 Quadratmeter am Ufer und an den Grabenrändern, z. T. auch nach Lockerung durch die Rinder, verloren.





Abb. 5: Junge Säbelschnäbler können am ehesten Ortswechsel durchführen und geeignete Nahrungsgebiete aufsuchen.

Bülten auf. Dazu mussten sie die viel befahrene Straße von Zingst nach Barth überquert haben.

Kiebitze, Uferschnepfen (Abb. S. 89), Rotschenkel und Alpenstrandläufer bleiben dagegen zunächst 10 bis 12 Tage im feuchten Milieu der Gräser und Gräben, wo die Jungen in der ersten Zeit selbstständig animalische Nahrung von Grashalmen, Boden, Wasser und Schlamm aufnehmen. Später wandern sie mit ihrem etwas herangewachsenen Nachwuchs zu größeren Schlammflächen im Inneren oder an den Inselrand, um hier nach Kleinkrebsen, Borstenwürmern und Insektenlarven zu stochern (Abb. 6).

Austernfischer tragen als einzige Limikolenart ihren nestflüchtenden Küken das Futter zu. Am Kirr gewinnen sie häufig die Nahrung direkt auf der Insel, gelegentlich auch im Boddenschlick bei Niedrigwasser.

Abb. 6: Stocherspuren im Schlick als Zeichen erfolgreicher Nahrungsaufnahme .



Abb. 7: Austernfischer ist mit Nahrungstieren gelandet und zur Futterübergabe bereit.

Die Jungvögel sind dadurch relativ geschützt, weil sie im sicheren Versteck warten können, bis ein Altvogel in ihrer Nähe landet und die Futtertiere übergibt (Abb 7).

Labilität des Bruthabitates

Wenn der Wasserstand im Bodden, wie im Jahre 2000, die Riegen (Gräben) bereits in der ersten Phase nach dem Schlupf austrocknen lässt, haben es die Vögel sehr schwer. Die Küken sind in dieser Zeit noch nicht kräftig genug, um die mehreren 100 Meter bis zum Ufer zurückzulegen. Im Frühjahr dieses Jahres gab es auf dem gesamten Kirr nur trockene Gräben und Lachen. Die Jungvögel des Alpenstrandläufers beginnen in der zweiten Maidekade zu schlüpfen und finden in dieser Periode normalerweise massenhaft aus dem Flachwasser kriechende Larven der Zuckmücken (Chironomidae) und Schnaken (Tipulidae) und andere Verwandte, die das Land aufsuchen und sich zum Vollinsekt (Imago) verwandeln. Sowohl die Larven als auch die Imagines dienen in der ersten Phase nach dem Schlupf als Hauptnahrung für die Küken des Alpenstrandläufers (Stiefel & Scheufler, 1989).

Abb. 8: Brutpaar des Alpenstrandläufers am 25. Mai 2000 am Ufer ohne Nestbindung. Das Männchen (links) ist mit Alu - gelb - grün - grün farbig beringt.





Abb. 9: Balzplätze des Kampfläufers befinden sich häufig auf kleinen Erhebungen.

Diese Nahrungsquelle fiel im Frühjahr 2000 aus. Die Folge war, dass die für fast sechs Wochen anhaltende Großwetterlage den gesamten Alpenstrandläufer nachwuchs auf dem Kirr (großräumig der einzige regelmäßige Brutplatz) vernichtete. Die Brutpaare standen von Mitte Mai bis Mitte Juni paarweise am Inselrand und hatten weder Nestbindung noch Junge (Abb. 8) und verschwanden in der zweiten Junihälfte aus dem Gebiet. Die hohe Lebenserwartung des Alpenstrandläufers (über 10 Fortpflanzungsperioden) kann derartige gelegentlich auftretende Katastrophen in großräumigen Gebieten ausgleichen. Auf dem Kirr lässt sich das wegen der weiteren pessimalen Faktoren und wegen der weiträumigen Isolierung des Brutbestandes nicht erwarten.

Sommer- und Herbstverhältnisse

Von überregionaler Bedeutung sind die den Bodden säumenden bandartigen Feuchtfelder und die Riegen, Lagunen und Tümpel der Inseln für rastende Limikolen während der Zugzeiten. Alpen-, Zwerg-, Temminckstrandläufer, Dunkle, Bruch- und Waldwasserläufer, Bekassinen und Doppelschnepfen, Rot- und Grünschenkel, sowie Große und Regenbrachvögel, zahlreiche Kampfläufer und Goldregenpfeifer (z. T. >1.000 Ex.) füllen hier ihre Fettreserven für den Weiterflug auf. Ansonsten könnten sie ihre Ziele nicht erreichen. Das ist vor allem bedeutsam, wenn, wie schon erwähnt, das Windwatt östlich von Pramort überflutet wurde.

Für die auf den Inseln und am Festland lebenden und brütenden Enten sind die Teile der Boddenufer, die noch dicht mit Schilf bestanden sind, lebenswichtig. Mit ihren Küken wandern oder schwimmen sie

schnellstens dorthin, um Sichtschutz und Nahrung zu finden. Da die Enten im Sommer all ihre Schwingen gleichzeitig mausern (Totalmauser), wodurch sie für einige Wochen flugunfähig sind, werden diese Schilfflächen zudem zu wichtigen „Rettungsinseln“ auf der Flucht vor Feinden, z. B. vor Habicht und Seeadler.

Nachdem an den Ufern der Boddenkette an mehreren Stellen der Versuch begann, vormals intensiver genutzte oder meliorierte Flächen wieder in Salzwiesen zu verwandeln, wächst die Hoffnung, dass die derzeit auf Kirr und Oie vorhandene Tierwelt wieder weitere Verbreitung erhält.

Wir erfüllen damit nicht nur das Gebot zur Erhaltung unserer Artenvielfalt. Fischland, Darß und Zingst sind Urlauberlandschaften. Nur deren reizvolle Natur wird langfristig die wirtschaftliche Entwicklung dieser Region sichern können. Beispielhaft ist das gegenwärtig im Herbst zu erleben, wenn gegen Abend mehrere Tausend Kraniche und oft ein Vielfaches davon an Bless-, Saat-, Weißwangen- und Kanadagänsen zum Kirr fliegen, um hier in Sicherheit zu übernachten. Groß ist die Zahl der Zuschauer, die vom Bodden-deich aus oder auf Booten und Schiffen dieses Naturschauspiel erleben wollen. Groß und international ist auch die Zahl der Menschen, die in den Morgen- und Vormittagsstunden das Gebiet erneut aufsuchen, um das rege Treiben und den fortwährenden Wechsel Tausender Wasservögel zwischen Nahrungs-, Ruhe- und Trinkflächen aus der sicheren Entfernung der jenseitigen Deiche und Beobachtungshütten zu erleben.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.



Blick auf die Kleinen Werder-Inseln, das Windwatt „Der Bock“ im Norden, die südlich gelegenen Boddengewässer und die Ausläufer des „Waldbock“ im Osten.

Wasser- und Watvögel im Nationalparkgebiet Windwatt Bock und Werder-Inseln

G. Graumann und R. Neumann

Schutzbemühungen um ein international bedeutendes Rastgebiet für Küstenvögel

Das ehemalige Naturschutzgebiet (NSG) „Bock und Hohe Düne von Pramort“ (Rat des Bezirkes Rostock 1972/1984), jetzt Bestandteil des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, Schutzzone I, wird seit rund 30 Jahren monatlich, mit geringen Unterbrechungen, hinsichtlich seiner Rast- sowie Brutbestände an Küstenvögeln kontrolliert. Fünf Mitglieder der Fachgruppe Ornithologie Rostock fanden sich für diese ehrenamtliche Aufgabe nach und nach zusammen. Es waren die Herren Hans Zöllick, Dieter Jäkel, Manfred Grothmann †, Siegmund Müller und Gert Graumann, die in wechselnder Zusammensetzung bis 1998 kontinuierlich die Erfassungen durchführten. Nach dem Ausscheiden von Herrn Zöllick und Herrn Grothmann aus der „Bockgruppe“ wurden diese durch die Herren Günther Rogge, Karl-Ernst Sauerland, Heinz Mers, FG Rostock, und Wolfgang-Dietrich Lötze, Berlin, ergänzt. Die beeindruckenden Zahlen unserer Küstenvogelbeobachtungen fanden schon bald das Interesse der ehemaligen Zentrale für die

Wasservogelforschung der DDR an der Pädagogischen Hochschule „Karl Liebknecht“, Potsdam. Erste Ergebnisse wurden in einer unveröffentlichten Vertragsarbeit 1972 der Einrichtung übergeben. Danach wurden acht Jahre Küstenvogelmonitoring auf dem Bock ausführlicher ausgewertet (Graumann et al., 1980). Das konkrete Datenmaterial hatte positive Auswirkungen für Schutzgebietsausweisungen internationaler Bedeutung. So wurde 1978 mit dem Beitritt der DDR zum Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel von internationaler Bedeutung, Ramsarkonvention (Davis, 1996), das Gebiet -Boddengewässer Ostufer Zingst, Westküste Rügen, Hiddensee- an das internationale Büro gemeldet. Dabei wurde die Ramsarkonvention in Form einer Handlungsrichtlinie in nationales Naturschutzrecht umgesetzt (Rat des Bezirkes Rostock, 1986). Als „Bedeutendes europäisches Vogelschutzgebiet“, Important Bird Area, IBA 003, wurde die gleiche Fläche von 25.800,0 ha 1989 von der EU anerkannt (Rat der Europäischen Gemeinschaften, 1979). Auch das Afrikanisch-Eurasische Wasservogelabkommen (1995), Regionalabkommen

der Bonner Konvention, findet für den gleichen Raum Anwendung. Angesichts der großräumigen Eingliederung des ehemaligen NSG „Bock und Hohe Düne von Pramort“ mit seinen knapp 2.000 ha kann man das jeweilige Rastvogelgeschehen auch nicht nur in den engen Grenzen betrachten. Durch die Synchronzählungen, die heute fast die gesamte Nationalparkküste einschließen, an denen sich auch die Vogelwarte Hiddensee beteiligt, wurde festgestellt, dass sich kurzfristige Ortswechsel der Rastvögel, bedingt durch Windrichtung und -stärke, Wasserstand sowie Nahrungsangebot oder -verfügbarkeit, im Gesamtfeuchtgebiet vollziehen. Das Phänomen macht sich mit bekannten Rastzahlen durch besonders auffällige Vogelarten wie Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) bemerkbar. Die Vögel wechseln beispielsweise beim Aufluten ihrer Rast- und Nahrungsplätze vom südlichen Flachwasserbereich der Werder-Inseln zum Sandhaken im Osten der Insel über das seeseitige Windwatt bis zur Gellenschaar. Dort entziehen sie sich der Erfassung durch die „Bockgruppe“, werden aber bei Einhaltung der Zähltermine durch die Hiddenseer Ornithologen aufgenommen. Deshalb ist die Synchronzählung an einem bestimmten Datum anzustreben, weil der Standortwechsel sich innerhalb weniger Tage vollziehen kann und darunter die Objektivität des Datenmaterials leidet (Doppelzählungen oder Fehlen der Rastzahlen).

Die Attraktivität des Bocks und seines Umfelds für durchziehende Wasser- und Watvögel

Es ist zunächst die Ungestörtheit des Gebietes. Das Windwatt hat keinen begehrten Badestrand. Der unregelmäßig trockenfallende Spülsaum ist auch nur schwierig zu erreichen. Über ein halbes Jahrhundert war dieser Bereich durch militärische Nutzung, später zusätzlich durch grenzpolitische Festlegungen, gesperrt. Auch nach den Behandlungsrichtlinien der DDR für das NSG war es „... für den öffentlichen Verkehr gesperrt“ (Rat des Bezirkes Rostock 1972/1984). Die friedliche Tradition der Sperrung konnte mit dem Schutzstatus Nationalpark, Schutzzone I, fortgesetzt werden (Der Ministerrat der DDR, 1990). Deshalb ist das Gebiet ein bevorzugter Rast- und Schlafplatz für Wasser- und Watvögel, aber auch für bis zu 30.000 Kraniche (*Grus grus*).

Einige Limikolenarten nutzen die Ruhe für die Großgiedermauser. Sie wurde konkret am Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) (Kube & Graumann, 1994) und am Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) (Kube et al., 1994) nachgewiesen. Als Nahrungsgebiet ist es für viele Arten bedeutungsvoll, da das Anlegen von Energiereserven für den Weiterflug ohne häufig den Standort wechseln zu müssen, sehr effektiv ist. Das weist Brenning an Hand von Untersuchungen der Aufenthaltsdauer und Gewichtszunahme beim Steinwälzer (*Arenaria interpres*) auf dem Langenwerder nach (Graumann, 1994).

In der Tabelle 1 wird das Nahrungsangebot dargelegt (Kube, 1992, 1994). Es gibt natürliche Einschränkungen in der Verfügbarkeit der Nahrung. Während im

Gezeitenwatt der Nordsee besonders die Limikolen regelmäßig bei Ebbe reichlich Nahrung finden, kann sich das in einem Windwatt unzuverlässig gestalten. Bei länger anhaltendem Hochwasser verlassen je nach Wassertiefe (Bein- und Schnabellänge) die Limikolen das Windwatt. Dafür besetzen Gründelenten und Brandgänse die Wasserfläche. Ist das Windwatt trocken gefallen, besiedeln nur noch einige Strand- und Wasserläufer die verbliebenen Feuchtstellen und der Sandregenpfeifer das Gebiet. Aus dem vorhandenen Makrozoobenthos werden bevorzugt folgende sieben Arten aufgenommen, was auf eine relative Reichhaltigkeit und gute Verfügbarkeit schließen lässt: Der Meeresringelwurm (*Nereis diversicolor*) steht wohl an erster Stelle auf dem „Speiseplan“, gefolgt von den Wattschnecken (*Hydrobia ulvae* und *ventrosa*), der Miesmuschel (*Mytilus edulis*), dem Schlickkrebbschen (*Corophium volutator*), den Röhrenwürmchen (*Tubifex costatus*), der Baltischen Plattmuschel (*Macoma balthica*) und den Flohkrebbsen (*Gammarus* spp.). Daneben kommen noch eine Reihe potentieller Nahrungstiere vor, wie Herzmuschel (*Cerastoderma lamarcki*), die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*), die Nordseegarnele (*Crangon crangon*), die Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) ect. Die angespülten Muscheln locken z. B. riesige Scharen von Großmöwen, überwiegend Silbermöwen (*Larus argentatus*), an. Wasservogelarten, die hauptsächlich pflanzliche Nahrung zu sich nehmen, wie Schwäne (*Cygnus olor* und *Cygnus*



Zählung der Wasser- und Watvögel auf dem Windwatt Bock durch Rostocker Ornithologen: S. Müller (rechts), D. Jäkel (Mitte) und H.-W. Nehls (links).

cygnus), Kanadagänse (*Branta canadensis*) und einige Entenarten finden diese überwiegend in den Flachwasserbereichen der angrenzenden Bodden. Meerestaucher (*Gavia arctica* und *Gavia stellata*), die Fische bevorzugen, stellen sich ostseeseitig ein.

Artenspektrum und Rastzahlen im internationalen Blickpunkt

In den nun fast 30 Beobachtungsjahren, mit regelmäßigen Zählungen, wurden auf dem Bock (Windwatt), den Werder-Inseln und den angrenzenden Gewässern see- sowie boddenseitig über 100 Wasser- und Watvogelarten registriert. Dazu gehören auch Seltenheiten wie der Eistaucher (*Gavia immer*) (03. 9. 1972), ein Eissturmvogel (*Fulmarus glacialis*) (Totfund 29. 10. 1978) sowie Flamingo (*Phoenicopterus ruber*) (21. 8. 1975) und für das Gebiet eine etwas untypische Art wie der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) (Graumann et al., 1980). Jährlich kann man im Durchschnitt bis zu 80 Arten beobachten.

Die internationale Wichtigkeit des ehemaligen NSG „Bock und Hohe Düne von Pramort“, eingeschlossen im „Bedeutenden europäischen Vogelschutzgebiet“ IBA 003, lässt sich beweisen durch das permanente Vorkommen von Arten, die einen Anteil von 1 % der afrikanisch-eurasischen „Population“ ziehender Wasser- und Watvögel erreichen oder überschreiten. Die Kriterien zur Ausweisung und zum Erhalt, z. B. speziell geschützter Gebiete (SPA), sind etwas kompliziert. Hier soll in vereinfachter Form darauf eingegangen werden. Der Schutz richtet sich auf Arten und für sie relevante Gebiete, die im Bereich der Europäischen Union besonders schutzwürdig sind und deshalb auch in der Vogelschutzrichtlinie 79/409/EWG, Anh. I, zu finden sind. Es werden aber auch Arten einbezogen, die im gesamteuropäischen Raum oder weltweit einen ungünstigen Erhaltungsstatus haben. Sogar jagdbare Wasservögel finden wir als Zielarten für Schutzgebiete vor. Für sie gilt als Bestandsgröße, dass sich regelmäßig 20.000 Wasservögel zur Rast aufhalten müssen (Heath & Evans, 2000; Rose & Scott, 1997). Die meisten Arten sind in der Anlage 2

Rotschenkel (*Tringa totanus*). Rastbestand max. 360 Ind. 30. 8. 1997.



Art	St	R	V	B	N	D
Schnurwürmer (Nemertini)						
<i>Prostoma obscurum</i>						+
Weichtiere (Mollusca)						
Strandschnecken (Littorinidae)						
<i>Littorina saxatilis</i>						+
Wattschnecken (Hydrobiidae)						
<i>Hydrobia ulvae</i>			+			
<i>Hydrobia ventrosa</i>	+	+				
Muscheln (Bivalvia) marine Sp.						
<i>Mytilus edulis</i>						+
<i>Cerastoderma lamarcki</i>						+
<i>Macoma balthica</i>			+			
<i>Mya arenaria</i>			+			
Ringelwürmer (Annelida)						
<i>Eteone longa</i>						+
<i>Nereis diversicolor</i>	+	+				
<i>Pygospio elegans</i>	+	+				
<i>Streblospio shrubsolii</i>						+
<i>Arenicola marina</i>						+
<i>Manayunkia aestuarina</i>				+		
<i>Paranais litoralis</i>	+	+				
<i>Nais eleinguis</i>						+
<i>Pachydrilus lineatus</i>	+					
<i>Tubifex costatus</i>	+	+				
<i>Enchytraeidae ssp.</i>	+	+				
Krebse (Crustacea)						
Schwebegarnelen (Mysidacea)						
<i>Neomysis integer</i>						+
Flohkrebse (Amphipoda)						
<i>Gammarus oceanicus</i>						+
<i>Gammarus salinus</i>						+
<i>Gammarus zaddachi</i>						+
<i>Bathyporeia pilosa</i>				+		
<i>Corophium volutator</i>	+	+				
Asseln (Isopoda)						
<i>Idotea balthica</i>						+
<i>Idotea chelipes</i>						+
<i>Sphaeroma hookeri</i>						+
<i>Sphaeroma rugicauda</i>						+
<i>Jaera albifrons</i>						+
Zehnfüßige Krebse (Decapoda)						
<i>Crangon crangon</i>				+		
<i>Carcinus maenas</i>						+
Zuckmücken (Chironomidae)						
<i>Halocladius braunsi</i> (Larve)	+	+				

Tabelle 1: Artenliste der wichtigsten Nahrungstiere der Wasser- und Watvögel aus dem Makrozoobenthos im Windwatt sowie den angrenzenden See- und Boddengewässern.

Status dieser Arten für den Bock:

Standortarten (Indigenae) = St

Reproduktion nachgewiesen = R

Zönose-Verwandte = V

Besucher (Hospites) = B

Nachbarn (Vicini) = N

Durchzügler (Alieni) = D

Irrgäste wurden nicht berücksichtigt.

Art	Ri 79/ 409/ EWG	1% der Rast- popu- lation	Rast 1997-1999 Individuen		Rast- population lokal. Anteil %
			Min.	Max.	
Sterntaucher (<i>Gavia stellata</i>)	+	750	50	300	0,07 - 0,40
Prachtaucher (<i>Gavia arctica</i>)	+	1.200	500	1.000	0,40 - 0,80
Kormoran (<i>Phalacrocorax carbo</i>)		2.000	8.000	10.000	4,00 - 5,00
Höckerschwan (<i>Cygnus olor</i>)		2.100	8.000	10.000	3,80 - 4,80
Zwergschwan (<i>Cygnus columbianus</i>)	+	170	200	600	1,20 - 3,50
Singschwan (<i>Cygnus cygnus</i>)	+	400	1.000	2.000	2,50 - 5,00
Saatgans (<i>Anser fabalis</i>)		800	1.000	2.000	1,30 - 2,50
Blässgans (<i>Anser albifrons</i>)		6.000	10.000	20.000	1,70 - 3,30
Graugans (<i>Anser anser</i>)		2.000	7.000	10.000	3,50 - 5,00
Weißwangengans (<i>Branta leucopsis</i>)	+	1.800	3.000	5.000	1,70 - 2,80
Brandgans (<i>Tadorna tadorna</i>)		3.000	800	1.000	0,27 - 0,30
Pfeifente (<i>Anas penelope</i>)		12.500	7.000	11.000	0,60 - 0,90
Schnatterente (<i>Anas strepera</i>)		300	200	400	0,70 - 1,30
Krickente (<i>Anas crecca</i>)		4.000	2.000	4.000	0,50 - 1,00
Spießente (<i>Anas acuta</i>)		600	700	1.000	1,20 - 1,70
Löffelente (<i>Anas clypeata</i>)		400	100	300	0,25 - 0,75
Schellente (<i>Bucephala clangula</i>)		3.000	1.000	3.000	0,33 - 1,00
Zwergsäger (<i>Mergus albellus</i>)	+	250	100	300	0,40 - 1,20
Mittelsäger (<i>Mergus serrator</i>)		1.250	500	1.000	0,40 - 0,80
Gänsesäger (<i>Mergus merganser</i>)	+	2.000	300	500	0,15 - 0,25
Kranich (<i>Grus grus</i>)	+	650	25.000	30.000	38,50 - 46,20
Säbelschnäbler (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	+	700	900	1.000	1,30 - 1,40
Sandregenpfeifer (<i>Charadrius hiaticula</i>)		500	200	400	0,40 - 0,80
Kiebitzregenpfeifer (<i>Pluvialis squatarola</i>)		1.500	800	1.000	0,50 - 0,70
Zwergstrandläufer (<i>Calidris minuta</i>)		2.100	500	1.000	0,20 - 0,50
Alpenstrandläufer (<i>Calidris alpina</i>)		14.000	8.000	10.000	0,60 - 0,70
Pfuhlschnepfe (<i>Limosa lapponica</i>)	+	1.000	200	900	0,20 - 0,90
Raubseeschwalbe (<i>Hydroprogne caspia</i>)	+	60	200	350	3,30 - 5,80

Tabelle 2: Ausgewählte Vogelarten mit hohen Rastbeständen im Nationalparkbereich Bock-Hiddensee. Fettdruck: Arten überschreiten 1 %-Kriterium.



Grünschenkel (*Tringa nebularia*) mit Stichling als Beute. Rastbestand max. 330 Ind. 25. 7. 1998.

des Abkommens zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservogel enthalten und finden sich leider auch in den verschiedenen nationalen Roten Listen wieder.

Im Gesamtnationalpark erfüllen hinsichtlich eines kontinuierlichen Rastbestandes 23 Arten das 1 %-Kriterium. Das entspricht 28,8 % bei durchschnittlich 80 jährlich festgestellten Arten. Auf dem Bock und den angrenzenden Flachwasserbereichen see- und bodenseitig sowie den nördlich gelegenen adäquaten Windwatten und Flachwassern der Insel Hiddensee, die wie eingangs erwähnt, als biogeografisches Rastgebietsnetz zu betrachten sind, wurden 16 Arten (20 %) ermittelt, die mit 1 % und mehr die Anerkennungswerte für eine internationale Schutzausweisung erreichen (siehe Tab. 2, fettgedruckte Zahlen).

Brütende Küstenvögel sind leider nicht besonders erwähnenswert. Seit der Aufspülung einer Sandbank im südlichen sowie östlichen Teil des Bocks vor nunmehr über 100 Jahren, der anschließenden Bepflanzung und Aufforstung ist er als bedeutendes Brutgebiet für Wasser- und Watvögel nach und nach erloschen (Reinhard, 1953). Das sich auf dem „Waldbock“ angesiedelte Schwarz- und Haarraubwild hat auch nachteilige Auswirkungen auf das Brutgeschehen im Windwatt und den Werder-Inseln. Es haben in den letzten 30 Jahren abnehmend nur noch einzelne Paare Kiebitze (*Vanellus vanellus*), Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina schinzii*), Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*), Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) und die Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*) Brutversuche unternommen (Graumann et al., 1980). Heute findet man gelegentlich 2 - 3 Brutpaare Sandregenpfeifer (*Charadrius hiaticula*), meist ohne Bruter-



Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*) und Sichelstrandläufer (*Calidris ferruginea*) im Windwatt an einem Hochwasserrastplatz ruhend. Hintergrund Gellen/Hiddensee.

folg, an den inselseitigen Spülsäumen vor. Vereinzelt trifft man führende Brandgänse (*Tadorna tadorna*) sowie Mittelsäger (*Mergus serrator*) unbekannter Herkunft an. Es ist denkbar, dass erfolgreiche Bruten in der dichten Vegetation oder verlassenen Fuchsbauten des „Waldbocks“ stattgefunden haben.

Der Vollständigkeit halber muss erwähnt werden, dass im Gesamtgebiet, vorwiegend auf dem „Waldbock“, 80 Vogelarten brüten; sogar ein Seeadlerpaar (*Haliaeetus albicilla*) hat in den letzten Jahren zwei Horste errichtet. Ein Brutgeschehen konnte nicht beobachtet werden, jedoch kann man es als Revierpaar ansehen.

Zusammenfassende Betrachtung - Zukunftssicherheit des Gebietes

Zunächst haben politische Restriktionen zweier Epochen nahtlos mit nationalen und internationalen Schutzbestimmungen den „Bock und Hohe Düne von Pramort“, später den Bereich „Boddengewässer Ostufer Zingst, Westküste Rügen, Hiddensee“, vor wirtschaftlicher Übernutzung bewahrt. Mit der Wende wurde das Schutzgebiet in den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft integriert und erhielt den Schutzstatus I (Kernzone), weil außer den über zwei Jahrzehnte erbrachten Nachweisen eines schützenswerten Biotops für rastende Wasser- und Watvögel

auch eine einmalige küstendynamisch wenig beeinträchtigte Landschaft erhalten geblieben ist. Neben dem hohen Nationalparkschutzstatus sorgen auch weiterführende gesetzliche Bestimmungen wie die Jagdverordnung für die Nationalparke (Minister für Landwirtschaft und Naturschutz 1998), welche die Jagd auf Wasserfederwild verbietet, die Befahrensregelungsverordnung (Bundesminister für Verkehr 1997), welche das Befahren der Schutzzone I mit Wasserfahrzeugen und Schwimmkörpern untersagt sowie in der Schutzzone II einschränkt und die Fischereiverordnung (Minister für Landwirtschaft und Naturschutz, 1998), welche den nebenberuflichen Fischfang, einschließlich Angeln, in der Schutzzone I ausschließt sowie die Haupterwerbsfischerei einschränkt.

Mit hoffentlich zunehmender Akzeptanz der o. g. Verordnungen durch die verschiedenen Nutzungsinteressengruppen und der Möglichkeit der Durchsetzung durch die jeweils zuständigen Behörden kann das international bedeutende Schutzgebiet für Wasser- und Watvögel zukünftig als gesichert gelten.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Die Darß-Zingster Boddenkette als Rastgebiet für Wasservögel

H. W. Nehls

Mehrere deutsche Küstengewässer der Ostsee zählen zu den wichtigsten Rast- und Überwinterungsgebieten für Wasservögel im gesamten Ostseeraum. Für eine Reihe von Arten kommt darunter der Darß-Zingster Boddenkette eine besondere Bedeutung zu, für einige stellt sie sogar das größte Rastgebiet in unserer Region dar. Die Gründe dafür sind sicher vielfältig: die Größe der Wasserfläche von annähernd 200 km² mit einem hohen Anteil flacher Zonen (ungefähr die Hälfte ist maximal 2 m tief), die große Uferlänge zwischen Ribnitz und Barhöft bzw. dem Bock von fast 200 km mit vielen Buchten und Inseln, die bei jeder Windrichtung geschützte Liegeplätze bieten und ein gutes pflanzliches und tierisches Nahrungsangebot in den Bodden und auf den angrenzenden Wiesen und Feldern.

Hauptsächlich während der Wegzugperiode im Herbst ab September nutzen große Mengen von Wasservögeln die Boddenregion als Rastplatz für kürzere oder längere Zeit, so dass es dann zu eindrucksvollen Ansammlungen kommt und sich im gesamten Gebiet 120.000 und mehr Schwäne, Gänse und Enten aufhalten, zu denen sich noch z. T. größere Mengen Kormorane, Blesrallen, Taucher und Graureiher gesellen, von den zahlreichen Kranichen, Limikolen und

Möwen einmal ganz abgesehen. Bei milder Witterung bleiben große Mengen bis in den Winter im Gebiet, allerdings verschiebt sich dann das Artenspektrum durch Abwanderung der meisten Gründelenten und vieler Gänse zugunsten der Tauchenten und Säger. Erst wenn Fröste den überwiegenden Teil der Gewässer rasch vereisen lassen, wandern die meisten Vögel ab und während ausgesprochener Kältewinter mit geschlossener Eisdecke harren meistens nur noch einige Gänse im Gebiet aus. Auch wenn die Eisdecke im gleichen Winter noch wieder verschwindet, kehrt nur ein Teil der Vögel zurück.

Die Bedeutung der Boddenkette als Rast- und Überwinterungsgebiet kommt unter anderem auch dadurch zum Ausdruck, dass hier 26 (!) Feuchtgebietsvogelarten das 1 %-Kriterium der Ramsar-Konvention erreichen und z. T. erheblich überschreiten. Außer den in der Tabelle gekennzeichneten handelt es sich dabei um folgende Arten: Kranich, Säbelschnäbler, Gold- und Sandregenpfeifer, Alpenstrandläufer, Zwergmöwe und Raubseeschwalbe.

Aufgrund der Größe und Unübersichtlichkeit des Gesamtgebietes ist eine vollständige und zeitgleiche Erfassung aller Wasservögel sehr schwierig und auf-

Tafel-, Reiher- und Bergenten nutzen in großer Zahl die Bodden als Rast- und Tagesruheplätze,



Art	1991	1992	1993	1994	**1995	**1996	**1997	1998	1999	2000
Prachtaucher	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
Sterntaucher	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
„Seetaucher“	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Haubentaucher	10	12	3	33	1	8	-	20	9	6
Zwergtaucher	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Kormoran*	2	8	4	23	-	9	-	8	20	4
Graureiher	155	160	69	73	71	3	3	32	18	112
Höckerschwan*	4.225	2.374	6.829	2.778	3.847	1.912	3.720	3.311	3.212	3.975
Singschwan*	918	971	345	327	1.117	24	186	1.363	543	1.205
Zwergschwan*	20	17	16	221	16	-	-	226	24	35
„Schwäne“	2.225	4.242	3.959	5.140	4.217	210	-	2.119	1.026	3.621
Saatgans*	3.682	2.601	4.845	2.711	1.210	255	-	1.162	1.492	1.805
Bleßgans*	5.749	12.207	309	1.480	421	106	-	986	53	2.245
Bleß-/Saatgans	18.550	4.405	2.186	3.527	250	-	40	6.132	68	440
Graugans*	4	229	8	1	29	77	-	95	30	129
Kanadagans	4.188	4.822	1.747	4.537	2.317	134	367	4.774	1.831	1.363
Nonnengans*	-	44	40	-	-	-	-	21	-	4
Brandgans	67	135	10	9	-	-	-	38	28	123
Pfeifente*	5.122	2.020	220	1.163	781	412	-	571	148	592
Schnatterente*	-	-	-	-	2	-	-	2	-	-
Krickente*	500	158	-	46	10	-	-	33	-	12
Stockente	15.280	10.322	4.577	13.850	5.977	1.477	37	8.442	4.572	7.665
Spießente*	375	-	-	-	-	-	-	7	-	53
Löffelente*	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
„Gründelenten“	-	325	837	2.266	500	-	-	3.350	791	1.040
Tafelente*	15.332	7.097	3.523	3.674	1.271	311	21	940	305	5.139
Reiherente*	10.551	3.079	4.345	6.978	1.504	1.664	10	2.140	1.436	3.968
Bergente*	11.862	8.991	12.258	8.033	97	3.140	-	120	5.808	1.003
Schellente*	4.383	1.747	1.247	3.250	755	994	760	1.503	743	1.278
„Tauchenten“	1.631	609	500	5.250	4.510	7.000	60	12.030	578	1.275
„Enten“	17.310	4.670	-	-	1.500	-	-	-	-	-
Eisente	91	3	2	135	39	16	-	2	-	-
Trauerente	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Zwergsäger*	744	209	247	1.595	597	65	-	921	586	481
Mittelsäger	165	78	65	210	71	16	-	57	30	45
Gänsesäger*	617	657	550	1.305	896	448	6	1.531	1.173	945
Bleßralle	1.427	184	1.535	214	428	207	54	355	61	1.484
Teichralle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Summen	125.185	67.556	50.237	68.831	32.435	18.489	5.264	52.291	24.585	40.048

Tabelle: Ergebnisse der Mittwinterzählungen (Mitte Januar) 1991 – 2000 von Wasservögeln (außer Limikolen und Möwen) in der Darß-Zingster Boddenkette.

Name in Anführungsstrichen: genaue Artbestimmung war aufgrund der Entfernung nicht möglich;

* hinter dem Artnamen: Bestand überschreitet in bestimmten Jahreszeiten das 1 %-Kriterium der Ramsar-Konvention;

** vor der Jahreszahl: Gewässer teilweise bis großflächig vereist.

wendig. Sie erfolgte deshalb bisher nur alljährlich einmal Mitte Januar anlässlich der Internationalen Mittwinterzählung. Aus den übrigen Monaten liegen nur mehr oder weniger umfassende Teilgebietszählungen vor, die eine grobe Einschätzung des Geschehens

und der Bedeutung einzelner Regionen ermöglichen. Im Rahmen dieser Abhandlung kann das Vorkommen der einzelnen Arten ohnehin lediglich überblicksmäßig dargestellt werden. Die Ergebnisse der Mittwinterzählungen (s. Tabelle) aus zehn Jahren vermitteln ein Bild

über die typische Artenzusammensetzung und Häufigkeit in Wintern mit eisfreien bis überwiegend vereisten Gewässern. Sie kamen nur durch den Einsatz einer großen Zahl von Mitarbeitern aus der Boddenregion, Stralsund und Rostock zustande.

Die Bevorzugung verschiedener Boddenbereiche durch bestimmte Arten und das generelle weitgehende Meiden anderer Gebiete durch Wasservögel wird zu allen Jahreszeiten immer wieder festgestellt. Die Gründe dafür dürften in erster Linie im Nahrungsangebot liegen. In der flächenmäßig etwas größeren westlichen Boddenkette, die durch die Meinungen mit einem schmalen Durchstrom von der östlichen getrennt wird, halten sich in der Regel weniger Wasservögel auf als in dieser. Während der letzten sieben eisfreien Mittwinterzählungen wurden beispielsweise in der östlichen Boddenkette zwischen 57 und 84 % (im Mittel 68 %) aller Wasservögel registriert. In der herbstlichen Wegzugperiode ist der Unterschied durch die vielen dann im Ostteil rastenden Gründelenten und Gänse noch erheblicher.

In den einzelnen Bodden gibt es traditionelle Aufenthaltsplätze von meistens mehreren tausend Wasservögeln, die je nach Windrichtung und Jahreszeit in unterschiedlichem Maß genutzt werden. Solche Plätze befinden sich z. B. im Saaler Bodden in der Bucht nördlich Dierhagen, zeitweilig am südlichen Ausgang des Permin und vor allem an den Neuendorfer Bülden; im Bodstedter Bodden in der Bucht nördlich Bliesenrade und binnendeichs auf dem Lychen- und Wiecker See westlich des Prerowstromes; im Barther Bodden hauptsächlich um die Inseln Kirr und Oie, aber auch in der Kleinen Wiek, in Uferbereichen nördlich Barth und in der inneren Bucht bei Glöwitz; im Grabow neben dem gesamten Nordufer am Westufer im Bereich Fahrenkamp – Dabitz und in den größeren Flachgebieten im südöstlichen Uferbereich und schließlich ganz im Osten die Flachgewässer im Raum Pramort – Werder-Inseln. Im letztgenannten Gebiet und vor der Küste des Zingst westwärts bis einschließlich Kirr befinden sich zweifellos die bedeutendsten Rastplätze mit mehr als 100.000 Wasservögeln im Herbst. Dazu kommen die Scharen von Limikolen im Gebiet Pram-

Zwerg- und Höckerschwäne bei der Nahrungssuche auf den Wiecker Wiesen (April 2000).



ort bis einschließlich Bock. Ein großer Teil dieser bevorzugten Gebiete liegt innerhalb der Grenzen des Nationalparks.

Im Folgenden kann das Vorkommen der einzelnen Arten in der Boddenkette nur kurz umrissen werden:

See- und Lappentaucher: Seetaucher und Lappentaucher, außer Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) und Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), sind unregelmäßige Gäste. Aber auch Haubentaucher sind niemals häufig und erreichen nur im Herbst nennenswerte Zahlen von kaum einmal mehr als 200 bis 300. Zwergtaucher sind ebenfalls vorwiegend in diesem Zeitraum auf Kleingewässern anzutreffen (z. B. 47 am 25. 9. 99 auf dem Wiecker See und dem Lychensee).

Kormorane: Sie halten sich vorzugsweise in den östlichen Bodden auf, wo sie zeitweilig in großen Schwärmen erscheinen und die Ansammlungen 2.000 bis 3.000 Vögel erreichen können.

Reiher: Graureiher (*Ardea cinerea*) sind in den Schilfbereichen und auf den Wiesen ganzjährig anzutreffen.

Schwäne: Höckerschwäne (*Cygnus olor*) bevölkern die Bodden während des ganzen Jahres in großer Zahl und niemals – außer während Eisperioden – sind es weniger als 1.000 Vögel. Am niedrigsten sind die Zahlen im Zeitraum April bis Juni, aber bereits ab Juli und August findet Zuzug statt, der den Bestand bis zum Herbst auf 8.000 bis 10.000 Vögel anwachsen lässt. Es handelt sich hier neben einigen anderen Gewässern um die größten Bestände an der deutschen Ostseeküste. Hauptaufenthaltsplätze sind die Uferbereiche des Zingst zwischen Kirr und Pramort. Im Winterhalbjahr gesellen sich zu den Höckerschwänen noch mindestens 1.000 Singschwäne (*Cygnus cygnus*), die besonders gegen Winterende zum Äsen auf die Rapsfelder im südlichen Hinterland und die Boddenwiesen fliegen. Auch Zwergschwäne (*Cygnus columbianus*) treffen im Oktober ein, überwintern aber nur in sehr geringer Zahl. Erst während des Heimzuges ab Ende Februar oder März legen alljährlich 500 oder mehr für einige Wochen einen Zwischenstopp auf den Bodden ein, um – oft zusammen mit Singschwänen – auf den Rapsfeldern und Wiesen für den Weiterflug „aufzutanken“.

Gänse: Sehr schwierig ist eine vollständige Erfassung der nordischen Feldgänse, die ab Ende September in großen Schwärmen einfliegen und sich tagsüber, ähnlich wie die Kraniche, auf den Feldern und Wiesen der weiteren Umgebung verteilen. Die meisten nutzen verschiedene Bereiche der Boddenkette nur als Schlafplatz und erscheinen am Tage höchstens zum Trinken, Ruhen und Baden auf dem Wasser. Im Oktober und November sind Blessgänse (*Anser albifrons*) die mit Abstand häufigste Art, mindestens 25.000 rasten dann im gesamten Gebiet. Nur in ausgesprochenen Mildwintern bleiben viele hier, andernfalls setzt bei Schneelage Winterflucht ein. Der Frühjahrsdurchzug verläuft meistens ohne längeren Aufenthalt, so dass im März nur kurzzeitig größere Mengen von mehr als 10.000 beobachtet werden können.

Saatgänse (*Anser fabalis*) erscheinen im Herbst in größerer Zahl etwas später als Blessgänse, erreichen jedoch niemals derart hohe Bestände. In der Regel werden kaum mehr als 5.000 registriert. Einen ganz anderen Jahresrhythmus zeigen die Graugänse (*Anser anser*), deren Rastbestände hauptsächlich im Zusammenhang mit Mauserwanderungen stehen. Bereits im Mai erscheinen größere Flüge von mehreren hundert auf den Wiesen des Darß und Zingst, Ende Juli bis August sind es bereits tausende und der Höhepunkt wird offensichtlich im September mit Spitzenwerten von mindestens 20.000 erreicht. Ihre Hauptaufenthaltsplätze sind die Wiesengebiete des Zingst mit Werder-Inseln. Im Laufe des Oktober und November ziehen die Graugänse ab, nur wenige überwintern.

Unter den Meeresgänsen sind es zwei Arten, die alljährlich in großer Zahl an der Boddenkette erscheinen: Kanadagans (*Branta canadensis*) und Nonnengans (*Branta leucopsis*). Nur sporadisch und in geringer Zahl werden Ringelgänse (*Branta bernicla*) beobachtet. Während die aus Skandinavien kommenden Kanadagänse hauptsächlich als Überwinterer – überwiegend in den östlichen Boddengebieten – auftreten und Bestandsgrößen von jährlich unterschiedlich 2.000 bis fast 5.000 erreichen können, sind Nonnengänse Zuggäste mit für die deutsche Ostseeküste bemerkenswerten maximalen Rastbeständen im Herbst. Ihre bevorzugten Äsungsflächen sind die Wiesen vom Zingst einschließlich Kirr, aber auch Darß und Fischland. Auf Zingst schätzte U. Lau als Höchstzahl etwa 9.000 am 14. 10. 1997. Hin und wieder überwintern einige zwischen anderen Gänsen, die Frühjahrsrast fällt sehr bescheiden aus.

Brandgänse (*Tadorna tadorna*) sind von Mitte Februar bis in den Spätsommer (seltener danach) fast überall in der Boddenkette paarweise oder in kleinen Trupps anzutreffen, insgesamt mehr als 100, und manche davon brüten an verschiedenen Stellen. Nur am Bock sammeln sich, einmalig für die deutsche Ostseeküste, größere Scharen bis fast 1.000 im Sommer (s. Beitrag Graumann & Neumann in diesem Band). In milden Wintern bleiben kleinere Trupps dort.

Gründelenten: Im Sommer und Herbst sind sie die dominierenden Wasservögel. Häufigste Art während der Wegzugrast im September/Oktober ist die Pfeifente (*Anas penelope*) mit Gesamtzahlen von 15.000 bis 20.000 oder mehr. Beeindruckende Scharen liegen dann hauptsächlich in den nördlichen Regionen der östlichen Boddenkette, aber auch im südlichen Grabow oder im Saaler Bodden. Viele verweilen bis in den Winter, solange die Gewässer eisfrei sind. Im Frühjahr sind die Rastbestände wesentlich geringer, und einige übersommern alljährlich. Nicht ganz so zahlreich sind im Herbst und Winter mit maximal etwa 15.000 Vögeln Stockenten (*Anas platyrhynchos*) in allen Bodden vertreten, zu anderen Zeiten sind sie weit weniger häufig. Mindestens 3.500 können allein am Fischland angetroffen werden. An dritter Stelle rangiert die Krickente (*Anas crecca*) zur Wegzugrast ab August mit Höchstzahlen von etwa 10.000, ihre bevorzugten Rastgebiete befinden sich im Raum Kirr bis zu den Werder-Inseln und außerdem auf den Seen

der Wiecker Wiesen. Erheblich kleiner sind die Rastbestände der übrigen Arten. Dabei können Spießenten (*Anas acuta*) immerhin noch Zahlen von 500 – 1.000 im September/Oktober und auch mehr als 1.000 im März/April erreichen. Die größten Ansammlungen wurden ebenfalls in der Region vom Kirr bis zu den Werder-Inseln beobachtet. Bestände von reichlich 500 erreichen vom Frühjahr bis September Schnatterenten (*Anas strepera*). Sie können regelmäßig in größeren Trupps im Gebiet Schmidt-Bülten – Wiecker Wiesen angetroffen werden. Ähnlich sind Vorkommen und Verbreitung der Löffelente (*Anas clypeata*), deren Bestandsgrößen im August und September kaum viel mehr als 500, gelegentlich aber auch über 1.000 Individuen erreichen (z. B. 1. - 2. 9. 1999 vom Kirr bis Pramort 1.153, U. Lau). Ein bevorzugter Aufenthaltsort auch für mausernde Erpel sind im Frühjahr und Sommer Wiecker- und Lychensee, im September wurden hier bis zu 300 gezählt. Am seltensten ist die Knäkente (*Anas querquedula*), kaum mehr als 50 halten sich im Sommerhalbjahr in der gesamten Boddenkette auf.

Tauchenten: Zu den Besonderheiten muss das regelmäßige Vorkommen der Kolbenente (*Netta rufina*) gerechnet werden, die hier ihren einzigen festen Brutplatz im Küstengebiet Mecklenburg-Vorpommern besitzt (z. B. auf Oie und den Wiecker Wiesen) und im Sommerhalbjahr im Bodstedter und Barther Bodden regelmäßig anzutreffen ist (maximal wurden 18 im April registriert).

Für Tafelenten (*Aythya ferina*) gehört die Boddenkette zu den Hauptüberwinterungsplätzen unserer Küste mit meistens 5.000 bis 10.000, zeitweilig auch mehr Vögeln. Ihre Tagesruheplätze liegen wechselweise meistens an den Neuendorfer Bülten, bei Dierhagen, nördlich Bliesenrade und im Grabow nördlich Dabitz. Ähnlich häufig sind Reiherenten (*Aythya fuligula*), deren Tagesschlafplätze sich jedoch überwiegend in der östlichen Boddenkette befinden.

Bergenten (*Aythya marila*) nutzen offenbar erst seit Ende der 1980er Jahre in größerem Maße die Boddenkette als Tagesschlafplatz. Wahrscheinlich fliegen sie nachts von hier zur Nahrungssuche auf die Ostsee vor dem Zingst, wo sie während Eisperioden weiter draußen auch tags angetroffen werden können. Ein bevorzugter Liegeplatz ist der Bereich des Grabow vor Fahrenkamp – Dabitz oder auch weiter östlich. Gelegentlich werden auch geschützte Buchten in der westlichen Boddenkette aufgesucht. Der Gesamtbestand beträgt meistens maximal 5.000, zu manchen Zeiten auch bis 10.000 und mehr.

Meeresenten halten sich naturgemäß nicht in der Boddenkette auf, nur am Ausgang, zwischen Barhöft und Bock, sind regelmäßig kleine Trupps von Eisenten (*Clangula hyemalis*) anzutreffen. Die übrigen Arten erscheinen als Ausnahmegäste.

Schellenten und Säger: Schellenten (*Bucephala clangula*) und Säger gehen im Winterhalbjahr, zum großen Teil truppweise weit über die offenen Boddengewässer verteilt, tauchend der Nahrungssuche nach und sind deshalb vom Ufer aus nur unter günstigen Sicht-

verhältnissen vollständig erfassbar. Schellenten bevorzugen deutlich die östliche Boddenkette. Die meisten halten sich auf dem Grabow auf, im März konnten hier über 2.000 beobachtet werden. Im Gesamtgebiet wurden maximal etwas mehr als 4.000 registriert. In der Zeit von Mai bis Juli bleiben nur einzelne Nichtbrüter hier. Für Zwergsäger (*Mergus albellus*) ist die Boddenkette im deutschen Ostseeraum das westlichste Überwinterungsgebiet mit konstant hohen Zahlen von 500 bis 1.000 im Zeitraum November bis März. Größere Trupps sind regelmäßig im östlichen Saaler und nordwestlichen Bodstedter Bodden, im Barther Bodden und vor allem im Grabow anzutreffen. Mittelsäger (*Mergus serrator*) erscheinen auf den inneren Bodden nur in sehr geringer Zahl, sie bevorzugen den östlichen Grabow und den Boddenausgang am Bock. Mit maximal 200 bis 300 Individuen bleibt ihre Gesamtzahl niedrig. Am häufigsten sind dagegen Gänsesäger (*Mergus merganser*) mit einem Winterbestand von 1.000 bis 1.500, maximal über 2.000 Individuen. Mehr als die Hälfte werden gewöhnlich in der östlichen Boddenkette beobachtet, und besonders im März vor dem Heimzug sammeln sich im Grabow und ostwärts bis Barhöft oft um die 1.000, die zahlreiche Mantelmöwen (*Larus marinus*) als Kleptoparasiten anziehen.



Im Winter halten sich mitunter bis zu 2.000 Gänsesäger in der Boddenkette auf.

Rallen: Außer den zahlenmäßig unbedeutenden und im Schilfgürtel kaum auffälligen Wasserrallen (*Rallus aquaticus*) und Teichhühnern (*Gallinula chloropus*) halten sich ganzjährig Blessrallen (*Fulica atra*) meistens in geschützten kleineren Buchten auf. Im Verhältnis zur Gebietsgröße sind die Bestände relativ klein, denn gewöhnlich werden im Herbst und Winter vor den ersten Vereisungen insgesamt kaum mehr als 3.000 bis 5.000 angetroffen. Die Art war in früherer Zeit scheinbar häufiger. Bevorzugte Aufenthaltsplätze sind u. a. die Neuendorfer Bülden, die Bucht nördlich Bliesenrade und die Südwestecke des Grabow. Kleine Trupps verweilen auch im Sommerhalbjahr.

Ein überregional bedeutendes Rastgebiet für **Limikolen** befindet sich im Raum Werder-Inseln – Bock (s. Beitrag Graumann & Neumann in diesem Band). Im Vergleich dazu sind die Rastbestände der meisten Arten in den übrigen Gebieten eher als bescheiden anzusehen. Einige Arten jedoch bevorzugen mehr die ufernahen Wiesen und Felder und sind deshalb vorwiegend an anderen Plätzen zu finden. In erster Linie handelt es sich dabei um Kiebitze (*Vanellus vanellus*) und Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*), die im gesamten Boddenbereich in riesigen Scharen auf dem Wegzug und in etwas geringerer Zahl auf dem Heimzug längere Rastpausen einlegen. So können sich im September und Oktober mehr als 10.000 Kiebitze und 20.000 Goldregenpfeifer an den Bodden aufhalten.

Aber auch einige andere Arten, wie Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Dunkelwasserläufer (*Tringa erythropus*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Odinshühnchen (*Phalaropus lobatus*) (z. B. 25 am 6. 9. 98 auf dem Wiecker See), Bekassinen (*Gallinago gallinago*), Zwergschnepfen (*Lymnocyptes minimus*) und Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) wählen in nennenswerten Zahlen andere Rastplätze, unter denen den Wiecker Wiesen und den Schlickflächen (außer bei Hochwasser) westlich der Meiningenbrücke sowie einigen Außendeichswiesen am Zingst einschließlich Oie und Kirr besondere Bedeutung zukommt.

Von den **Möwen und Seeschwalben** verdienen Zwergmöwe (*Larus minutus*) und Raubseeschwalbe (*Hydroprogne caspia*) besondere Erwähnung. Zwergmöwen, unter denen sich häufig auch viele Trauerseeschwalben (*Chlidonias nigra*) einfinden, nutzen in jahresweise unterschiedlicher Menge auf dem Heimzug ab Ende April vorwiegend die westlichen Bodden zur Rast und Insektenjagd, und anschließend übersommern meistens etliche vorjährige Vögel. Maximal konnten 6.400 (!) am 30. 4. 92 im Saaler Bodden beobachtet werden. Für deutsche Verhältnisse beachtenswert ist auch die große Zahl von Raubseeschwalben, die regelmäßig während des Wegzuges von Juli bis in den Oktober rasten. 50 bis 60 auf den Sandflächen an der Meiningenbrücke ruhende Vögel sind im Sommer keine Seltenheit, und als Höchstzahl wurden im August am Zingst 172 registriert.

Die Boddenkette ist für Ornithologen stets ein lohnendes Exkursionsziel, zumal dort auch immer wieder seltene Wasservögel erscheinen, von denen hier nur genannt seien Silberreiher (*Egretta alba*), Seidenreiher (*Egretta garzetta*), Kuhreiher (*Bubulcus ibis*), Braunsichler (*Plegadis falcinellus*), Löffler (*Platalea leucorodia*), Kurzschnabelgans (*Anser brachyrhynchus*), Rothalsgans (*Branta ruficollis*), Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*), Teichwasserläufer (*Tringa stagnatilis*) oder Lachseeschwalbe (*Gelocheidon nilotica*).



Die Vorpommersche Boddenlandschaft - Drehscheibe für den Kranichzug

G. Nowald, S. Röper, V. Blüml und H. Prange

Die Rügen-Bock-Region gilt als der größte Kranichrastplatz Zentraleuropas (Mewes et al., 1999). Alljährlich unterbrechen die Vögel in diesem Feuchtgebiet von internationaler Bedeutung (IBA) ihren Zug im Frühjahr auf dem Weg in ihre Brutheimat in Skandinavien und Osteuropa sowie im Herbst in die Überwinterungsgebiete Südwestfrankreichs und Spaniens. Zu den 29 Gebieten in Deutschland, die im Rahmen der 1971 verabschiedeten Ramsar-Konvention gemeldet wurden, gehört der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (Mayr, 1999).

Die Rügen-Bock-Region ist neben dem Hornborgasee in Südschweden, dem Lac du Der Chantecoq sowie der Region Les Landes in Frankreich und der Laguna de Gallocanta in Nordostspanien einer der wichtigsten Trittsteine auf dem westeuropäischen Zugweg (Mewes et al., 1999). Er wird von den Kranichen seit mindestens 150 Jahren genutzt (Lühder, 1871, in Mansfeld, 1972). Wie hat sich in dieser Zeit der Rastbestand verändert? Welches sind die Ursachen für neuere Entwicklungen? Wie stellt sich die aktuelle Situation der Kraniche in der Region dar, und welche Aussichten können für die Zukunft prognostiziert werden?

Material und Methode

Seit Mitte der 1960er Jahre werden Daten zum Rastbestand am Bock und auf Rügen an den Hauptschlafplätzen erfasst (Prange, 1966, 1968, 1974, 1989; Prange & Lucas, 1967).

Ab 1996 werden die Kraniche mindestens einmal wöchentlich entweder morgens auf ihrem Flug von den Schlafplätzen zu den Nahrungsflächen oder abends beim Einfliegen an den Schlafplätzen gezählt. Am größten Schlafplatz der Region, den Werder-Inseln des Bock, erfolgt das Monitoring im Team von zwei bis vier Personen. An den 14 verschiedenen Schlafplätzen kann nicht regelmäßig am gleichen Tag gezählt werden. Um dennoch den konkreten Rastbestand zu ermitteln, wird an bestimmten „Synchronzähltagen“, die vom Kranich-Informationszentrum (Naturschutzbund Deutschland NABU e. V., Umweltstiftung WWF-Deutschland, Lufthansa-Umweltförderung) in Groß Mohrdorf aus koordiniert werden, gezählt. Methodische Hinweise können auch Prange (1996) entnommen werden. Die Daten von 1960 bis 1995 wurden vom Landeskoordinator für die Kranichrast in Deutschland, Prof. Dr. H. Prange, zur Verfügung gestellt.

Die Raum- und Habitatnutzung der Kraniche wurde im Rahmen einer Linientaxierung an zwei verschiedenen, etwa 50 km langen Kontrollstrecken erfasst. Die Datenaufnahme erfolgte aus dem Auto mit Hilfe eines Spektivs (Leica 32x). Für jeden Kranichtrupp wurden die Anzahl der Vögel, der Typ der Nahrungsfläche und Störungen erfasst. Zudem wurde die überwiegende Verhaltensweise der Kraniche protokolliert, um Flächen, die nicht zur Nahrungssuche dienten, aus der Auswertung herauszunehmen. Folgende Nahrungsflächentypen wurden unterschieden: Getreidestoppelfeld, Maisstoppelfeld, Getreideneusaat, Raps, Grünland, Brache und sonstige. Die durchschnittliche Schlaggröße in der Region beträgt 50 - 100 ha.

Die Berechnung einer möglichen Nahrungsflächenpräferenz erfolgte mit Hilfe der Angaben des Amtes für Landwirtschaft in Stralsund (schriftl. Mitt. N. Panow und K. Schulz). Im Jahr 1998 wurden im Kreis Nordvorpommern 32.250 ha Weizen, 21.413 ha Gerste, 5.809 ha Roggen, 15.611 ha Raps und 5.753 ha Mais angebaut. Zusätzlich standen den Vögeln 28.269 ha als Dauergrünland und 11.734 ha Stilllegung (Brache) als potentielle Nahrungsflächen zur Verfügung. Die Flächenrelationen stimmen mit denen des Untersuchungsgebietes weitestgehend überein. Die Unterschiede zwischen dem aktuellen Flächenangebot und der Nutzung der verschiedenen Habitattypen durch nahrungssuchende Kraniche wurden mit dem 4-Felder- χ^2 -Test untersucht. Mit dieser statistischen Methode wird geprüft, ob eine Stichprobe sig-



Abb. 1: Verteilung der Schlafplätze im Bodden- und Gewässer der Rügen-Bock-Region. (Zuordnung: 2=Kattenstart, 3=Flachwasser Kinnbackenhagen, 5=Geller Haken, 6=Bessiner Haken, 7=Unrower Ufer/Insel Liebitz, 12=Vogelhaken, 14=Freesenort; vgl. Tab. 1).

Nr.	Schlafplätze	19.10. 1996	06.10. 1997	20.10. 1997	03.10. 1998	17.10. 1998	16.09. 1999	02.10. 1999	14.10. 1999	21.10. 1999
1	Kirr	5.000	6.820	4.000	3.500	2.800	3.050	2.575 (25.9.) 2.500 (3.10.)	7.300	6.795
2	Kattenstart		0	0	0	14.000				
3	Flachwasser Kinnbackenhagen		0	0	0			800		
4	Bock / Werder	22.800	18.260	17.180	21.000	4.600	4.850	3.750	20.300	20.895
5	Geller Haken	5.500		0		1.100				
6	Bessiner Haken			0		1.800 (16.10)		0		
7	Unrower Ufer / Insel Liebitz		1.730 (02.10.)	255	950	3.110	1.675	1.630	0 (Hochwasser, am 13.10. über 2.000)	3
8	Udarser Wiek	6.900	2.580 (04.10.)	3.200	2.400	3.800	2.100	1.300	4.300	4.200
9	Tetzitzer See			90 (19.10.)	290 (02.10.)	1.900	215	407 (03.10. morgens)	730 (15.10. morgens)	88 (22.10. morgens)
10	Mittelsee						108	623	830	2.050 (23.10.)
11	Spycker See			1.430 (18.10)	840	1.700				
12	Vogelhaken	2.100		650		4.900 (16.10.)	0	200 (4.10.)	310	350
12	Gr. Jasmunder Bodden					3.500 (18.10.)				
14	Freesenort					520				
	Summe	42.300	29.390	26.805	28.980	33.530 ¹ (43.730) ²	11.998	11.285	38.070	34.381

Tabelle 1: Kranichrastbestand in der Rügen-Bock-Region anhand von Synchronzählungen während der Jahre 1996-1999 (Nr. Schlafplatz - vgl. Abb. 1).

¹ Summe ohne Zählzeiten vom 16./18.10.98

² Summe inkl. Zählzeiten vom 16./18.10.98

nifikant von einer theoretischen Verteilung abweicht. In dem vorliegenden Fall wurde die tatsächlich kartierte Anzahl Kraniche, bezogen auf jeweils 100 ha verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche, auf eine Abweichung zur theoretischen Gleichverteilung untersucht.

Um den Einfluss der Fütterungsflächen darzustellen, wurde der Kranichbestand am Schlafplatz des Bock und auf den Fütterungsflächen in Kranichrasttagen angegeben. Kranichrasttage sind die Summe der Anzahl Kraniche je Tag des Untersuchungszeitraumes. Für die Tage an denen am Schlafplatz nicht gezählt wurde, musste der Rastbestand interpoliert werden.

Entwicklung des Kranichbestandes in den Rastzonen Rügen, Bock und Kirr

Abbildung 2 informiert über die Entwicklung des Kranichbestandes in der Rügen-Bock-Region anhand der Rastmaxima. Von 1977 bis 1999 ist ein kontinuierlicher Anstieg von 14.000 auf 40.000 Kraniche zu verzeichnen. Seit Beginn der 90er Jahre erfolgte jedoch kein nennenswerter Zuwachs. Tabelle 1 zeigt die Verteilung der Vögel auf die verschiedenen Schlafplätze. Durch Synchronzählungen wird die gesamte Rastpopulation erfasst. Die Verteilung der Schlafplätze im Boddengewässer ist in Abbildung 1 dargestellt.

Die meisten Vögel nutzen die Flachwasserbereiche des Bock (im Max. ca. 20.000), gefolgt von der Insel Kirr (7.000) und der Udarser Wiek (4.000) auf Rügen.

In Abbildung 3 sind die Rastmaxima der Rastzonen Rügen, Bock und Kirr von 1960 bis 1999 getrennt dargestellt. Für die Schlafplätze bei Rügen ist in den 70er Jahren zunächst ein Rastrückgang von 8.000 auf 3.500 Kraniche zu verzeichnen, ab 1983 wurden erneut die Bestände der 60er Jahre erreicht. Der Schlafplatz im Bereich der Inseln des Bock wurde immer stärker genutzt. Der Anstieg von 3.500 Kranichen im Jahr 1965 auf 25.000 Kraniche im Jahr 1999 belegt seine überragende Bedeutung. 1998 wurden dort einmalig (da Störungen auf anderen Schlafplätzen) 40.000 Vögel erfasst (mdl. Mitt. U. Lau). Der Schlafplatz auf der Insel Kirr entwickelte sich erst in den späten 80er Jahren; heute nächtigen dort bereits etwa 7.000 Kraniche. Die übrigen in Abb. 1 dargestellten Schlafstellen werden in Abhängigkeit vom Wasserstand unterschiedlich stark frequentiert (vgl. Tab. 1).

Aktuelle Situation: Ankunft und Rastende, Rasthöhepunkt und Phänologie

Abbildung 4 zeigt die Rastphänologie der Jahre 1996 bis 1999 am Beispiel des Schlafplatzes Bock/Werder. Die ersten Kraniche aus Skandinavien erreichen die Rügen-Bock-Region in der 46. Pentade, d. h. Mitte August. Es folgt ein kontinuierlicher Anstieg. In der 52. Pentade, Mitte September, nutzen bereits etwa 5.000 und in der 58. Pentade, Mitte Oktober, teilweise über 20.000 Kraniche den Schlafplatz. Der Rasthöhepunkt liegt an diesem Schlafplatz zwischen dem 15. Oktober und 1. November. Mitte November verlassen die letzten Kraniche den Schlafplatz bzw. die Region.

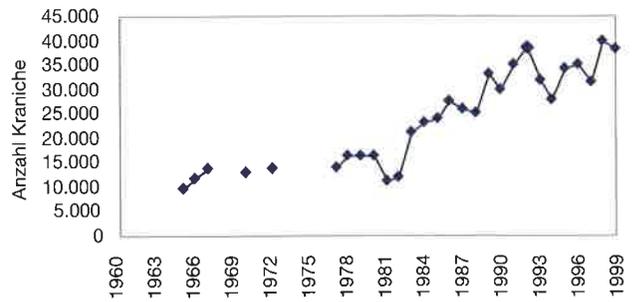


Abb. 2: Entwicklung des Kranichrastbestandes in der Rügen-Bock-Region von 1977 bis 1999.

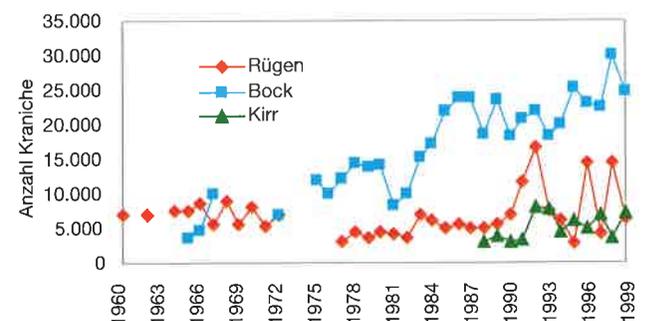
Aufgrund der Windverhältnisse ändern sich regelmäßig die Wasserstände im Bodden. Aus diesem Grunde wechseln die Vögel, bei extremen Veränderungen teilweise von einem Tag auf den anderen, die Schlafplätze (vgl. Abb. 4, Rastkraniche 1998, 59. Pentade). Bei nur geringen Schwankungen der Wasserstände verlagert sich die Schlafgemeinschaft nur wenige 100 m vom üblichen Platz.

Raum- und Habitatnutzung

Abbildung 5 zeigt die relative Häufigkeit mit der nahrungssuchende Kraniche auf verschiedenen Flächentypen kartiert wurden. Die meisten Vögel nutzten Maisstoppelfelder (40,5 %), gefolgt von Neusaat (26,2 %) und Getreidestoppelflächen (14,3 %). 11,1 % nutzten die Fütterungsfläche bei Hohendorf. Die Flächentypen Raps (2,9 %), Weide/Wiese (1,9 %), Brache (1,4 %) und sonstige (1,7 %) wurden nur gering frequentiert. Bezieht man die Anzahl fressender Kraniche auf die jeweils verfügbaren potentiellen Nahrungsflächen, so entfallen auf 100 ha Maisstoppelfeld im Mittel 1.224 (91 %), auf 100 ha Neusaatfläche 77 (6 %) und auf 100 ha Getreidestoppelfläche 42 Vögel (3 %). Die Verteilung der Kraniche auf den bevorzugten Nahrungsflächentypen Maisstoppel, Neusaat und Getreidestoppel weicht hochsignifikant von der Nullhypothese „keine Flächenpräferenz“ ab (Maisstoppel/Neusaat $\chi^2=324$, $p<0,001$ bzw. Maisstoppel/Getreidestoppel $\chi^2=430$, $p<0,001$).

Die Raumnutzung der Kraniche erfolgte in Abhängigkeit von der Verteilung der Nahrungsflächen in der

Abb. 3: Rastmaxima der Kraniche in den Rastzonen Rügen, Werder-Inseln am Bock und Kirr von 1960 bis 1999.



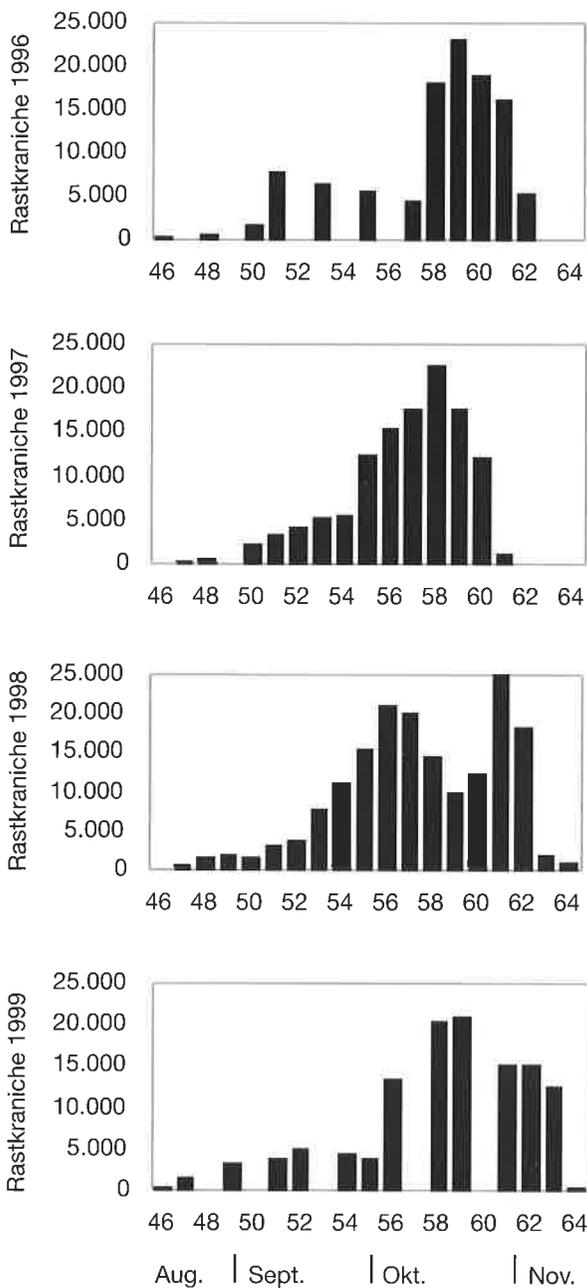


Abb. 4: Rastphänologie in den Jahren 1996 bis 1999 am Beispiel der Schlafplätze am Bock. Erfassung in 5-tägiger Zeitfolge (Pentade); Pentade 46 = 14.-18. August.

Region, d. h. sie ist gekoppelt mit den landwirtschaftlichen Aktivitäten. Der größte Teil der Vögel flog nicht weiter als 20 km landeinwärts. Teilweise wurden aber auch Fressgemeinschaften bis 30 km entfernt vom Schlafplatz angetroffen.

In Abhängigkeit vom landwirtschaftlichen Bearbeitungsrythmus nutzten durchschnittlich 190 Rastvögel 35 Getreidestoppelschläge im Zeitraum vom 27. 08. - 10. 11. 1998. Auf 32 Maisstoppelflächen fraßen im Zeitraum vom 04. 10. - 23. 11. 1998 durchschnittlich 629 Kraniche. Die Nutzungsdauer von Kranichtrupps mit mehr als zehn Individuen betrug für Maisstoppelflächen im Durchschnitt 2,5 Tage und für Getreidestoppelfelder vier Tage (Abb. 6).

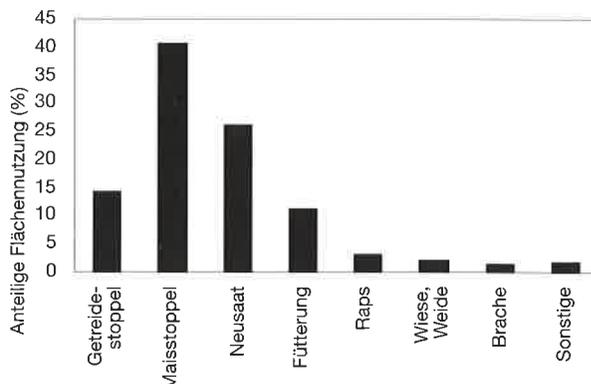
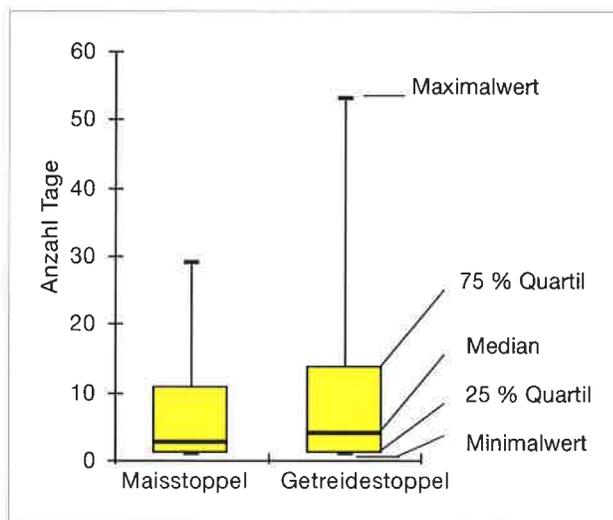


Abb. 5: Prozentuale Verteilung nahrungssuchender Kraniche auf verschiedenen Flächentypen (n=173.747 Kraniche in 466 Trupps auf 140 unterschiedlichen Flächen).

Abb. 6: Die als Box & Whisker plot angelegte Darstellung zeigt die Nutzungsdauer von Mais- und Getreidestoppelflächen durch Kraniche (Trupps > 10 Individuen) im Herbst 1998 (n=32 Maisflächen, n=35 Getreidestoppelfelder). Dargestellt sind die Minimal- und Maximalwerte, der Median und die 25% bzw. 75% Quartile.



Bedeutung von Fütterungsflächen

Für die Schlafplätze am Bock errechnen sich für den Zeitraum vom 13. 08.-13. 11. 99 772.835 Kranichrasttage (Kranichrasttage = Σ Anzahl Kraniche/Tag). In nächster Nähe (Entfernung 2-5 km) zum Schlafplatz wurden drei Fütterungsflächen von etwa 10 - 20 ha Größe eingerichtet und unterschiedlich lange im Rahmen des Vertragsnaturschutzes bewirtschaftet. 18,6 - 28,3 % der Kraniche von den Schlafplätzen am Bock nutzten diese Flächen (Tab. 2).

Entwicklung, aktuelle Situation und Ausblick

Kraniche gelten als Schmalfrontzieher (Libbert, 1936), deren jährlicher Zugweg sich in Abhängigkeit von aktuellen Luftströmungen geringfügig verschieben kann. Die wichtigsten Rastgebiete werden jedoch wie „Tankstellen“, vor allem im Herbst, für einen mehrwöchigen Stopp immer wieder angefliegen.



Der drastische Anstieg der Rastzahlen in der Rügen-Bock-Region, vor allem in den vergangenen vier Jahrzehnten (Abb. 2, 3), ist nicht allein auf den positiven Populationstrend in dieser Zeit zurückzuführen. Von zentraler Bedeutung ist für die 1970er Jahre vermutlich der Rückgang bzw. Verlust anderer Rastgebiete im Bereich der Mecklenburgischen Seenplatte (vgl. Prange, 1989, 1996), so dass sich die Rastkraniche stärker an der Küste konzentrierten. Außerdem scheinen vermehrt Kraniche aus Osteuropa die westeuropäische Zugroute, und damit teilweise auch die Rügen-Bock-Region, zu nutzen.

Möglich wurde dieser positive Trend aber erst aufgrund der für Kraniche günstigen Landschaftsausstattung der Region. Die Vögel benötigen störungsfreie Schlafplätze in Feuchtgebieten mit Flachwasserberei-

Auf geeigneten Nahrungsflächen finden sich im Laufe der Zeit immer mehr Kraniche ein - manchmal über 1.000.

chen von max. 30 cm Wassertiefe (vgl. Lovvorn & Kirkpatrick, 1981). Im flachen Boddengewässer sind zahlreiche geeignete Plätze vorhanden, die aufgrund ihrer Lage im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft - vor 1989 im Grenzsperrgebiet - besonders geschützt sind (Abb. 1).

Gleichzeitig benötigen Kraniche zur Deckung ihres Energiebedarfs und zur Regeneration des auf dem Zug verbrauchten Fettdepots ausreichend Nahrung geeigneter Qualität und Quantität. Während der Frühjahrsrast fressen die Vögel in der Rügen-Bock-Region im Durchschnitt täglich 300 g Getreide (Nowald, 1994, 1999). Im Rast- und Überwinterungsgebiet der Laguna de Gallocanta liegt der Bedarf im November und Dezember ebenfalls bei etwa 300 g. In den Folge Monaten bis März sinkt er auf 100 g (Alonso & Alonso, 1992).

Die Rügen-Bock-Region ist gekennzeichnet durch übersichtliche Felder von überwiegend 50 - 100 ha Größe. Im Jahr 1960 nutzten beispielsweise auf Rügen noch 24 % der Kraniche im Herbst Weideland, 14 % befanden sich auf Neusaaten und 32 % auf Stoppelfeldern (Mansfeld, 1972, in Prange, 1974, vgl. Abb. 5). Aufgrund anwachsender Tierbestände für die Fleisch- und Milchproduktion in der DDR-Zeit wurde für deren Versorgung großräumig immer mehr Mais angebaut. Nach der Ernte blieben erhebliche Rückstände auf den Maisstoppelflächen zurück. Außerdem

Tabelle 2: Nutzung von drei Fütterungsflächen durch Kraniche im Einzugsgebiet der Schlafplätze am Bock (Angaben in Kranichrasttagen= Σ Anzahl Kraniche/Tag).

Zeitraum	Schlafplatz Bock/Werder	Fütterung Hohendorf	Fütterung Groß Mohrdorf	Fütterung Muuks	Anteil Kraniche Bock/Werder auf Fütterungen
13.08.-13.11.99	77.2835				
27.09.-06.10.99	50.650	14.350			28,3 %
07.10.-18.10.99	218.550	20.520	34.200		25,0 %
19.10.-08.11.99	367.595	22.460	31.500	14.305	18,6 %

blieben die Stoppelfelder, anders als heute, mit schnellem Umbruch meist nach 1 - 2 Tagen, häufig bis zum Frühjahr unbearbeitet liegen. Die im Vergleich zu Weizen, Gerste und Roggen großen und energiereichen Maiskörner sind für die Rastvögel die bevorzugte Nahrung (vgl. Nowald, 1996; Ubricht, 1999). Die umsetzbare Energie pro 1000 g Futtermittel beträgt bei Gerste 11,2 MJ (Megajoule), Roggen 11,4 MJ, Weizen 12,5 MJ und Mais 13,5 MJ (Aeckerlein, 1986). So befanden sich zur Herbststrat 1998 40,5 % der Kraniche auf Maisstoppeläckern, 14,3 % auf Getreidestoppelfeldern, 26,2 % auf Neusaaten und nur 1,9 % auf Weideflächen.

Das große Nahrungsangebot und die sicheren Schlafplätze ermöglichten die Entwicklung dieser bedeutenden Kranichregion Zentraleuropas. Seit Beginn der 90er Jahre erfolgte kein nennenswerter Zuwachs. Die Rastkapazität ist mit maximal 40.000 Kranichen offensichtlich erreicht. Da heute mit modernsten Maschinen fast verlustfrei gearbeitet wird, sind Ernterückstände auf den Stoppelfeldern gering. In den 70er bis 80er Jahren blieben bei Getreide 3 - 5 % und bei Mais 5 - 10 % auf den Flächen liegen. Heute beträgt dieser Anteil für Getreide 1 - 2 % und bei Maisfeldern ohne Wildschäden lediglich 0 - 1 % (mdl. Mitt. B. Koopmann). Entsprechend kurz ist die Nutzungsdauer der Maisstoppeläcker (Median 2,5 Tage, Abb. 6) und Getreidestoppelfelder (Median 4 Tage) durch Kraniche. Danach sind sie vermutlich so wenig ergiebig, dass die Kosten-Nutzen-Bilanz ungünstig ausfällt und die Vögel andere Nahrungsflächen suchen müssen.

Stehen keine geeigneten Stoppelflächen mehr zur Verfügung, wechseln Kraniche auf frische Neusaaten (Nowald, 1996) und lesen zunächst die auf der Oberfläche verbliebenen Körner ab. Später wühlen sie mit leicht geöffnetem Schnabel einen Teil des Saatgutes hervor, um dieses aufzunehmen (Weiß, 1988). In den 1960er Jahren gab es auf den kleinen Anbauflächen vieler Einzelbauern teilweise empfindliche Ernteverluste (Mansfeld, 1972). Nach der Umwandlung in großflächige Landwirtschaftliche Genossenschaften und Volkseigene Güter reduzierten sich die Schäden. Seit den 1990er Jahren kommt es erneut, meist im Frühjahr, wenn nur wenige geeignete Nahrungsflächen für Kraniche zur Verfügung stehen, gelegentlich zu Konflikten mit Landwirten. Um diese zu vermeiden, hat Kranichschutz Deutschland, eine Arbeitsgemeinschaft von NABU, WWF und der Lufthansa Umweltförderung, 1992 (mdl. Mitt. W. Eichstädt, E. Rütting) und 1993 erstmals verschiedene „Ablenkfütterungsflächen“ für Kraniche eingerichtet und erfolgreich getestet (Nowald, 1994). Im Herbst 1999 wurden in der Rügen-Bock-Region 17 Fütterungsflächen vom Staatlichen Amt für Umwelt und Natur, Stralsund, sowie eine weitere von Kranichschutz Deutschland finanziert. Allein auf drei Flächen in unmittelbarer Nähe des Bock konnten etwa 25 % der Rastvögel fast ungestört ihren Nahrungsbedarf decken (Tab. 2). Die Methode der Fütterung ist aus Sicht des Naturschutzes nicht unumstritten, da sie stark an einen großen „Freilandzoo“ erinnert. Sie stellt jedoch ein effizientes Mittel zur Vermeidung von Schäden an Neusaaten dar. Gleichzeitig fressen die Vögel so kein gebeiztes Saatgut.

Die größten Entfernungen der Schlafplätze zu Nahrungsflächen von etwa 30 km zeigen vermutlich die Grenze für energetisch sinnvolle Flugdistanzen auf. Im letzten Jahrzehnt hat sich der genutzte Raum nicht wesentlich ausgedehnt, die Kapazität des Rastplatzes ist erreicht, solange sich die Nahrungsverfügbarkeit nicht wesentlich ändert. Im Jahr 1966 nutzten die Vögel noch einen vergleichsweise kleinen Raum mit einem Radius von 11 km zu den Schlafplätzen des Bock (Prange, 1966). Im Vergleich zu heute erreichte der Rastbestand mit maximal 4.800 Kranichen auch nur 25 %, 1967 mit 10.000 Vögeln bereits 50 % der derzeitigen Zahlen (Abb. 4).

Mit Zunahme der Rastvögel am Bock/Werder und der Entwicklung des Schlafplatzes Kirr verlagerte sich der Konzentrationsschwerpunkt der Rast in den letzten drei Jahrzehnten immer weiter in südwestlicher Richtung. Somit dehnt sich heute das Rastgebiet über etwa 25 x 80 km zwischen Rügen und der Recknitz aus.

Die vorliegenden Daten zur Nutzungsdauer von Stoppeläckern lassen als Ergebnis einer fast verlustfreien Ernte durch moderne Maschinen befürchten, dass die Rastkapazität der Rügen-Bock-Region in Zukunft abnehmen wird. Wenn aus finanziellen Gründen (vgl. Zimmermann et al., 1999) keine Fütterungsflächen mehr eingerichtet werden, müssten die Kraniche sich auf andere neue Rastplätze verteilen, da sie auf den umliegenden Stoppeläckern nicht mehr ausreichend Nahrung finden und von den Neusaatflächen durch die Landwirte vergrämt würden. Aufgrund des drastischen Rückgangs der Feuchtgebiete in Mitteleuropa, von 1850 bis 1990 um 90 % (mdl. Mitt. J. Mooij), ist ein Ausweichen kaum möglich, wenn keine neuen Schlafstellen durch Wiedervernässungen entstehen. Weber et al. (1999) heben hervor, dass sich der Verlust eines Rastplatzes in der Nähe des Brutgebietes stärker auswirkt, als der von weiter entfernten.

Um eine negative Entwicklung der nordosteuropäischen Populationen durch den Mangel an Rastmöglichkeiten zu vermeiden, sollte die Methode der Fütterung auch in Zukunft ein fester Bestandteil der Leistungen des Landes Mecklenburg-Vorpommern sein, um den international bedeutenden - als Ramsar-Gebiet gemeldeten - Rastplatz auch in Zukunft zu erhalten.

Dank

Für die Ermittlung der Kranichbestände an Schlafplätzen in der Rügen-Bock-Region möchten wir uns bei M. Bräse, S. Dimke, U. Dost, E. und T. Franke, G. Graumann, A. J. Helbig, K. Peter, U. Lau, W. Sekund, M. Sommerfeld, W. Stengel, P. Strunk, W. Stumpf, F. Tessendorf, J. Timm, A. Wachlin, R. Weiß und C. Weuler sowie beim Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft herzlich bedanken.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Meeressäuger in der Darß-Zingster Boddenkette

K. Harder (Robben) und G. Schulze (Schweinswale)

Robben

Kegelrobber (*Halichoerus grypus*) waren bis Anfang des 20. Jahrhunderts auch an der vorpommerschen Küste heimisch. Als Nahrungskonkurrenten des Menschen wurden sie durch intensive Bejagung und die Zahlung von Fangprämien an Fischer in diesem Teil der Ostsee ausgerottet. Über das Vorkommen in der Darß-Zingster Boddenkette gibt es keine historischen Quellen. Lediglich in der Seehundsakte des Oberfischmeisters Jeserich (1866 - 1916) (Harder, 1995) findet man Hinweise, dass im gesamten Fischereibezirk Stralsund, damit auch in den Boddengewässern und an den Außenküsten von Darß und Zingst, einige Fischer benannt waren, denen der Schusswaffengebrauch zur Robbenjagd gestattet war.

Die Beobachtungen von Robben in der Darß-Zingster Boddenkette listete Schulze (1982) auf. Danach gibt es für das vorige Jahrhundert den Nachweis, dass 1838 ein Robbenpaar vom Ribnitzer See (Saaler Bodden) aus in die Recknitz und weiter in die Trebel und die Peene vordrang. Das Männchen wurde bei Demmin, das Weibchen später im Haff erlegt.

In diesem Jahrhundert datiert der erste Nachweis 1953. Seit 1968 wurden in diesem Gebiet regelmäßig Robben festgestellt, meist Einzeltiere, mehrmals wurden aber auch zwei Tiere gesichtet.

Schulzes Vermutung, dass es sich bei den beiden Robben um ein Paar handeln könnte, kann jetzt durch weitere Beobachtungen und durch die Fotos dieser Tiere von W. Rasche bestätigt werden:

Das Männchen hat ein einfarbiges dunkles Fell, die Schnauze ist kräftig und leicht konkav. Auf der Bauchseite ist das Präputium (Penisöffnung) zu erkennen. Das weibliche Tier hat eine viel hellere graue Grundfärbung mit dunklen Flecken.

Am 16. 12. 1978 wurde auf Schmidt-Bülten ein totes Jungtier noch im Embryonalkleid gefunden und dadurch erstmalig die Geburt einer Kegelrobbe in diesen Bodden nachgewiesen.

Auf dem Ausflugsdampfer »Heidi« führte Kapitän Rasche im Auftrag des Meeresmuseums jeweils im Sommerhalbjahr 1991 und 1992 ein Robbenlogbuch. Darin wurden ca. 450 Beobachtungen im Prerowstrom und an den Schmidt-Bülten registriert. 1993 wurden die Aufzeichnungen aus Zeitmangel leider abgebrochen. Herr Rasche beobachtete meistens nur ein Tier, offenbar das Männchen. Seltener wurden beide Kegelrobber zusammen gesehen. Das andere Tier, vermutlich das Weibchen, soll sich häufiger im Bodstedter und Saaler Bodden aufhalten.

Es gibt vielleicht sogar weitere Robben in den Darß-Zingster Bodden:

K. Korinth, Ribnitz-Damgarten, meldete am 25. 9. 1993 die Beobachtung einer „kleinen Robbe“ im Süden des Saaler Boddens. Nachforschungen durch den Tierhof Ribnitz, Herrn Kai, und den Ribnitzer Amtstierarzt, Dr. Bruer, blieben erfolglos.

Am 31. 8. 2000 hatte sich eine Robbe in einer Reuse des Fischers U.-A. Blohm bei den Neuendorfer Bülten im Saaler Bodden verstrickt. Er befreite sie und ließ sie wieder schwimmen. Nach der Beschreibung des Tieres war eine Artbestimmung nicht möglich. Auf jeden Fall soll es kleiner gewesen sein als die beiden ihm auch bekannten großen Kegelrobber. Und er hatte schon in den vergangenen Jahren wahrscheinlich sogar zwei „kleinere Robben“ beobachtet.

Auch Herr P. Allgeyer, Dudendorf, ein sehr zuverlässiger Fischotterbetreuer, sah in den vergangenen Jahren (wann genau?) „kleinere Robben“ an den Neuendorfer Bülten (Artzugehörigkeit? Junge Kegelrobber?).

Abgesehen von dem Totfund eines Jungtieres 1978 war bisher keine weitere Kegelrobbegeburt nachzuweisen. Wenn wirklich keine erfolgreiche Fortpflanzung erfolgte, kann man zu den Ursachen nur Vermutungen äußern. Auch bei dem Kegelrobberweibchen der DZBK tritt womöglich die bei den Robben der Ostsee auftretende Krankheit Baltic Seal Desases (BSD) auf. Ursache dafür sind höchste Schadstoffkonzentrationen von PCB's, die zur Sterilität durch Gebärmutterverschluss und zu Geschwülsten führen. Vielleicht ist auch der Lebensraum, den diese beiden Kegelrobber in den Boddengewässern aufgesucht haben, nicht optimal geeignet. Früher wurden gelegentlich häufiger Tiere auch in anderen Flussmündungen oder flachen Gewässern beobachtet. Die Ostsee-Kegelrobbe bringt aber normalerweise ihre Jungen auf driftenden Eisschollen zur Welt. Wenn das Eis fehlt, erfolgen auch Geburten an den Stränden. Dabei ist aber die Mortalität der Jungen erhöht. Wie historische Quellen belegen, kamen die Tiere früher auf den Sandbänken im Greifswalder Bodden und an den Blockstränden der ostrügenschen Küste vor. Die Kegelrobber bei den Britischen Inseln und im NW-Atlantik bevorzugen Habitate wie Eis, Geröll-, Blockstrände, Sand, Höhlen und auch Grasland. Schilfufer zählen nicht zu den typischen Lebensräumen. In der DZBK gibt es aber nur Schilfufer, Bülten und Salzgrasland.

Ein Grund für das Vorkommen der Tiere gerade hier könnte das reiche Nahrungsangebot sein. Die Kegelrobber zeigen seit nunmehr 32 Jahren, dass Fischer und fischfressende Meeressäuger Fische fangen können, ohne miteinander in Konflikte zu geraten, obwohl besonders Edelfische wie Barsch, Zander und Hecht in diesen Gewässern große wirtschaftliche Bedeutung haben. Fischer aus den DZB haben trotzdem bisher keine Klagen über zerrissene Netze oder abgefressene Fische geführt. Es gibt auch kaum Meldungen über Robben an oder in Reusen, wohl aber positive Reaktionen auf die Anwesenheit der Tiere.

Nur positive Äußerungen hört man auch von Anglern, Seglern und anderen Naturfreunden, die dem Meeresmuseum ab und zu Beobachtungen melden.

Zu Problemen für die Tiere können Motorboote werden. Besonders von Hochgeschwindigkeitsbooten



Kegelrobbenmännchen (im Vordergrund) und –weibchen liegen im Schilfgürtel des Prerowstroms.

Das Kegelrobbenmännchen läßt sich beim Ruhen nicht durch weidende Rinder stören. Beide Fotos entstanden im Mai 1999.



werden sie gestört, verjagt und dabei unter Umständen auch verletzt. Bei den Rasern handelt es sich nach Auskunft von Herrn Rasche meistens um Einheimische. Er und der Kapitän des »Likedeeler« preisen auf ihren Ausflugsschiffen die Tiere als touristische Attraktionen an. Mehrfach hat Herr Rasche die Forde-

rung nach einer Geschwindigkeitsbegrenzung von sechs Knoten im Prerowstrom gestellt. Bisher war dieser berechtigten Forderung nicht nachzukommen. Vor Rindern haben die Robben keinerlei Scheu. Mitunter sieht man sie nebeneinander, dann ergeben sich besonders reizvolle Fotomotive.

Zusammenfassend soll versucht werden, die Frage zu beantworten, warum sich diese Kegelrobben seit Jahrzehnten gerade hier aufhalten.

Die beiden Hauptgründe sind wohl:

1. die relative Ungestörtheit, sie werden verhältnismäßig wenig beunruhigt und
 2. das reichlich vorhandene Nahrungsangebot.
- Damit wird offenbar der nicht optimale Faktor „geeignete Ruhehabitats an Land“ kompensiert.

Wie die Wirkung auf o. g. Störfaktoren belegt, handelt es sich bei den beiden Tieren also nicht um Sonderlinge, die an den Menschen gewöhnt sind, sondern nach wie vor um scheue Wildtiere, die sich bei starken Beunruhigungen aus dem Prerowstrom zurückziehen. Bekannte Aufenthaltsgebiete sind dann die Schmidt-Bülten, der Saaler- und Bodstedter Bodden und die Barther Oie.

Das Vorkommen von Kegelrobben in der Darß-Zingster Boddenkette ist ein Beispiel für die gute Anpassungsfähigkeit dieser Robbenart an unterschiedliche Lebensräume.

Schweinswale

Das Hauptverbreitungsgebiet der Schweinswale (*Phocoena phocoena*) an der Küste von Mecklenburg-Vorpommern liegt vor dem Fischland, dem Darß, Zingst und Hiddensee. Es verwundert deshalb nicht, dass diese kleinen Wale, die sich gern in flachen Gewässern aufhalten und auch in Flussmündungen schwimmen, gelegentlich einmal Boddengewässer aufsuchen. Es ist eher schon erstaunlich, dass es nur sehr wenige Nachweise aus der Darß-Zingster Boddenkette gibt. Die geographisch-hydrographischen Bedingungen sind wohl so, dass die Tiere eher in die rügenschen Bodden und in den Strelasund schwimmen, als in den relativ unzugänglichen Darß-Zingster Boddenbereich. Bisher sind uns aus diesem Gebiet nur folgende Feststellungen bekannt geworden:

Einen verendeten Schweinswal fand Fischer Grehler aus Pruchten am 19. 4. 1994 in seiner Kummreuse, die er im Grabow, dem Boddengewässer südlich der Halbinsel Zingst, aufgestellt hatte. Er berichtete, dass schon etwa vier Wochen zuvor ein großes Tier in der Reuse gewesen sei, aber beim Heben des Fanggerätes auf den Gewässerboden weggesunken wäre. Das war sicher dieses Tier, denn als es gefunden wurde, war es bereits in Verwesung. Durch die Aufgasung ist es dann wohl nach oben gekommen und wieder in die Reuse gedrückt worden. Es war ein 1,52 m großes Weibchen (Eing.-Nr. Meeresmuseum B 30/94).

Ein lebender Schweinswal wurde am 17. 10. 1999 im Barther Bodden zwischen den Inseln Kirr und Oie, über ca. 2,50 m Wassertiefe, gesehen. Die Beobachtung erfolgte durch Herrn Birnstein und Herrn Dr. Schwarz, Rostock, vom Schiff »De drie Gebroeders« aus.

Im Frühjahr 2000 wurden zwei tote Schweinswale im Saaler Bodden gefunden. Es ist anzunehmen, dass



Am 13. 2. 2000 wurde dieser bei Michaelsdorf im Saaler Bodden angespülte Schweinswal gefunden.

diese beiden Tiere zusammen in die Boddenkette geschwommen sind. Womöglich war eines davon das bei den Inseln Kirr und Oie am 17. 10. 1999 gesehene Tier. Der erste Totfund datiert vom 13. 2. 2000 bei Michaelsdorf. Das Tier war noch nicht lange tot, jedoch schon stark angefressen (s. Abb oben). Die Bauchhöhle war offen und Reste der Organe lagen herausgezerrt in der Nähe. Eine Vermessung war nicht mehr möglich; die Länge des Tieres wurde auf 1,30 m geschätzt. Es handelte sich um ein Weibchen in gutem Ernährungszustand, und die Dicke seiner Speckschicht betrug 32 bis 40 mm. Es waren keine Verletzungen oder Netzabdrücke festzustellen. Geborgen wurden nur der Schädel und die Beckenknochen (Eing.-Nr. Meeresmuseum B 5/00).

Das zweite Tier ist später bei Saal gefunden worden. Die Ostseezeitung hatte davon am 6. 4. 2000 berichtet. Präparator J. Heischkel barg den stark verwesenen und nicht mehr ganz vollständigen Wal. Es war ein etwa 1,40 m großes Männchen (Eing.-Nr. Meeresmuseum B 15/00).

Vielleicht gehört auch noch ein Nachweis vom 15. 12. 1957 zu diesen Boddenfunden. Ein toter Schweinswal wurde damals am Freesenbruch bei Zingst gefunden. Es ist aber nicht mehr zu ermitteln, ob der Fund an der See- oder Boddenseite des Freesenbruchs erfolgte. Das Skelett dieses Tieres befindet sich im Staatlichen Museum für Tierkunde in Dresden.

Wenn auch noch einige weitere Schweinswale die Bodden aufgesucht haben und nicht bemerkt wurden, so ist das Vorkommen dieses Meeressäugers hier im Vergleich zu den Nachweisen im Küstenbereich doch sehr vereinzelt. Von 1950 bis 2000 sind 94 verendete Schweinswale an der Küste von Fischland, Darß und Zingst gefunden worden, innerhalb der Boddenkette waren es nur drei oder vier.

Nach Unterlagen des Deutschen Meeresmuseums zusammengestellt.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Der Fischotter im Bereich der Darß-Zingster Bodden

F. Tessendorf, L. Wölfel und P. Allgeyer

Der Eurasische Fischotter (*Lutra lutra*) ist in weiten Teilen Europas verbreitet. Verfolgung und Zerstörung des Lebensraumes haben aber dazu geführt, dass dieser zu den Marderartigen gehörende Raubsäuger in vielen Teilen seines ursprünglichen Verbreitungsgebietes stark bedroht bzw. bereits ausgerottet ist. Heute gehört der Fischotter zu den am meisten gefährdeten Säugetierarten in Europa (Reuther & Festetics, 1980) und hat daher auch Eingang in den Anhang 2 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (79/409/ EWG) gefunden.

Stabile Populationen gibt es heute in Deutschland nur noch in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen. In Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Bayern befinden sich Restvorkommen (Teubner et al., 1999). Somit besitzen die drei genannten ostdeutschen Bundesländer eine besondere Verantwortung für den Erhalt dieser bestandsbedrohten Tierart.

Die Grenze der östlichen geschlossenen Verbreitung dieser Art verläuft in Mecklenburg-Vorpommern in etwa von Wismar über den Schweriner See und die Elde bis zur Elbe. Innerhalb dieses Gebietes gibt es auf Grund des Vorhandenseins entsprechender Habitatstrukturen Dichtezentren. Zu diesen Dichtezentren gehört neben den großen Flusstalsystemen von Peene, Recknitz und Trebel sowie der mecklenburgischen Seenplatte auch die Darß-Zingster Boddenkette als Teil der Vorpommerschen Boddenlandschaft (Binner, 1994).

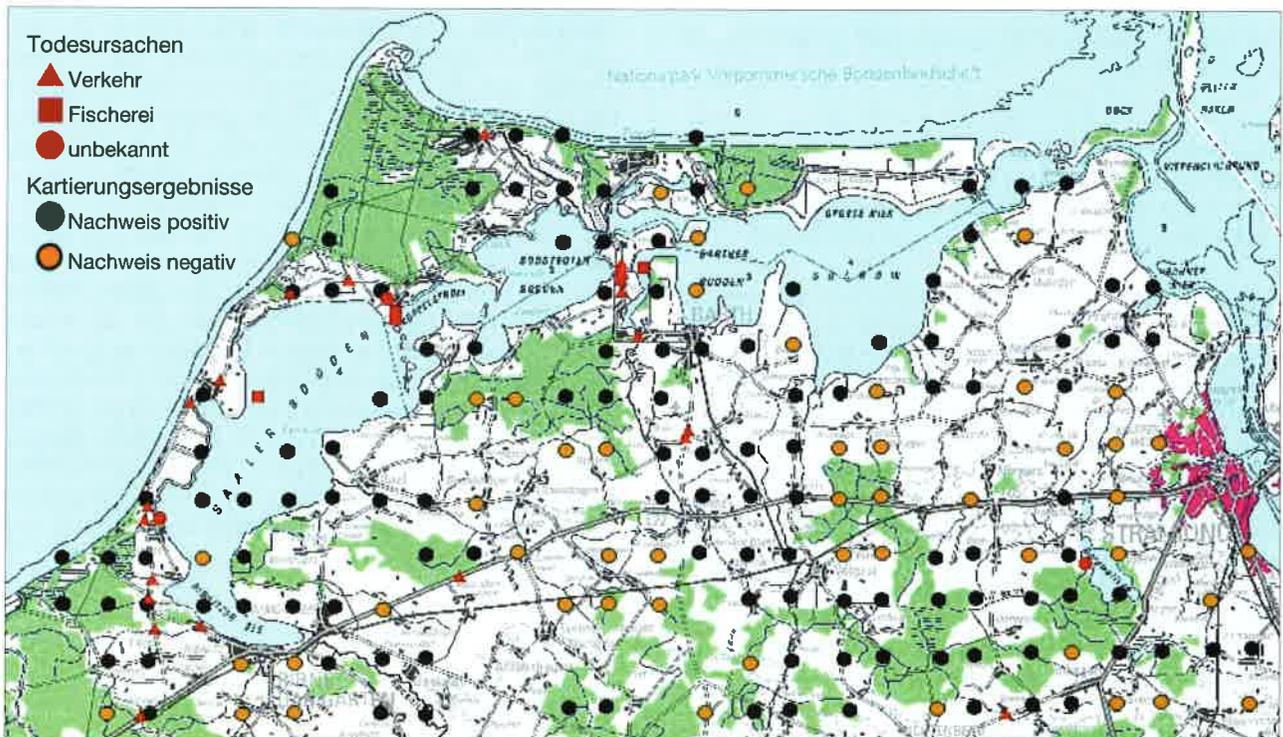
Abb. 1: Nachweise des Fischotters im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette und deren Umland auf der Basis von Quadranten der TK 10 (Allgeyer, 1999) sowie Totfunde (Datenspeicher LUNG).

Die Größe der Reviere variiert von 2 - 20 km Uferlänge und hängt vor allem von der Ausstattung, d. h. im Wesentlichen von der Qualität der Habitatelemente, der Nahrungsverfügbarkeit und Störungsintensität ab. Der Fischotter ernährt sich von Fischen, Amphibien, Vögeln, Kleinsäugetern, Mollusken und Krebsen (Görner, 1988).

Untersuchungen zur Verbreitung des Fischotters liegen landesweit für Mecklenburg-Vorpommern von Binner (1994) vor.

In Anlehnung an die von der IUCN/ SSC Otter Specialist Group empfohlenen Stichprobenmethode (Mac Donald, 1983) untersuchte Allgeyer (1999) auf der Basis von Quadranten der Topographischen Karte im Maßstab 1 : 10.000 die Verbreitung des Fischotters im Landkreis Nordvorpommern. Bei den Untersuchungen handelt es sich um eine standardisierte Erfassung von Fischotterspuren (Tritts Spuren, Totfunde, Losungen).

Als weitere Datenquelle werden die Daten zu Fischottertotfunden genutzt. Zum überwiegenden Teil handelt es sich dabei um Verkehrsoffer. Fischotter legen bei der Nahrungs- und Reviersuche erhebliche Strecken zurück. Bei der zwangsläufigen Querung von Verkehrswegen kommt es dann zu Kollisionen mit Kraftfahrzeugen. Dem Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie M-V (LUNG) werden jährlich 30 bis 50 in Mecklenburg-Vorpommern tot aufgefundene Otter gemeldet. Die Totfunde werden durch das LUNG in einem Kataster zusammengefasst. Das Totfundkataster zusammen mit den Untersuchungen von Allgeyer (1999) ergeben ein aussagefähiges Bild über die Verbreitung des Fischotters in der Darß-Zingster Boddenkette.



Auf Grund der hohen Mobilität des Fischotters ist davon auszugehen, dass die Vorkommen in den an die Darß-Zingster Boddenkette angrenzenden Lebensräumen in enger Beziehung zu den Vorkommen in der Boddenlandschaft stehen. In ihrer Gesamtheit stellt die Darß-Zingster Boddenkette einen hervorragenden Lebensraum für den Fischotter dar. Vor allem die buchtenreichen, verschifften Ufer (Vordeichflächen), die Bodden, Inseln und die angrenzenden Flusstäler und Niederungen sind prädestinierte Fischotterlebensräume. Hervorzuheben sind im Umfeld der Darß-Zingster Boddenkette die Flusstäler von Barthe, Recknitz, Klosterbach, Körkvitzer Bach, Zipker Bach, Ulenbäck, der Prerowstrom, weiterhin der Günzer See mit Vogelwiese und das Niederungsgebiet zwischen Ribnitzer Großem Moor und der Ortschaft Wustrow. Trotz touristischer, fischereilicher und landwirtschaftlicher Nutzung können viele Bereiche der Darß-Zingster Boddenkette und ihres Umlandes als störungsarme Räume bezeichnet werden (Binner et al., 1999).

Im Totfundkataster des LUNG werden von 1987-1999

	Anzahl Verkehrstote	Anzahl Reusen-tote	Todesursache unbekannt	Männchen	Weibchen	Geschlecht unbekannt
1987	1			1		
1990	2			1	1	
1991	1	1		2		
1992	-	-				
1993	1			1		
1994	3	1		4		
1995	5			4		1
1996	1		1	1		1
1997	2	1		3		
1998	4		1	4	1	
1999	4	1	1		6	
Σ	24=77%	4=13%	3=10%	21	8	2

Abb. 2: Fischottertote aus den Darß-Zingster Bodden und ihrem Umland.

aus der Darß-Zingster Boddenkette und ihrem Umfeld 31 Ottertote geführt (siehe Abb. 2). Einschränkung muss aber erwähnt werden, dass eine systematische Erfassung im LUNG erst seit 1990 erfolgt.

Aus der Analyse der Totfunde ergeben sich im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette und deren Umfeld zwei Gebiete, in denen es zur Häufung von Totfunden gekommen ist. Zum einen ist dies der Niederungsbereich zwischen Barth und Bresewitz, insbesondere in Höhe des Groten Ry (sechs Totfunde), zum anderen häufen sich Ottertote im Raum zwischen Klockenhagen/Körkwitz und Wustrow (neun Totfunde). In beiden Gebieten werden die als Leitlinien fungierenden Fließgewässer von viel befahrenen Straßen geschnitten. Eine gefahrfreie Passage der Straßen ist in diesen Bereichen unter den derzeitigen Gegebenheiten nicht möglich. Die wesentliche Erhöhung des Verkehrsaufkommens, der Ausbau des Verkehrswegenetzes, vor allem der Ausbau untergeordneter Straßen und Wege, haben zu einem Anstieg



Abb. 3: Fischotter.

der straßenverkehrsbedingten Otterverluste geführt. Ertrinken in Reusen ist eine weitere nicht zu vernachlässigende Todesursache. Reusen mit Otterausstiegen oder Otterabweisern haben sich bis heute nicht durchgesetzt. Der Anteil in Reusen ertrunkener Otter liegt mit 13 % im Landesdurchschnitt. Es wäre zu hoffen, dass sämtliche in Fischereianlagen zu Tode gekommenen Otter höher ist als die Angaben aus dem Totfundkataster. Desweiteren gibt es keine verlässlichen Zahlen über die Populationsgröße und natürliche Mortalität. Es ist aber zu vermuten, dass die steigende Intensität des Straßenverkehrs und die dadurch bedingten Fischotterverluste erheblichen Einfluss auf die Fischotterpopulation haben werden (Binner, 1994; Henle et al., 1999; Binner et al., 1999).

Der konkrete Einfluss der anthropogen bedingten Fischotterverluste auf die Populationsentwicklung des Otters kann nicht abschließend beurteilt werden. Es muss davon ausgegangen werden, dass die Zahl der tatsächlich durch Straßenverkehr und Fischerei zu Tode gekommenen Otter höher ist als die Angaben aus dem Totfundkataster. Desweiteren gibt es keine verlässlichen Zahlen über die Populationsgröße und natürliche Mortalität. Es ist aber zu vermuten, dass die steigende Intensität des Straßenverkehrs und die dadurch bedingten Fischotterverluste erheblichen Einfluss auf die Fischotterpopulation haben werden (Binner, 1994; Henle et al., 1999; Binner et al., 1999). Aufgabe der Naturschutzbehörden und Straßenbauverwaltungen muss es sein, Gefahrenpunkte für wandernde Fischotter schrittweise abzubauen. Auch sollten alle Anstrengungen unternommen werden, durch konsequente Anwendung technischer Hilfsmittel das Ertrinken von Ottern in Reusen zu verhindern. Neben diesen punktuellen Maßnahmen ist die Erhaltung großer unzerschnittener und störungsarmer Lebensräume für den Fortbestand dieser Tierart in Mecklenburg-Vorpommern unverzichtbar (Binner et al., 1999). Die konsequente Umsetzung des kohärenten Netzes von Schutzgebieten im System von NATURA 2000, einschließlich der nach Artikel 10 der FFH-Richtlinie einzurichtenden Verbindungselemente, ist dazu ein wirksamer Ansatz.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Salzgrasländer im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette

L. Jeschke und Chr. Paulson

In weiten Bereichen bestimmen Grasländer das Erscheinungsbild der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Seit den Arbeiten von Fröde (1957/58) und Fukarek (1961, 1969) waren sie wiederholt Gegenstand landschaftsökologischer Untersuchungen, insbesondere im Zusammenhang mit der Küstendynamik und der Genese der Bodden (Slobodda, 1985, 1991; Jeschke 1983, 1996; Lange et al., 1986). Auch wurden Salzgrasländer hinsichtlich ihrer Bedeutung als Lebensraum für Küstenvögel betrachtet (Jeschke, 1982). Hier soll auf einige allgemeine Zusammenhänge eingegangen werden, und es soll eine Übersicht über die bedeutendsten Salzgraslandvorkommen im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft vorgestellt werden. Dabei sind Untersuchungsergebnisse, die im Rahmen von Werkverträgen mit dem damaligen Nationalparkamt Mecklenburg-Vorpommern erarbeitet wurden, berücksichtigt (Paulson & Raskin, 1994a/b, 1995, 1998).

Die Salzgrasländer sind bekanntlich an Überflutungsräume im Küstenbereich gebunden. Das vorherrschende Substrat ist ein mineralreicher Torf, der im Wesentlichen aus der Wurzelmasse der Salzgraslandpflanzen besteht. Als Torfbildner kommen in erster Linie Vegetationsformen beweideter „Salzwiesen“ in Frage. Torflager im Überflutungsraum der vorpommerschen Boddenlandschaften wurden erstmals ausführlicher von Bornhöft beschrieben (Bornhöft, 1884). Sie wurden von Succow (1981) erstmals als Überflutungsmoore gedeutet (vgl. auch Succow & Jeschke, 1986; Succow, 1988; Jeschke & Lange, 1993). Die Deutung der Torflager als Ergebnis von Verlandungsprozessen wird dem Phänomen nicht gerecht (Slobodda, 1992). Schließlich wurde am Beispiel der Karrendorfer Wiesen bei Greifswald die Entwicklung der Küstenüberflutungsmoore im mecklenburgisch-vorpommerschen Küstenraum zusammenfassend dargestellt (Holz et al., 1996; Janke & Lampe, 1996; Lampe & Wohlrab, 1996; Bernhard et al., 1996). Die Ergebnisse der genannten Arbeiten können hier jedoch nicht näher diskutiert werden, es ist lediglich festzustellen, dass die Salzgrasländer zu den eigenartigsten Ökosystemen der vorpommerschen Ostseeküste gehören.

Die nur einige Jahrhunderte alten „Salzwiesentorfe“ können auf unterschiedlichen Substraten aufgewachsen sein. Verbreitet sind sie auf mehr als 1 m mächtigen Schilftorflagern zu finden, deren Aufwachsen offenbar durch den littorinen Transgressionsfortgang gesteuert wurde. Ebenso können sie marinen oder „Boddensanden“ aufgelagert sein, selbst unmittelbar über pleistozänem Geschiebemergel können sie aufgewachsen sein. Zwischen den Torfen im Liegenden und den Salzwiesentorfen im Hangenden treten regelmäßig „Schlickbänder“ auf, deren Entstehung „noch nicht ausreichend geklärt“ ist (Janke & Lampe, 1996, S. 31). Es dürfte feststehen, dass die Basis der älteren „Salzwiesentorfe“ heute unter dem Niveau des

Meeresspiegels liegt. Die Salzwiesentorfe selbst dürften, wie Jeschke bereits 1982 vermutete, unter der Einwirkung aperiodischer Überflutungen und weiden der Rinder entstanden sein. Salzgrasländer zählen demnach zu den klassischen Halbkulturformationen, deren gegenwärtige Struktur als nutzungsbedingt zu charakterisieren ist. Dennoch bestand hinsichtlich ihrer Einbeziehung in den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft nie ein Zweifel. Die Aufrechterhaltung der charakteristischen Oberflächenstrukturen alter Salzgraslandstandorte erfordert jedoch eine Fortsetzung der Beweidung mindestens jener Flächen, denen als Brutbiotope sowie für ziehende Küstenvögel als Rast- und Nahrungsbiotope eine überregionale Bedeutung zukommt. Die nachfolgend vorgestellten Flächen nehmen auf diesen Umstand jedoch keine Rücksicht. Ausschlaggebend war allein ihre Größe, ihr Zustand, d. h. der Grad der Störung des natürlichen hydrologischen Regimes.

Die Inseln Kirr

Die Inseln Großer und Kleiner Kirr gehören mit einer Fläche von 380 ha zu den bedeutendsten Salzgrasländern im Bereich der Vorpommerschen Boddenlandschaft. Die Salzwiesentorflager sind auf den unterschiedlichen Substraten eines Rückstromdeltas aufgewachsen, z. T. lagern sie in den früheren Rinnen des Rückstromdeltas auf mächtigeren Schilftorfen. Großflächiger liegen sie jedoch auf den jungen umgelagerten Sanden, die in drei Bereichen die Torflager durchragen. Besondere Beachtung verdienen die Priele, die zusammen mit den Kolken, Röten und Salzpflanzen ein engmaschiges hydrologisches Netz bilden, wie es für alle Überflutungsgrasländer im Bereich unserer Boddenküsten charakteristisch ist. Anhand eines Profilschnittes und einer Vegetationskarte ist das Mosaik der Vegetationsformen, ihre Artenzusammensetzung und ihre Abhängigkeit von der Höhenlage und damit vom Überflutungsregime zu erkennen (vgl. Abb. 1 und 2).

Da eine möglichst umfassende Kenntnis der Nutzungsgeschichte einer Landschaft unabdingbare Voraussetzung für das Verständnis ihrer heutigen Pflanzendecke ist, seien nachfolgend in Ergänzung zu den Darlegungen von Stiefel und Scheuffler in diesem Band einige weitere Fakten mitgeteilt.

1979 richtete der Erstautor (L. J.), damals Mitarbeiter des Instituts für Landschaftsforschung und Naturschutz, Arbeitsgruppe Greifswald, eine Anfrage über frühere Nutzungen der Inseln Kirr an Rudolf Geertz in Müggenburg. Rudolph Geerts hatte sich als Lehrer mit heimatgeschichtlichen Fragen beschäftigt und dazu Daten gesammelt. Zur Insel Kirr hatte er eine besondere Beziehung durch seine Tochter, die den Sohn des Besitzers von Klein Kirr, Ernst Bussert, geheiratet hatte. Mit Schreiben vom 15. Juli 1979 erhielt

L. J. eine ausführliche Antwort. Da die damals zur Verfügung gestellten Unterlagen bisher kaum ausgewertet werden konnten, sollen sie hier auszugsweise dargestellt werden. Eine solche Darstellung erscheint uns um so mehr angebracht, als gerade für Halbkulturformationen, wie sie Salzgrasländer zum allergrößten Teil darstellen, die Nutzungsgeschichte die aktuelle Situation in einem ganz neuen Licht erscheinen lässt (Wegener, 1998). Es folgt der Bericht von Rudolph Geertz, der sich wesentlich auf die Chronik der Stadt Barth aus dem Jahre 1851 von Friedrich Oom stützt, in einer gekürzten und sehr zurückhaltend kommentierten Fassung:

Angaben zur Nutzungsgeschichte

Am 6. August 1326 belehnt König Christoph von Dänemark Herzog Heinrich von Mecklenburg und Johann Henning von Werle mit dem gesamten Fürstentum Rügen. Die Mecklenburger brachten die rügischen Vasallen auf dem Festlandsteil des Fürstentums Rügen durch Geschenke und Versprechungen auf ihre Seite. Unter diesen Vasallen wird auch ein „Flemming auf der Insel Kirr bei Barth“ genannt.

Um 1381 erwirbt die Stadt Barth die Insel Kirr. „Auf dem Kirr hat die Stadt Barth mit den Beamten und Gütern Divitz und Frauendorf eine gemeine Weide, dahin das Vieh des Sommers gebracht kann werden.“

1618 verzeichnet die Karte des Rostocker Mathematikprofessors Eilhardus Lubinus von Pommern auf der Insel Kirr einen Ort namens „Kiez“.

Für 1695 berichtet die Chronik: „Noch hat die Stadt zwei kleinere Oerter über Wasser, die Müggenburg, auch Kirr genannt, so beide an Pension geben sollen 30 R(eichstaler), künftig aber, weil es von der Fluth verdorben, nicht mehr so viel geben wollen, sondern weil sie ihres Lebens nicht sicher mit all davon ziehen wollen“.

1696 wird die Schwedische Matrikelkarte aufgenommen. Auf dem Großen Kirr existiert ein Bauerngehöft. In dessen unmittelbarer Umgebung wer-

den die Flächen als Wiesen, die übrigen Flächen als Weiden genutzt. Carsten Wallis und sein Bruder Martin Wallis leben als Hirten und Pächter auf der Insel Kirr.

1793/1812 werden als Eigentümer der Inseln Kleiner und Großer Kirr die Stadt Barth und Divitz genannt, wobei das Grundstück Klein Kirr (auf dem Großen Kirr) offenbar zum Gut Divitz (v. Krassow) gehörte. Als Pächter werden Wallis genannt.

1840 kauft Martin Bussert die Liegenschaft „Klein Kirr“, dessen Nachkommen bis 1970 Eigentümer von Klein Kirr waren.

1847 leben 34 Menschen auf den beiden Inseln Kirr.

1860 sind es 44 Menschen.

1905 verkauft die Stadt Barth ihren Teil der Insel an den damaligen Pächter Brockmann aus Satel für 30.000 Mark. Als Verwalter auf Kirr wird Paul Tabbert genannt.

1908 - 1920 wird der Gutsbezirk Groß Kirr gebildet, er umfaßt Groß Kirr, Klein Kirr und die Barther Oie. Es leben zwischen 11 und 14 Personen auf beiden Inseln.

1928 wird der Gutsbezirk aufgelöst, als letzter Gutsverwalter wird Karl Bussert genannt.

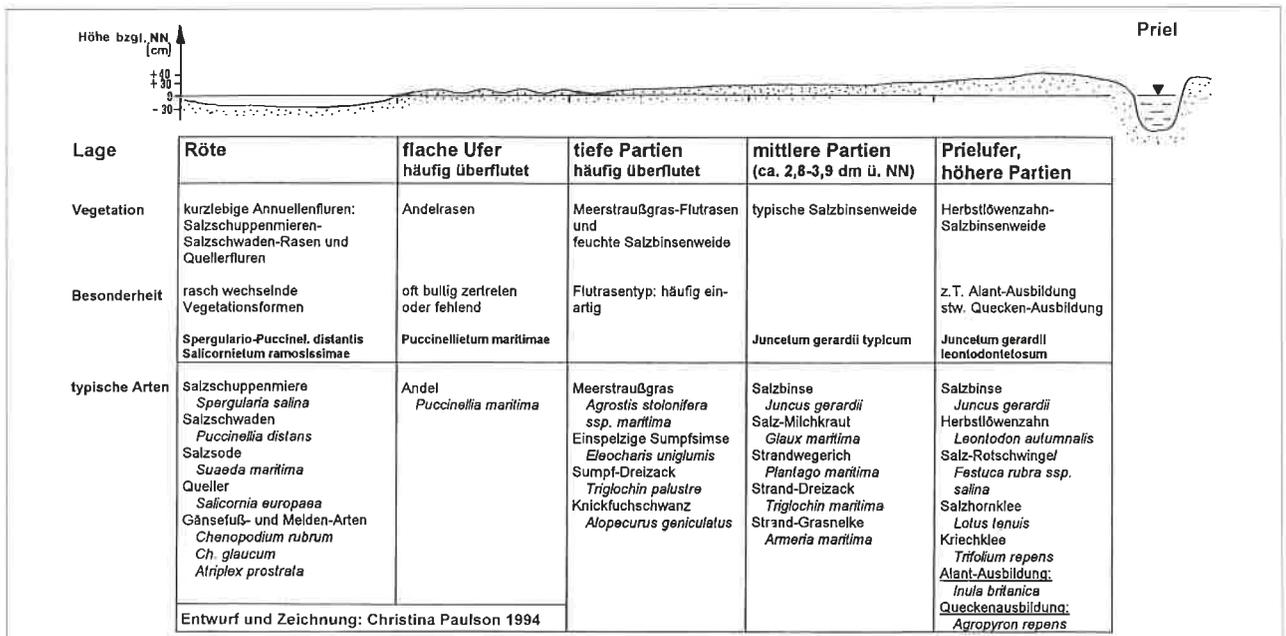
1945 werden auf dem Kirr vier Neubauernstellen geschaffen. Es ist unklar, ob diese auch tatsächlich vergeben wurden.

1947 übernimmt die Bäuerliche Handelsgenossenschaft den Großen Kirr für den sommerlichen Weideauftrieb.

1953 wird die LPG „5. März“ in Müggenburg gegründet. Sie besorgt den Weideauftrieb auf den Gr. Kirr und die Oie. Der Besitzer von Klein Kirr wird LPG-Vorsitzender, er verläßt die Insel. Die Hofstelle wird als Ferienunterkunft verpachtet.

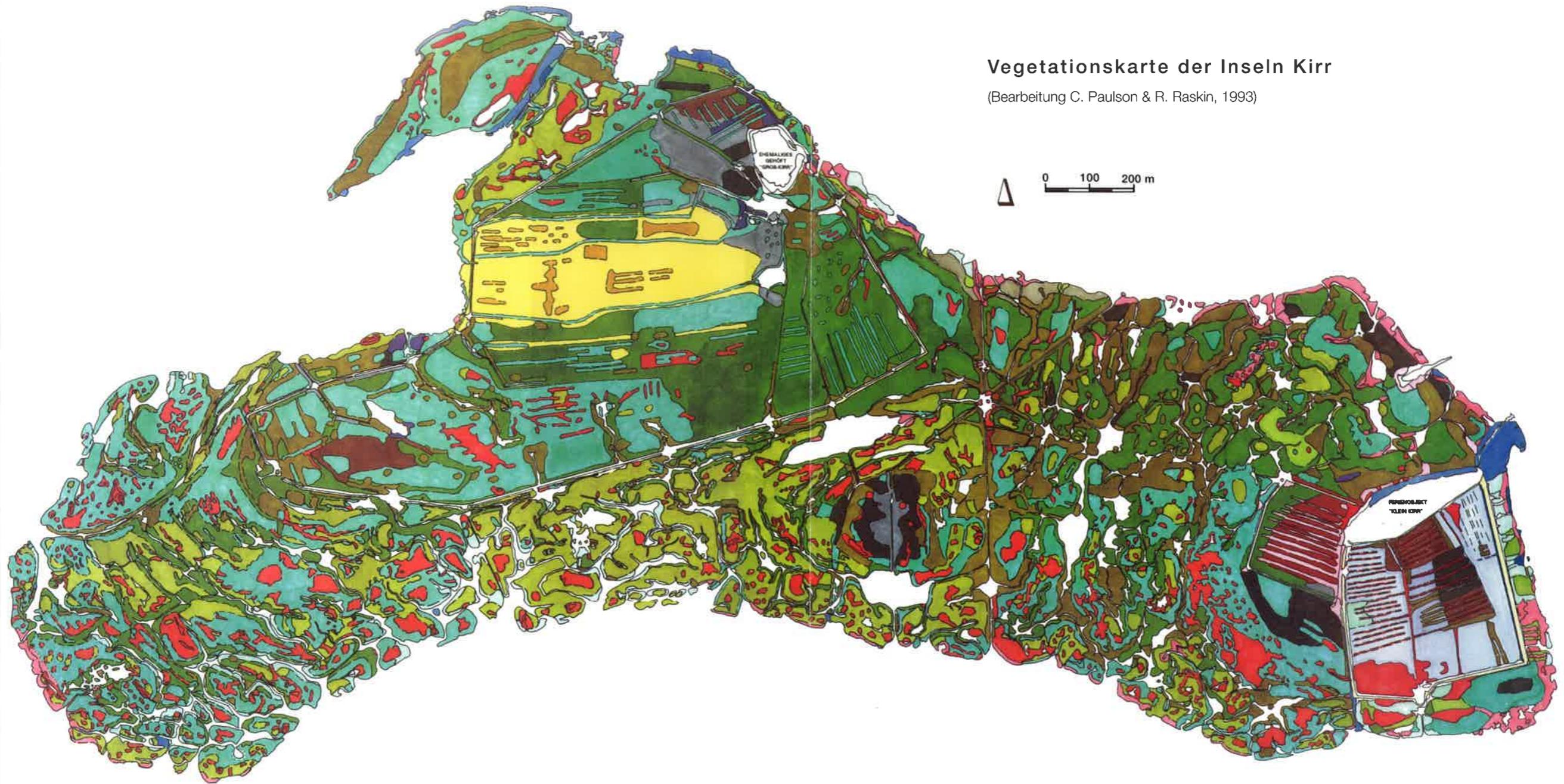
Abb. 1 (rechts): Vegetationskarte der Inseln Kirr (Bearbeitung C. Paulson & R. Raskin, 1993).

Abb. 2 (unten): Vegetationsprofil auf der Insel Großer Kirr (Entwurf und Zeichnung C. Paulson, 1994).



Vegetationskarte der Inseln Kirr

(Bearbeitung C. Paulson & R. Raskin, 1993)



I BRACKWASSERBEEINFLUßTE VEGETATION

BRACKWASSERRÖHRICHTE (*Bolboschoenetum maritimi*)

- Schilf-Ausbildung
- Salzteichsimsen-Ausbildung

RÖTEN UND SALZPFANNEN

- kurzlebige Annuellenfluren

SALZGRASLAND UND FLUTRASSEN

- Andelrasen (*Puccinellietum maritimae*)
- Salzschruppenmieren-Salzschwaden-Rasen (*Spergulario-Puccinellietum distantis*)

SALZBINSSENWEIDEN

- Komplex aus kleinflächig wechselnden Sumpfsimsen-Flutrasen und Salzbinsenweiden
- Meerstraußgras-Flutrasen und feuchte Ausbildung der Salzbinsenweide
- typische Subassoziation (*Juncetum gerardii typicum*)
- Herbstlöwenzahn-Subassoziation (*Juncetum gerardii leontodontetosum*)
- Quecken-Ausbildung
- verschliffene Salzbinsenweide
- Quecken-Dominanzbestand
- Rohrschwengel-Flutrasen (*Potentillo-Festucetum arundinaceae*)

II SÜSSWASSERBEEINFLUßTE VEGETATION

- Flechtstraußgras- und Knickfuchsschwanz-Flutrasen sowie Salzwiesenrispengras-Wegerich-Trittrassen
- Wiesenseggen-Gesellschaft
- fragmentarischer Borstgrasrasen
- Magerwiese (Molinion) mit Arten des Salzgraslandes
- Honiggras-Dominanzbestand
- Weidelgras-Weißklee-Weide (*Lollo-Cynosoretum*)
- Rotschwengel-Weide
- Vegetation der Deiche

1970 wird die ehemalige Hofstelle Klein Kirr an die Deutsche Seereederei verpachtet.

Die Situation in den 1930er Jahren und während des Zweiten Weltkriegs beleuchtet ein Zeitungsartikel aus der „Pommerschen Zeitung“ vom 22. Januar 1941, den Herr Geertz ebenfalls in Abschrift zur Verfügung stellte. Unter der Überschrift „Schafe weiden auf ehemaligem Ödland“ berichtet ein Autor „von Müller, Zingst“: „Bis zum Ende des (1.) Weltkriegs, teilweise auch bis in die Inflationszeit hinein, wurde Dachrohr, Heu und Stroh geworben. Mit dem Rückgang der Rinderhaltung verödeten die Wiesen mehr und mehr. Der Rohrwuchs gewann die Oberhand. Nur einige wenige Stellen zeigten noch eine zusammenhängende Grasnarbe. Auf Betreiben des Tierzuchtamtes Stralsund führten die Mitglieder des Ziegenzuchtvereins Zingst im Jahre 1933 die Schafzucht ein. Nach anfänglich nicht sehr befriedigenden Versuchen setzte es sich der Verein dann zum Ziel, die auf der Insel Groß Kirr liegenden Ödländereien zur Schafweide umzugestalten“.

1936 wurde der erste Versuch unternommen. „Die Kontrolle über die Schafherde ging aber bald verloren, weil das Rohr den Schafen über den Kopf wuchs. Der starke Rohrwuchs machte sich weiterhin in unliebsamer Weise sehr bemerkbar“.

1937 wurde ein erneuter Versuch unternommen. Es wurden drei Koppeln mit einer Schutzhütte für 100 Schafe errichtet. Und weiter heißt es: „Obwohl die Schafhaltung sich nun recht erfreulich ausdehnte, konnten vorerst nicht alle Koppeln mit Schafen besetzt werden. Deshalb und um den Rohrwuchs etwas einzudämmen, wurden zwei Koppeln mit Sterken besetzt. Bis 1940 bot sich noch einmal Gelegenheit, die letzten 34 Morgen zu pachten und einzukoppeln. Somit waren rund 250 Morgen zur Nutzung eingekoppelt“.

Schließlich berichtet der Autor der Pommerschen Zeitung über Maßnahmen zur „Verbesserung“ des Wasserhaushaltes: „Der Versuch, den Wasserstand zu regeln, musste sich darauf beschränken, 1. die alten vorhandenen Entwässerungsgräben in Ordnung zu bringen und 2. die das gesamte Gelände durchziehenden Riegen (natürliche Senken in einer Tiefe von 10 bis 50 cm) mit den Entwässerungsgräben oder der Fitt bzw. dem Zingster Strom zu verbinden“.

Aus dem zitierten Bericht geht zweifelsfrei hervor, dass mit Schafen allein die charakteristische Salzweidenstruktur nicht zu stabilisieren, sondern dieses nur mit Rindern zu erreichen ist. Schafe können immer nur zusätzliche Weidegänger sein. Ebenso bemerkenswert sind die Hinweise zur Regelung der Wasserstände, das heißt, es ist Sorge zu tragen, dass das Prielnetz funktionstüchtig gehalten wird. Wird dieses vernachlässigt, so kann es zur Bildung ausgedehnter Röten und schließlich gänzlich vegetationsfreier Flächen kommen.

Die Vegetation des Kirr und die seit Anfang der 70er Jahre eingetretenen Veränderungen

Auf dem Großen Kirr ist die Salzbinsenweide die dominierende Vegetationsform, sie nimmt etwa 90 % der

Inselfläche in Bereichen von 0,1 bis 0,5 m NN ein (Paulson & Raskin, 1994 a) (Abb. 2). In tieferen Bereichen schließt sich der Meerstraußgras-Flutrasen an, der an etwa 60 Tagen im Jahr überflutet ist (Bockholt et al., 1991). Bei mehrjähriger Unterbrechung der Beweidung wandert ziemlich schnell das Schilf ein. Der Meerstraußgras-Flutrasen geht zum Trockeneren hin in die feuchte Ausbildung der Salzbinsenweide über, die durch die Einspelzige Sumpfsimse (*Eleocharis uniglumis*) und einem hohen Anteil des Meerstraußgrases (*Agrostis stolonifera* ssp. *maritima*) gekennzeichnet ist. Beide Arten verweisen auf eine Abflusshemmung des Niederschlagswassers auf diesen Flächen. Die typische Salzbinsenweide ist deutlich trockener, d. h. Niederschlags- und Überflutungswasser können schneller ablaufen. Die seltener überfluteten, höher gelegenen Flächen werden von der Herbstlöwenzahn- (*Leontodon autumnalis*)-Ausbildung der Salzbinsenweide eingenommen. Diese Vegetationsform kann auch als Rotschwengel-Salzweide definiert werden. Als ein besonderes Problem entwickelte sich nach den massiven Düngungen in den 1960er und 1970er Jahren die Ausbreitung der Quecke (*Agropyron repens*). Anfang der 1970er Jahre wurde von Jeschke (unpubl. u. 1982) die Vegetation der Insel Kirr aufgenommen und kartiert. Aus dem Vergleich mit der 1993 erfolgten Aufnahme der Insel durch Paulson & Raskin (1994 a) ergeben sich folgende, zwischenzeitlich eingetretene Veränderungen:

1. Die Reinbestände der Quecke, deren Ausbreitung in den 60er Jahren massiv einsetzte, sind nur unwesentlich geschrumpft - trotz der seit den 80er Jahren praktizierten selektiv verstärkten Beweidung dieser Flächen. Allerdings war der Queckenbestand auf der bedeckten, ehemaligen Ackerfläche bei der Ferienanlage Klein Kirr, von etwa 80 %, 20 Jahre später auf 30 - 40 % zurückgegangen. Hier hatten sich inzwischen Meerstraußgras-Flutrasen ausgebreitet. Ebenso sind die Queckenreinbestände auf der Insel Kleiner Kirr und auf der Nordwestseite des Großen Kirr inzwischen in die Quecken-Rotschwengel-Salzweide übergegangen. Diese Vegetationsform dominierte in den 70er Jahren an allen Prielrändern im gesamten Ostteil der Insel. Bis 1993 waren ihre Bestände hier um etwa 50 % zurückgegangen. Hier ist eine deutliche Regeneration der typischen Salzbinsenweide festzustellen. In den 1970er Jahren war die Quecke in nahezu allen Vegetationsaufnahmen der typischen Salzbinsenweide enthalten. 1993 fehlte sie hier bereits weitgehend. Die Quecke dürfte dort auch in Zukunft weiter zurückgehen.
2. Besonders auffällig ist der Rückgang der Grasnelke (*Armeria maritima*). Im mittleren und westlichen Inselteil bildete die Grasnelke in den 1970er Jahren noch Massenbestände, 20 Jahre später war sie nahezu vollständig verschwunden.
3. Im Polder auf der Westseite der Insel sind offenbar als Folge längerer Überstauungen neue Röten entstanden. Gleichzeitig sind im Polder Ansätze einer Regeneration der typischen Salzbinsenweide festzustellen.



Abb. 3: „Salzpfanne“ auf dem Großen Kirr.

Abb. 4: Torfkliff am Südufer der Insel Kirr.



4. Auf Grund der reduzierten Trittbelastungen des Nordufers der Insel hatten sich hier bis 1993 geschlossene Andelrasen entwickelt.
5. Zu den auffälligsten Veränderungen der süßwasserbeherrschten Standorte gehört die Aushagerung. Im großen Polder im Westteil der Insel verwandelte sich die in den 1970er Jahren dort kartierte Weißklee-Weidelgrasweide in einen Honiggras-reichen Weiderasen, z. T. mit dem Borstgras (*Nardus stricta*). Auf den tiefer gelegenen Flächen in diesem Polder bilden inzwischen Vegetationsformen mit der Wiesensegge und dem Meerstraußgras größere Bestände.
6. Schließlich haben sich auf dem Kirr seit den 1970er Jahren die Schilfbestände verringert.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich offenbar der Nährstoffeintrag verringert hat und sich eine Aushagerung andeutet. Der Weidedruck allerdings scheint weiter zurückgegangen zu sein, und mit Ausnahme des großen Polders im Westteil der Insel ist

das hydrographische Netz der Röten und Priele weitgehend funktionstüchtig. Gleichzeitig ergibt ein Vergleich mit anderen Salzgraslandflächen im Nationalpark, dass die Vegetation der Inseln Kirr nach wie vor für die nordostdeutsche Boddenlandschaft den Typ alter, beweideter Küstenüberflutungsmoore in hervorragender Weise repräsentiert (vgl. Jeschke et al., 1980).

Die Insel Barther Oie

Die knapp 80 ha große Insel Oie wird durch die nur 500 m breite Fitt von den Inseln Kirr getrennt. Sie unterscheidet sich vom Kirr durch einen mehr als die Hälfte der Insel einnehmenden pleistozänen Kern, an den besonders im Norden und Süden Küstenüberflutungsmoore anschließen. Die Salzwiesentorfe lagern entweder unmittelbar auf den „Boddensanden“ oder im Bereich der an den Ufern angeschnittenen Senken über knapp 1 m mächtigen Schilftorfen.

Die Entwicklung der Vegetation im Bereich der Küstenüberflutungsmoore wurde durch den Bau von Boddendeichen vermutlich im 19. Jahrhundert tiefgreifend gestört. Das Prielnetz wurde durch Gräben ersetzt, allerdings verzichtete man auf Schöpfwerke, so dass die Flächen zwar langsamer überflutet wurden, jedoch lief das Bodden- und Niederschlagswasser dafür auch langsamer ab. So kam es zu längerfristigen Überstauungen und schließlich zu einem großflächigen Strukturverfall der beweideten Küstenüberflutungsmoorflächen. In Bezug auf die Nutzungsgeschichte ist die Oie im Großen und Ganzen mit dem Kirr vergleichbar (Abb. 3 und 4).

Die Vegetation der Oie und die seit Anfang der 1970er Jahre eingetretenen Veränderungen

Der in den 1970er Jahren einsetzende Strukturverfall machte sich zunächst nur in der Vergrößerung der Röten bemerkbar. Er konnte auch nicht durch eine Instandsetzung des alten Grabennetzes aufgehalten werden. Die Fläche der Röten ist seit 1982 kaum kleiner geworden. In den länger überstauten Röten treten kurzlebige Annuellenfluren auf. Dazu gehören Quellerfluren z. T. mit der Salzsode. Als Besonderheit wurde in den 1970er Jahren hier auch der sehr seltene Dickblättrige Gänsefuß (*Chenopodium botryoides*) gefunden. Ferner besiedelt der Salzschuppenmieren-Salzschwadenrasen in den Röten der Oie gegenwärtig unverhältnismäßig große Flächen. An den Rändern der Röten bildet der Meerstraußgras-Flutrasen meist recht schmale Gürtel. In stärker ausgesüßten Röten treten das Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*) und die Einspelzige Sumpfsimse stärker hervor. Im Bereich der Röten fallen einzelne Salzbinsenhorste (*Juncus gerardii*) auf, sie müssen wohl als Reste der hier einstmals flächendeckend existierenden Salzbinsenweide gedeutet werden. Eine Regeneration dieser Vegetationsform dürfte in Abhängigkeit vom Weideregime und vom Überflutungsgeschehen längere Zeit in Anspruch nehmen.

Noch immer besetzt die Quecke im Bereich der früheren Salzbinsenweide größere Flächen, meist handelt

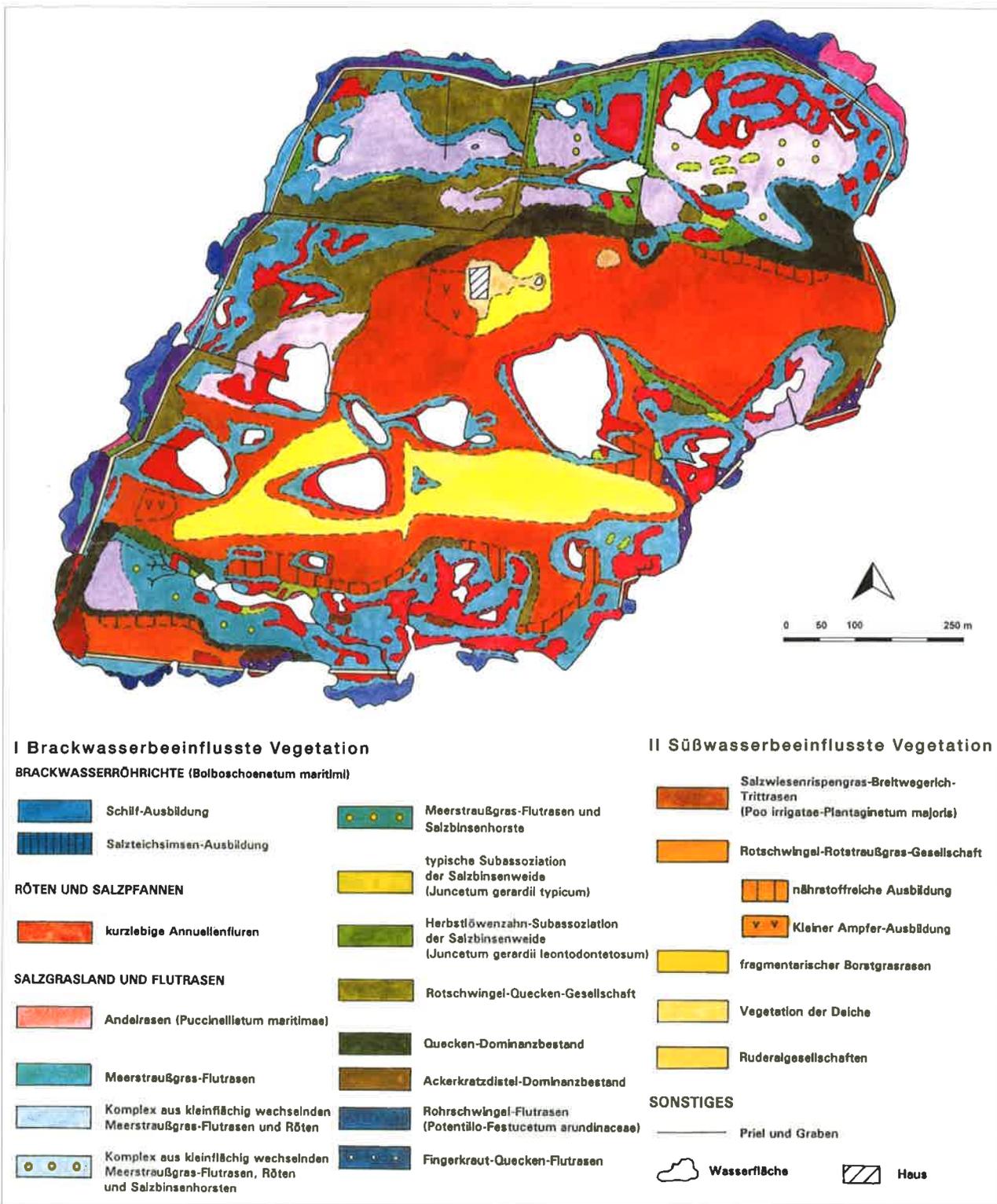


Abb. 5: Vegetationskarte der Insel Barther Oie (Erfassung durch C. Paulson, R. Raskin, G. Lemnartz & M. Ross, 1993).

es sich um die Quecken-reiche Rotschwengel-Salzweide. Die typische Salzbinsenweide existiert auf der Oie nur noch in Rudimenten (Abb. 5). Besonders bemerkenswert sind die auf dem pleistozänen Inselkern entwickelten Grasfluren, die allesamt als Auffassungsstadien auf früheren Ackerstandorten

zu verstehen sind. Es treten sowohl von Rotschwengel (*Festuca rubra*) durchsetzte Rotstraußgras- (*Agrostis tenuis*)-Fluren als auch vom Borstgras (*Nardus stricta*) beherrschte Vegetationsformen auf. Im Bereich einer ehemaligen Brandfläche ist ein Magerrasen mit dem Kleinen Ampfer (*Rumex acetosella*) entwickelt. Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich die genannten Vegetationsformen auf der Oie durch eine bemerkenswerte Stabilität auszeichnen, das gilt übrigens auch für die Rohrschwengel- und Schilfrohrbestände (Abb. 6).

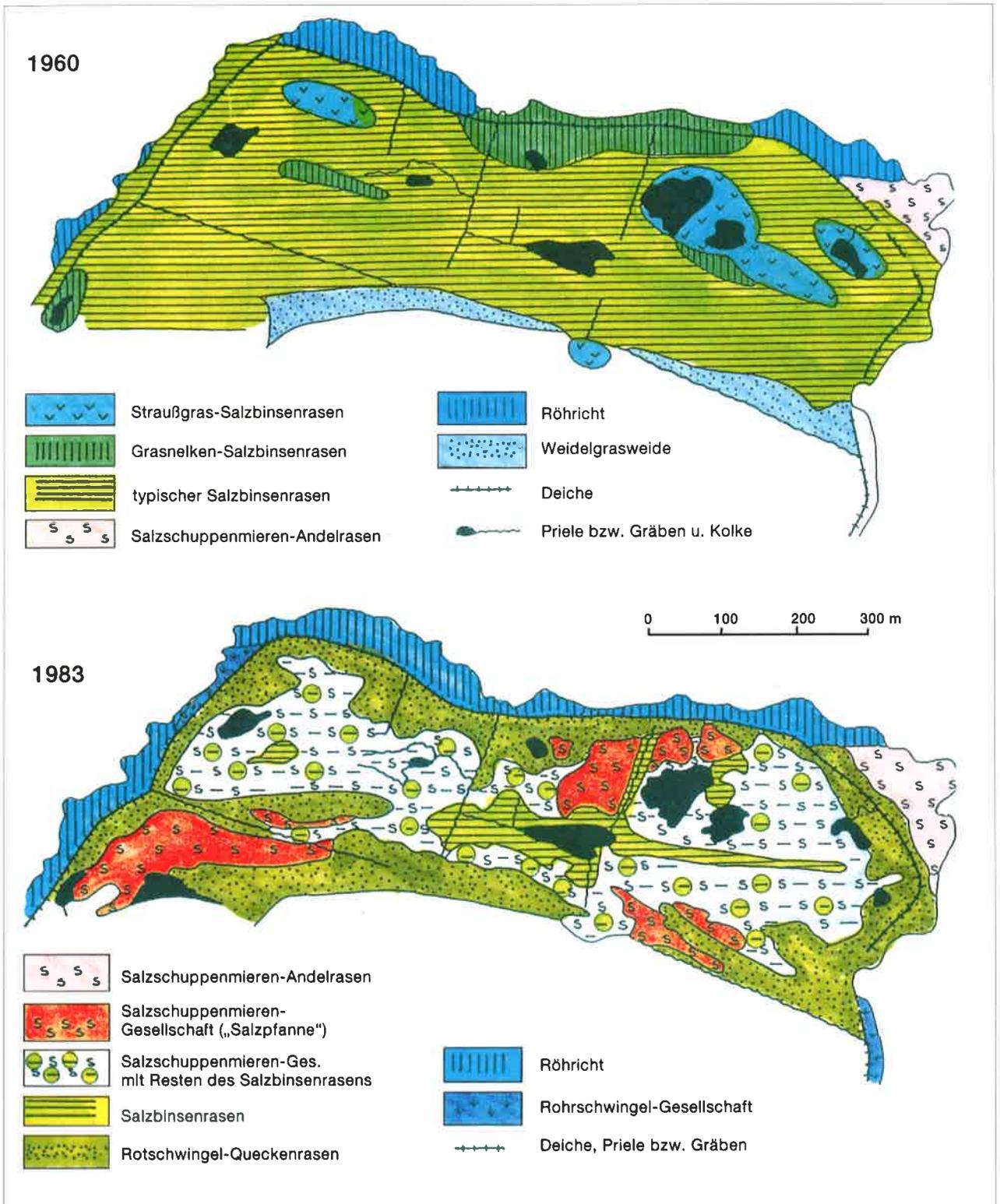


Abb. 6: Die Vegetationsentwicklung im Nordteil der Insel Die zwischen 1960 und 1983 (n. Jeschke, 1985).

Seit 1983 (vgl. Jeschke, 1985) sind nur unmerkliche Vegetationsänderungen festzustellen. Auf die Situation der Röten wurde bereits hingewiesen. Im Bereich der Borstgrasflächen fehlte 1972 die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*) vollständig, 1983 war sie dort bereits häufig, ebenso 1993. Dieses spricht für eine zunehmende Nährstoffanreicherung (Abb. 7).

Die Schmidt-Bülten

Ursprünglich waren „die Schmidt-Bülten“ drei Inseln im Mündungsbereich des Prerowstromes und des Hundetiefs im Bodstedter Bodden, es handelt sich somit um Bildungen eines Rückstromdeltas. Sie besaßen keine mineralischen Kerne. Durch Aufspülungen und den Bau des Boddendeiches auf der Halbinsel Zingst wurde die nördliche Insel 1970 an die Halbinsel Zingst angeschlossen, die beiden übrigen Inseln wurden durch Baggergutaufspülungen zu einer Insel



Abb. 7: Amphibische Landschaft auf der Insel Oie.

vereinigt. Mit Ausnahme dieser Baggergutdeponie besteht der Schmidt-Bülten aus einer geringmächtigen Salzwiesentorfdecke (Abb. 8).

Die Vegetation der neuen Insel Schmidt-Bülten wurde erstmals im Jahre 1993 von Paulson & Raskin (1994 a) aufgenommen. Demnach wird der größte Teil der neuen Insel von verschliffenen Meerstraußgras-Flutrasen eingenommen. In den Prielen haben sich durchweg Brackröhrichte entwickelt. Auf allen etwas höher gelegenen Flächen tritt die Quecken-reiche Herbstlöwenzahn-Salzweide auf. Die hochgelegenen Spülflächen werden von einem Salzwiesenrispengras-Queckenrasen eingenommen.

Die Schmidt-Bülten können als Beispiel für ein zerfallendes Salzgrasland infolge einer ungenügenden Beweidung und veränderter hydrographischer Verhältnisse gelten. Besonders eindrucksvoll konnte hier 1993 das Aufschwimmen sich auflösender Salzwiesentorfe bei Hochwasser beobachtet werden. Eine Rückführung der Flächen in beweidbares Salzgrasland scheint mit fortschreitender Zeit immer weniger möglich und wohl auch immer weniger sinnvoll.

Salzwiesen am Prerowstrom

Am nördlichen Ende des Prerowstromes, unmittelbar am Rande der Ortslage Prerow, liegen außendeichs zwei Salzgraslandflächen, die seit altersher beweidet werden. Es handelt sich um terrassenartige, deutlich strukturierte Flächen, deren geringmächtige, relativ junge Salzwiesentorfe auf Seesand lagern (Abb. 9).

Das Vegetationsmosaik der Salzwiesen am Prerowstrom entspricht weitestgehend den bereits geschilderten Verhältnissen des Kirr bzw. der Schmidt-Bülten. Tiefer gelegene Flächen werden von einem Brackröhricht mit der Salzteichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) eingenommen. Es schließen sich beachtliche Flächen mit dem Meerstraußgras-Flutrasen an. Die typische Salzbinsenweide nimmt dagegen nur kleine Flächen ein, verbreiteter ist die Rotschwin-



Abb. 8: Westufer der Schmidt-Bülten, junges Küstenüberflutungsmoor mit Salzaster-Röhricht.

gel-reiche Salzbinsenweide. Schließlich spielen auch im Bereich der Salzwiesen am Prerowstrom Queckenbestände eine Rolle.

Die Salzgraslandflächen am Prerowstrom stellen die letzten Reste der vor der Eindeichung im Bereich des östlichen Darß und Zingst ausgedehnten Salzweiden dar. Sie vermitteln, gerade weil sie am Rande der Ortslage von einer viel befahrenen Straße und dem Aussichtspunkt auf der Hohen Düne gut einsehbar sind, einen Eindruck von der Struktur und ästhetischen Qualität der vorindustriellen Kulturlandschaft im Bereich der Boddenküsten. Im Gegensatz zum Schmidt-Bülten bereitet hier die Beweidung in Bezug auf die Erreichbarkeit und die Trittfestigkeit des Bodens keinerlei Schwierigkeiten.

Abb. 9: Blick von der Hohen Düne auf das Salzgrasland am Prerowstrom.



Salzgrasland am Südrand der Sundischen Wiese

Über eine Strecke von etwa 11 km erstreckt sich am Südufer des Ostzingst von Müggenburg bis Pramort zwischen der Uferlinie und dem Deichfuß ein schmales Salzwiesenband. In Anbetracht der Höhenverhältnisse ist davon auszugehen, dass etwa die Hälfte der Fläche des Ostzingst vor der Eindeichung von Vegetationsformen der Salzgrasländer eingenommen wurde. Das geologische Grundgerüst der Halbinsel bildet das pleistozäne Relief, das im Zuge des Transgressionsfortganges eingeschliffen und durch die Bildung von Strandwällen und eines Dünengürtels im Holozän überformt worden ist. Über den flach nach Süden in den Bodden ausstreichenden Strandwällen haben sich dann seit dem Mittelalter Salzwiesentorflager als Überflutungsmoore gebildet. Diese Torflager grenzen in einer weiten Wellenlinie an den Bodden, drei „Haken“ bildend. Die Entstehung dieser nach Süden gerichteten Ufervorsprünge hängt offenbar mit den bereits von Hurtig (1954) angenommenen pleistozänen Strukturen im Liegenden der Torflager zusammen. Ähnlich wie die exponierten Torfkliffs des Kirr und der Oie unterliegen auch die nicht durch Röhrichte geschützten Torfufer im Bereich des Ostzingst der Erosion (Abb. 10).



Abb. 10: Intaktes Salzgrasland am Südufer des Ostzingst.

Nach Paulson & Raskin (1994b) umfasst das Inventar an Vegetationsformen hier aufgrund der Analyse von vier Transsekten in Prielen Brackröhrichte, im Bereich der exponierten und dem Wellenschlag ausgesetzten Ufer Andelrasen, in trockengefallenen Rötten Quellfluren, und schließlich die verschiedenen Ausbildungen der Salzbinsenweide. Am Deichfuß treten regelmäßig Rohrschwengel-Flutrasen auf. Queckenbestände spielen hier im Deichvorland kaum eine Rolle. Die Entwicklung von Röhrichten im Uferbereich wird entweder durch den Weidegang von Rindern oder durch den Wellenschlag verhindert. Sollte die Beweidung dieser Flächen eingestellt werden, so ist wenigstens an den nicht so stark exponierten Uferabschnitten mit dem Aufwachsen des Strandaster-Schilfröhrichtes zu rechnen.

Der Große Werder

Östlich von Pramort erstreckt sich die ca. 10 km lange „Bockplatte“, der wenigstens drei Inseln aufgesetzt sind. Während die östlichen Kleinen Werder bereits in den 1950er Jahren vegetationskundliche Bearbeitungen erfuhren (Voderberg, 1955; Voderberg & Fröde, 1963, 1967), wurde der Große Werder erst von Paulson & Raskin im Rahmen des Werkvertrages mit dem Nationalparkamt Mecklenburg-Vorpommern 1994 aufgenommen und kartiert (Paulson & Raskin, 1995). Die Ergebnisse, einschließlich der mehrfarbigen Vegetationskarte, wurden in der Schriftenreihe „Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern“ publiziert (Paulson & Raskin, 1998). Das Salzgrasland dieser Inseln soll deshalb hier der Vollständigkeit halber zusammenfassend kurz charakterisiert werden.

Der Große Werder nimmt auf der westlichen Sandplatte des Bock eine Fläche von etwa 125 ha ein. Ein bis 2,5 m über NN aufragender West-Ost verlaufender und z. T. von Flugsanden überdeckter Strandwall bildet das Rückgrat der Insel. Dieser Strandwall besteht aus grobem Kies, durchsetzt mit Feuersteinen. Vermutlich ist dieser Strandwall zeitgleich mit den Feuersteinstrandwällen auf der Fährinsel während des Littorina-Höchststandes der Ostsee entstanden. Im Nordwesten und Westen haben sich vor diesem Hauptstrandwall jüngere Strandwallfächer aus feinkörnigem Material gebildet. Im Nordwesten des Großen Werder hat sich der Landzuwachs fortgesetzt. Es haben sich jedoch weniger klassische Strandwälle gebildet, vielmehr ist es der Wind, der bei Niedrigwasser von der Bockplatte und von den Dünen her Sand anweht. Dabei entstehen unter Mitwirkung der Vegetation höchst eigenartige Primärdünenfelder. Als Sandfänger spielt vor allem der Anedel (*Puccinellia maritima*) eine Rolle. Die hohen Dünengräser treten an der vordersten Front der Landwerdung deutlich zurück. Die weitere Abfolge der Vegetation gibt das von Paulson entworfene Vegetationsprofil wieder (Paulson & Raskin, 1995). Während es sich in den Riegen im Bereich der jungen Strandwälle um primäre Salzbinsenrasen und Salzboden-Pionierfluren handelt, schließen auf der Südseite des Großen Werder an den Hauptstrandwall alte Salzbinsenweiderasen auf Überflutungsmoorstandorten an. An den weniger stark beweideten Prielrändern ist hier das Strandbinsenried eine auffällige Erscheinung. Auf den trockenen Strandwällen herrschen Magerrasen mit Drahtschmiele, Honiggras (*Holcus lanatus*) und Rotschwengel vor. Als Besonderheit stellten Paulson & Raskin (1995) auf süßwasserbeherrschten Standorten im Bereich des alten Strandwalles Anmoorbildungen mit dem Schmalblättrigen Wollgras und der Wiesensegge sowie im Übergangsbereich zwischen brack- und süßwasserbeeinflussten Standorten den Hauhechel-Lückenseggenrasen fest.

Der Große Werder stellt in mehrfacher Hinsicht eine überaus interessante Bildung dar. Seit der Schwedischen Landesaufnahme von 1695 ist die Insel im Nordwesten kräftig gewachsen, auf der Südseite, im Bereich des Küstenüberflutungsmoores, sind dage-

gen erhebliche Landverluste eingetreten. Das Küstenüberflutungsmoor nimmt gegenwärtig etwa 10 % der Inselfläche ein. Die Stabilisierung der Salzwiesenriffe ist eine Fortsetzung der Beweidung gebunden, allerdings verhindert der Weidegang der Rinder hier am Boddenufer die Ausbildung eines, das Überflutungsmoor schützenden Röhrichtgürtels. Ebenso reduziert eine weidebedingte kurzrasige Vegetation am Nordrand der Insel die Sandfangfunktion dieser Vegetation. Paulson & Raskin (1998) diskutieren diesen Konflikt. Sie verweisen allein unter dem Gesichtspunkt des floristischen Artenschutzes darauf, dass die übergroße Mehrheit der seltenen und gefährdeten Pflanzenarten von der natürlichen Küstendynamik abhängen. Diese Arten sind an Standorte gebunden, die „auf regelmäßige Unterbrechung der Sukzession durch mechanische Störungen, wie Überflutung, Erosion und Akkumulation im Zuge der Küstenprozesse angewiesen sind“, wie dies in wechselnder Intensität für solche jungen Landbildungen charakteristisch ist. Die Autoren kommen deshalb zu dem Schluss: „Aus landschaftsökologischer Sicht hat in jedem Falle die Sicherung der ungestörten Küstenprozesse und der Sukzession Priorität“. Dieser Auffassung möchten wir uns nachdrücklich anschließen.

Die Kleinen Werder-Inseln

Seit der ersten Bearbeitung der aufgespülten Insel Bock einschließlich der Kleinen Werder-Inseln in den 50er Jahren durch Voderberg (1955) hat sich die Vegetationsdecke der „Werder“ offenbar wenig verändert. Auch die Lage und Form entspricht, wie ein Vergleich der Karten von Voderberg & Fröde (1967) mit Luftbildern aus den 90er Jahren ergibt, weitgehend den heutigen Verhältnissen. Bemerkenswert ist die rundliche Form der Kleinen Werder, die eher auf Erosionsprozesse, als auf Akkumulationsvorgänge hinweisen könnte. Da sich jedoch auch im Inneren der Inseln bogenförmige Strukturen (Priele, flache Strandwälle) abzeichnen, muss die rundliche Form als Besonderheit des Landbildungsprozesses auf der wenige Zentimeter unter dem Mittelwasser liegenden, breiten Sandplatte des Bock gedeutet werden. Es drängt sich ein Vergleich mit der Dynamik der Neulandbildungen im Bereich des Darßer Ort oder im Bereich der Mündung des Peenestromes auf. Während die „Bernsteininseln des Darßer Ort“, die bei östlichen Winden der vollen Wellenenergie ausgesetzt sind, immer wieder langgestreckte Formen aufweisen, „freien Strandwallbildungen“ vergleichbar, treten rundliche Inseln als Neulandbildungen offenbar im Bereich weniger exponierter Akkumulationsräume auf, wie insbesondere auch die Neulandbildungen an der Nordspitze der Insel Usedom belegen. Schon auf der Karte von Voderberg deutet sich die Entstehung weiterer, bei Mittelwasser trockenfallender Landflächen an, die von Salzboden-Pionierfluren besiedelt werden. Vorherrschende Vegetationsform der älteren Inseln ist die Salzbinsenweide in feuchteren und trockenen Ausbildeformen. Alle drei Inseln besitzen höher gelegene Flächen, die auf Strandwälle zurückgehen (Abb. 11). Voderberg kartierte dort Bestände einer Weißklee-Weidelgrasweide. Im Inneren der Inselchen

treten riegenartige Vertiefungen mit dem Brackröhricht und größere Meerstraußgras-Röten auf. Im Süden grenzen Neulandbildungen an, die auf die hier erfolgten Baggergutdeponien zurückgehen. Da diese Flächen voll im Überflutungsbereich liegen, weisen sie bereits typische Salzgraslandstrukturen auf. Auf die Vegetation der aufgespülten „Insel Bock“ soll hier nicht näher eingegangen werden.



Abb. 11: Luftaufnahme der Kleinen Werder, Aufn. 1990. Im Vordergrund am Festland Wendisch Langendorf.

Schlußbemerkung

Die Salzgrasländer im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft zählen zu den eigenwilligsten Küstenlebensräumen im Bereich der südlichen Ostsee. Sie entstehen als primäre Sukzessionsstadien im Zuge von Neulandbildungsprozessen. Im β -mesohalinen bis oligohalinen Bereich werden sie in der Regel von Röhrichten abgelöst. Unter der Einwirkung des Weidegangs von Rindern und episodischer Überflutungen können sich daraus Salzgraslandformen der Küstenüberflutungsmoore entwickeln. Die seit dem ausgehenden Mittelalter beweideten Küstenüberflutungsmoore unterliegen einer bemerkenswerten Dynamik. Einerseits kann es in Abhängigkeit der Funktionstüchtigkeit des hydrographischen Netzes zu großflächigen Auflösungserscheinungen im Prozess der Bildung von Röten und Kolken kommen. Andererseits unterliegen die ungeschützten Ufer der Torflager einer stetig fortschreitenden Ufererosion. Auf jeden Fall werden die Salzgrasländer immer wieder Biologen und Geographen anregen, nach Antworten auf die Fragen nach dem „woher“ und „wohin“ zu suchen. Und jeder Besucher des Nationalparks, der bereit ist, sich dieser einzigartigen Natur zu öffnen, wird etwas Unvergessliches in seinen Alltag mitnehmen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

L. Jeschke und M. Succow

Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft umfasst mit den Halbinseln Darß, Zingst und Bug, der Insel Hiddensee und mehreren kleinen Inseln sowie den Boddenengewässern zwischen dem Fischland und West-Rügen einen repräsentativen Ausschnitt vorpommerscher Bodden- und Küstenlandschaft, einer markanten Großlandschaft im östlichen Deutschland (Abb.1).

Die enge Verzahnung von Festland und Meer bedingt eine außergewöhnliche Vielfalt an geomorphologischen Strukturen und Prozessen, biologischen Formen (Pflanzen- und Tierarten), Lebensräumen und Vegetationsformen, wie sie für Landschaften mit starken ökologischen Gradienten und mit Grenzlebensräumen charakteristisch sind.

Im Folgenden soll der Nationalpark mit seinen Besonderheiten vorgestellt werden. Schließlich sollen Schutzziele erläutert, und es soll auf einige aktuelle Probleme vor dem Hintergrund der allgemeinen Nationalpark- und Wildnisdiskussion hingewiesen werden.

Die Küstenformen

Nahezu das gesamte Formenspektrum holozäner Ausgleichsküsten mit ihrer natürlichen Dynamik, mit Küstenabtrag und Landbildung sind hier erhalten. Moränenkerne mit Steilküsten unterschiedlicher Formen wechseln mit Haken, Nehrungen und Höftländern unterschiedlichen Alters, Strandseen und Strandsümpfe mit Strandwällen und Dünen, Flutrinnen mit ausgedehnten Flachwasserbereichen, die bei niedrigem Wasserstand als Windwatt trockenfallen.

Mehr als 70 m erhebt sich die Kliffküste des Dornbuschs auf Hiddensee über den Meeresspiegel (Abb. 15) und bildet auf einer Strecke von mehr als 4 km den imposantesten pleistozänen Aufschluss an der südlichen Ostseeküste. Es handelt sich um eine nach Nordwesten geöffnete Stauchmoräne. In den Geschiebemergel sind Cyprinintone, die als Wasserstauer wirken, eingelagert. Hier kommt es immer wieder zu Abrutschungen größerer Schollen, so dass sich eine ungewöhnlich komplizierte Kliffstruktur herausgebildet hat. Im nordöstlichen Bereich des Dornbuschs geht die Stauchmoräne in eine kaum gestörte Grundmoräne über, und das Kliff fällt senkrecht zum Strand ab. Zu den bemerkenswertesten Erscheinungen gehören hier Brandungskehlen und Brandungshöhlen. Scholldynamik und die Klifferosion durch die unmittelbare Einwirkung der Wellenenergie bewir-

Abb. 1: Grenzen des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft.

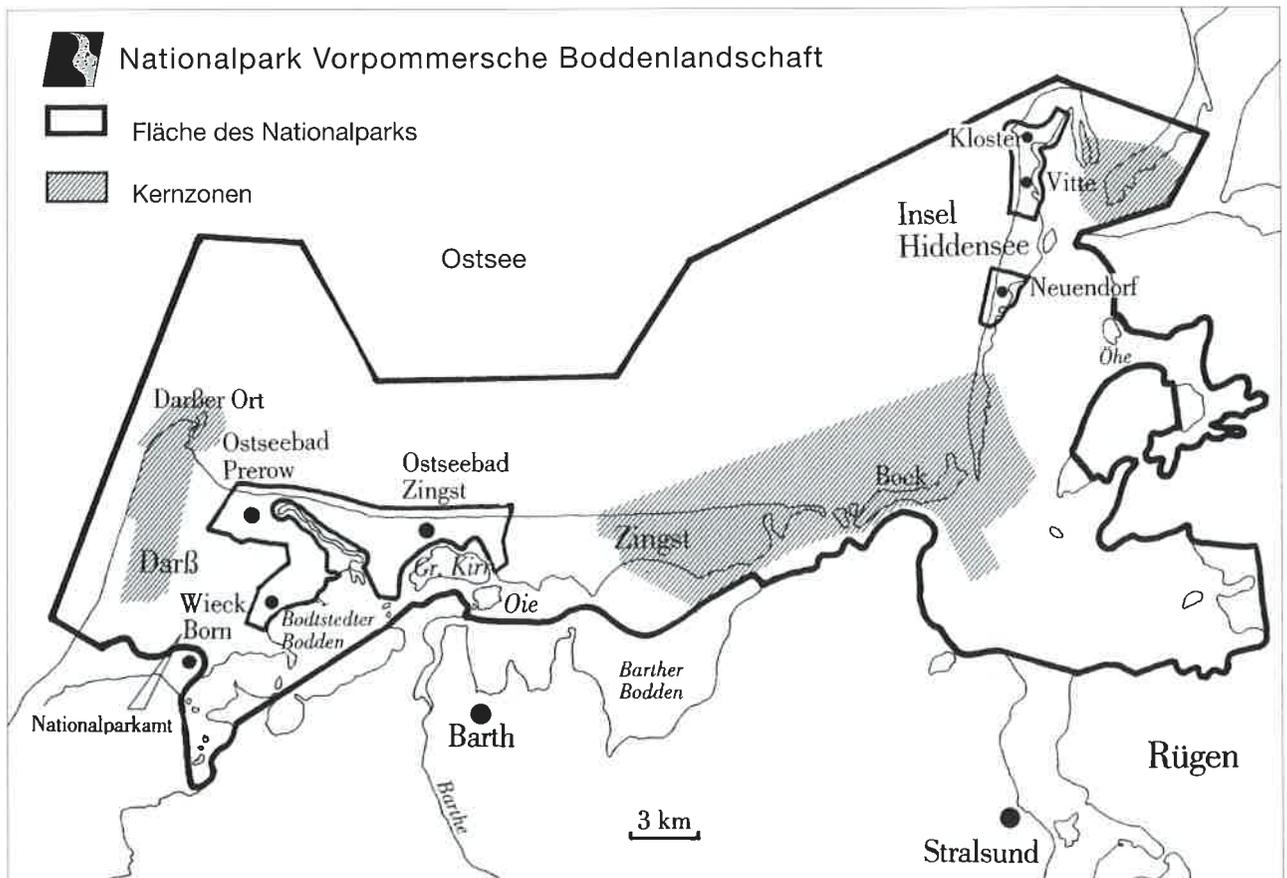




Abb. 2: Westküste des Darß bei Sturm. Der Küstenrückgang liefert das Material für die Neulandbildung am Darßer Ort.



Abb. 3: Darßer Ort, als erster Waldbaum erscheint die Kiefer und bildet einen lockeren Pionierwald.

ken so im Bereich des Dornbuschkiffs erhebliche Küstenabtragswerte. Der „Materialverlust“ hier hat jedoch gleichzeitig das Material für die Auffüllung der im Lee des Kliffs gelegenen Meeresbereiche geliefert, so dass dort auf den submarinen Sandbänken die ausgedehnten Hakensysteme des Alten und Neuen Bessins entstehen konnten, die z. T. selbst wieder durch Wellen und Wind umgelagert werden. Dem Bessin wächst von Rügen her das Hakensystem des Bugs entgegen. Ist der Bessin einer der jüngsten Haken an unserer Ostseeküste, so stellt der Bug ein altes Hakensystem dar, das zudem durch Küstenschutzmaßnahmen wie Baggergutdeponien und Deichbauten stärker verändert worden ist. Dennoch wurde der südwestliche Teil des Bug unter Einschluss der südlich vorgelagerten Flachwassergebiete und Bodden in den Nationalpark einbezogen. Ebenso gehören die Haken- und Strandwalllandschaften, die sich im Süden an den Dornbusch anschließen - mit Ausnahme der Ortslagen - zum Nationalpark. Auch diese Bildungen verdanken vom Meer aufgearbeiteten Moränenkernen und der Arbeit von Meereströmungen ihre Existenz. Gleiches gilt für große Teile des Darß und Zingst.

Kann der Zingst, oder besser die Halbinsel Zingst, noch zu den Hakenbildungen gezählt werden, so stellen die Neulandbildungen des Darß ein „Höftland“ dar. Für den Aufbau des Neudarß wurde sowohl Material von Südwesten als auch von Osten durch die Meereströmungen herantransportiert. Strandwall legte sich vor Strandwall, es bildete sich das bekannte Ref- und Riegenmuster, bis schließlich seit etwa 1.000 Jahren die Darßer Ort-Spitze mit erstaunlicher Geschwindigkeit weit ins Meer hinauswächst. Demgegenüber unterliegt die Westküste des Darß bereits wieder dem Küstenrückgang, der besonders im südli-

chen Abschnitt infolge früherer Küstenschutzmaßnahmen beträchtlich verstärkt wird (Abb. 2 und 3).

Ähnlich dramatisch wie im Bereich des Darß ist das küstendynamische Geschehen im Bereich des Ostzingst und der Sandplatte des Bock. Es ist dies der einzige Küstenabschnitt, der uns eine Vorstellung von der Struktur und vom Aussehen der mittelalterlichen Küsten vermittelt, die noch nicht durch Küstenschutzwerke grundlegend verändert worden sind.

Die Pommern-Karte von Eilhardus Lubinus von 1618 zeigt uns die Küste mit den Segatts, den Verbindungsarmen zwischen Ostsee und Bodden (Abb. 4). Im Bereich der Bockplatte existieren zwischen den Werder-Inseln die letzten, heute noch funktionierenden Seegatts außerhalb der durch Baggerungen unterhaltenen Verbindungswege zwischen der Ostsee und den Bodden. Diese, meist schmalen Wasserarme waren einstmals für den Wasseraustausch zwischen Ostsee und Bodden entscheidend. Die alten Seegatts können zwar auch durch natürliche Prozesse versanden und sich schließen, ganz entscheidenden Anteil hat jedoch der Mensch an der Schließung der alten Fluttore.

Die Wasserflächen

Mit insgesamt 80.500 Hektar Fläche ist die Vorpommersche Boddenlandschaft der größte ostdeutsche Nationalpark. Davon entfallen allein 68.700 Hektar auf Bodden- und Seegewässer. Mit Einbeziehung der Ostsee bis zur 10-Meter-Tiefenlinie ist der Nationalpark zugleich auch eines der ersten Meeresschutzgebiete im Ostseeraum. Er greift damit einer Entwicklung vor, die 1992 mit der neuen Helsinki-Konvention

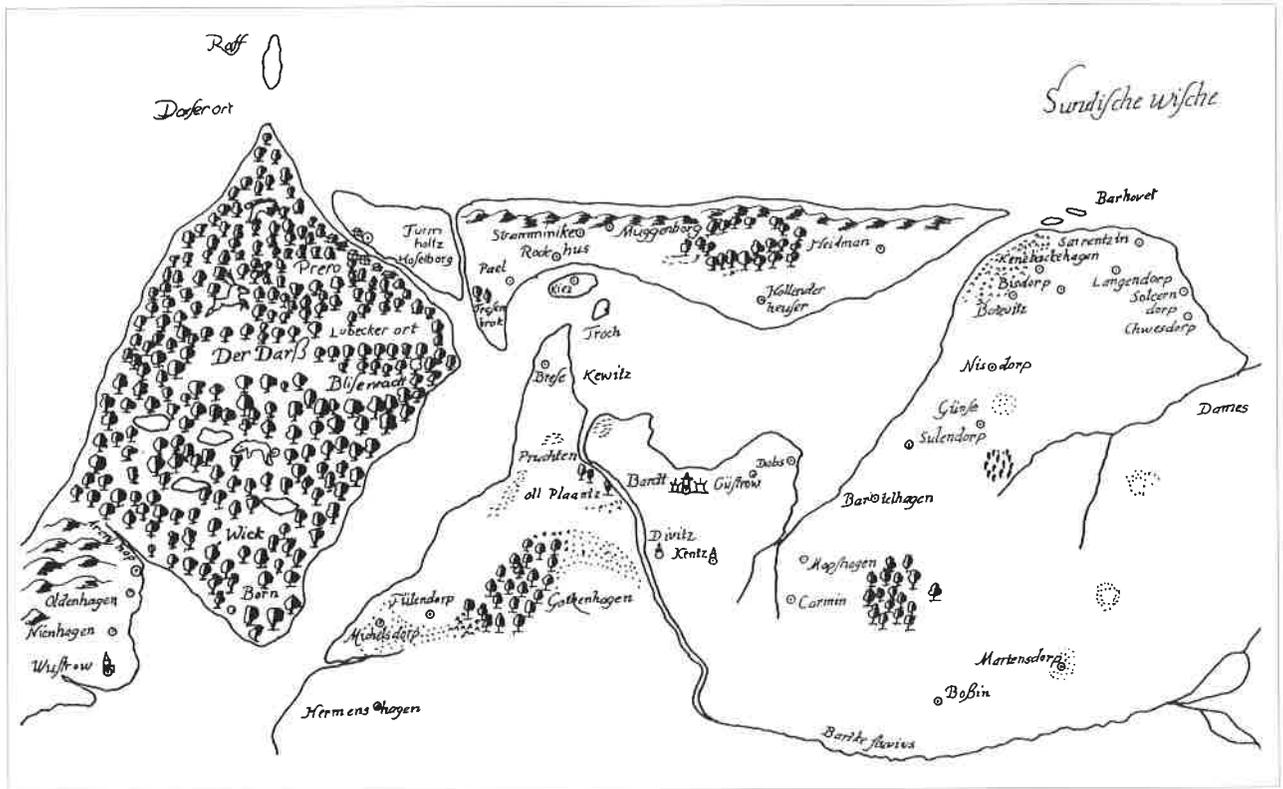


Abb. 4: Die Landschaft der Darß-Zingst Boddenkette vor 400 Jahren; Ausschnitt aus der „Großen Lubinschen Karte von Pommern“ (Abzeichnung eines Nachdruckes aus den 1930er Jahren).

zum Schutz der Ostsee einsetzte und die Schaffung von Meeresschutzgebieten im Ostseeraum zum Ziel hat.

Der Boden des Seegebietes zwischen dem Darßer Ort und dem Dornbusch wird als eine leicht nach Norden bis zur 10-Meter-Tiefenlinie geneigte Sandplatte beschrieben (Gosselck & Kell, 1998). Prerowbank und Plantagenetgrund können als offenbar noch nicht vollständig eingeschlossene Moränen des pleistozänen Reliefs gedeutet werden. Lokal können hier Ton- und Torflager ertrunkener Moore auftreten. Die Lebensgemeinschaften dieser Sandplatte sind bisher kaum intensiver untersucht worden, so viel jedoch steht fest, auch diese „Sandfelder“ sind voller Leben; sie als Baggergutdeponien oder als Materialentnahmeflächen, für welche Zwecke auch immer, zu gebrauchen, ist mit Störungen oder gar Zerstörungen dieser meist vom Seegrass dominierten Lebensgemeinschaften verbunden. Auch gerade das unsichtbare und unbekannte Leben verdient unseren Schutz.

In den Fahrrinnen der bis zu 6 m tiefen Bodden herrschen Schlamm- und Schlickflächen vor. Hier ist es insbesondere in der Darß-Zingst Boddenkette zu erheblichen Nährstoffanreicherungen gekommen, so dass von den hier bis in die 1960er Jahre vorherrschenden Lebensgemeinschaften der Armleuchteralgen nur noch kümmerliche Reste übriggeblieben sind. Mit fortschreitender Reduzierung der Nährstoffzufuhr ist mit einer Wiederausbreitung dieser interessanten und für den Nährstoffaustausch zwischen Sediment

und Wasserkörper bedeutsamen Lebensgemeinschaft zu rechnen. In den flachen Bereichen der westrügischen Bodden gibt es mancherlei Besonderheiten, so eine lokale Zwergform des Blasentang, der in stilleren Buchten Massenbestände bilden kann. Bei extrem niedrigen Wasserständen in der Ostsee, wie sie immer wieder im Herbst oder Frühjahr auftreten können, fallen ausgedehnte Boddenflächen trocken. Hier finden dann insbesondere die zu Tausenden im Nationalpark rastenden nordischen Vogelscharen viel Nahrung. Doch es gibt auch Probleme, die insbesondere mit der Tatsache zusammenhängen, dass die Bodden Bundeswasserstraßen sind. Die bisher geltenden Regeln werden den Bedingungen eines Nationalparks nur in sehr unzureichender Weise gerecht. Mit unseren Bodden vergleichbare Ökosysteme sind weltweit extrem selten, an dieser Tatsache sollten alle Nutzungsansprüche gemessen werden. Die bewusste Einbeziehung der Bodden in den Nationalpark, die von großer Weitsicht zeugt, sollte nicht leichtfertig aufs Spiel gesetzt werden.

Das Offenland

Von der 11.800 Hektar umfassenden Landfläche des Nationalparks ist nur etwa eine Hälfte mit Wald bestanden, die andere Hälfte wird von Lebensgemeinschaften der Offenlandschaften eingenommen. Diese weitläufigen Offenlandschaften werden geprägt von Röhrichten, Salzwiesen, Magerrasen und Dünenheiden, Stränden, sowie den zeitweise trockenfallenden Sandbänken, die bereits bei geringen windbedingten Wasserspiegelschwankungen sich ganz unregelmäßig als Wasser- oder Landflächen präsentieren. Mit den von Röhrichten gesäumten Boddenufnern, den Überflutungsmooren und weiten Flachwassergebieten ist

diese Küstenlandschaft ein bedeutsames Brut-, Sammel-, Rast- und Überwinterungsgebiet für zahlreiche Vogelarten. So beherbergt der Nationalpark das bedeutendste Rastgebiet für nordische Limikolen, Enten- und Gänsevögel an unserer Küste. Die südbaltische Küstenregion stellt einen wichtigen „Trittstein“ innerhalb des ostatlantischen Vogelzugweges dar, der von Nordsibirien über das Weiße Meer und die Ostsee bis zum atlantischen Europa und Westafrika reicht. Der Nationalpark schließt auch das bedeutendste Kranich-Rastgebiet Mitteleuropas ein.

Die Salzgrasländer der Überflutungsmoore werden in einem gesonderten Beitrag vorgestellt. Hier soll wenigstens kurz auf die Zwergstrauchheiden im Nationalpark eingegangen werden. Mit Ausnahme der von den Krähenbeer-Polstern im Dünengebiet des Darßer Ortes eingenommenen Flächen und wohl auch schmaler, von Zwergsträuchern besiedelter Dünenstreifen auf Hiddensee sind alle übrigen Zwergstrauchheiden auf der Insel nach der mittelalterlichen Waldzerstörung entstanden. Jahrhundertlang wurde der in der Rohhumusdecke der Heiden gespeicherte Humus in vielfältiger Weise genutzt, auf Hiddensee auch als Baustoff, als Energieträger und als Düngemittel. Durch das Plaggen, also die periodische Entnahme des sich unter den Zwergsträuchern angesammelten Rohhumus, wurde die Heide immer wieder verjüngt. Heute wird hauptsächlich das Feuer eingesetzt, um überalterte Zwergstrauchheiden zu verjüngen. Dort, wo es in unmittelbarer Küstennähe auf Hiddensee zu Sandeinwehungen kommt, verhindert der eingewehte Sand die Ausbildung starker Rohhumusschichten. Im Zuge des Alterungsprozesses stirbt das Heidekraut ab und Gräser, insbesondere die Drahtschmiele (*Avenella flexuosa*), breiten sich aus

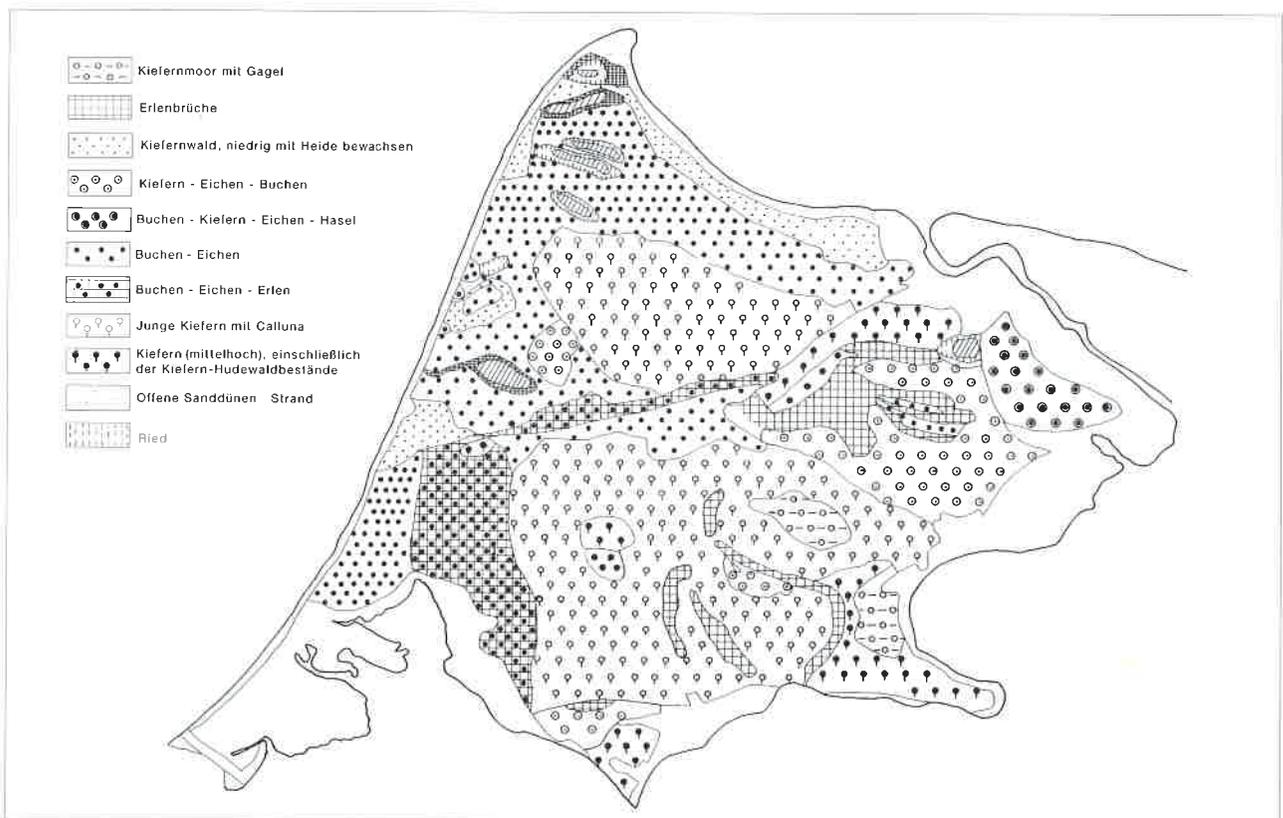
und bereiten Bäumen den Weg. Wenn diese Flächen jedoch beweidet werden, wie z. B. durch Wildschafe im Strandwallfächer der Dünenheide auf Hiddensee, kann die Heide in Form sehr vitaler Krähenbeer-Polster zurückkehren. Diese Offenlandschaften der Heiden und Hutungen auf der Insel Hiddensee gehören zum unverwechselbaren Bild der vorpommerschen Boddenlandschaft, ähnlich wie die Salzwiesen und die Wälder auf dem Darß und Zingst.

Wälder im Nationalpark

Die Wälder des Darß und Zingst gehören wegen ihrer Urwüchsigkeit und auch mancher Besonderheiten zu den bekanntesten Waldgebieten Deutschlands. Seit den 1930er Jahren erfuhren sie im Zusammenhang mit der ersten Nationalparkdiskussion ein breites öffentliches Interesse. Der Greifswalder Geobotaniker Franz Fukarek (1961) widmete dem Darßwald in neuerer Zeit eine umfangreiche Untersuchung. Schließlich haben die Mitarbeiter des Landesamtes für Forstplanung im Zusammenhang mit der Neueinrichtung der Nationalparkwälder in den 90er Jahren neue Erkenntnisse gewonnen. Das betrifft in erster Linie die Rolle der Kiefer, Buche und Eiche im Darßwald und die Auswirkungen der Entwässerungen auf den Nährstoffhaushalt der Feuchtwälder.

Wie der Darßwald vor mehr als 300 Jahren aussah, vermittelt die Schwedische Landesaufnahme von 1696. Abb. 5 fasst die Ergebnisse leicht generalisiert

Abb. 5: Waldzustand des Darß um 1700. Rekonstruktion auf der Grundlage der „Schwedischen Landesvermessung“ von 1696 (Entwurf: L. Jeschke).



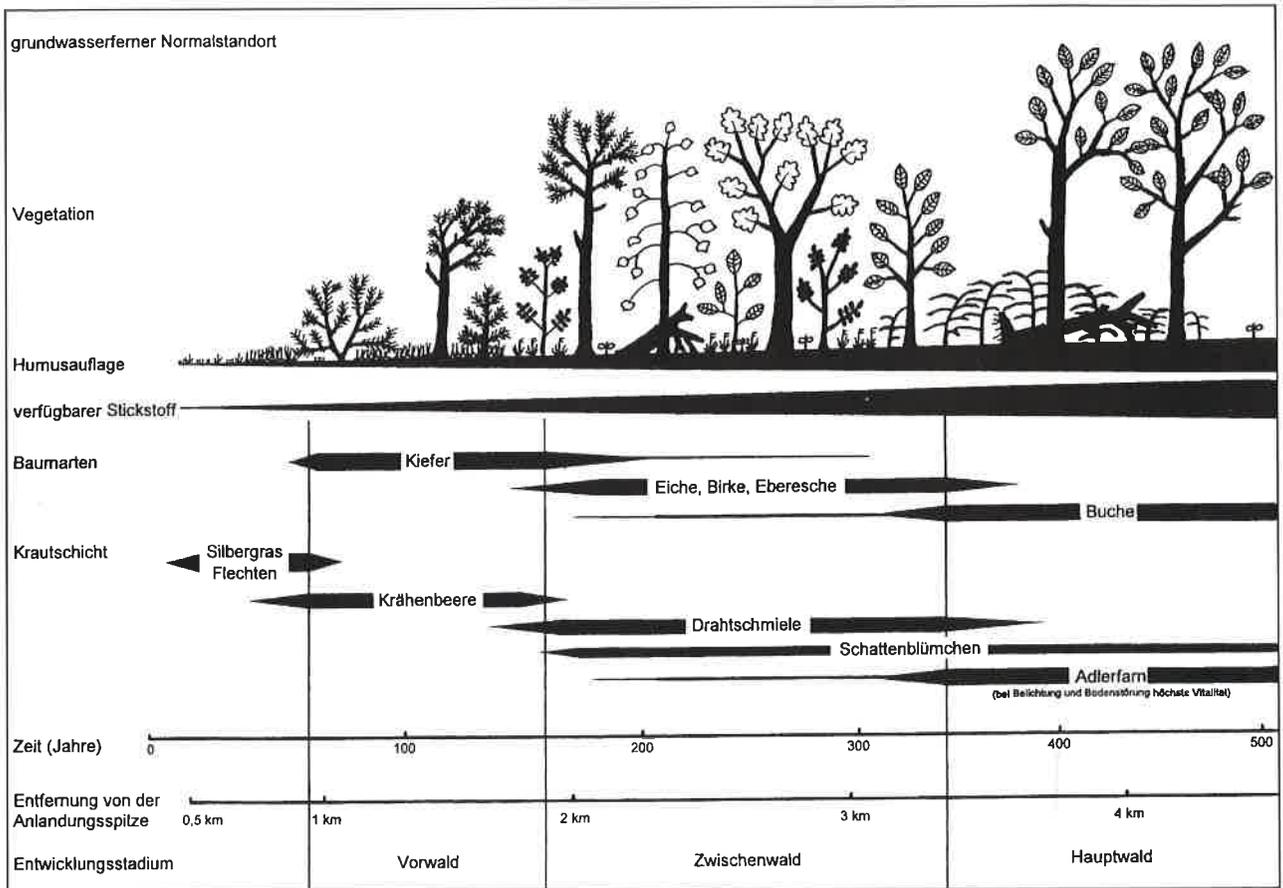


Abb. 6: Schema der Primärsukzession auf dem Darß (aus Jeschke & Linke, 2000).

zusammen. Danach waren der Altdarß und die ortsnahen Bereiche (westlich von Prerow) als Folge einer Übernutzung bereits stark verheidet und mit einem jungen Kiefernflug bestanden. Auf jungen Küstendünen nordwestlich von Prerow wuchsen niedrige Kiefern mit viel Heidekraut, vergleichbar den heutigen alten Kiefernbeständen nördlich des Leuchtturmweges. Reine Eichenbestände gab es offenbar auf dem Darß überhaupt nicht, dagegen nahmen Buchen-Eichenmischbestockungen auf dem Neudarß und dem Vordarß größere Flächen ein. Insbesondere das „Vordarßer Moor“ war mit Buchen, Eichen und in seinem östlichen, an den Altdarß grenzenden Bereich auch von Erlen bestanden. Hier finden wir auf bis zu 1 m mächtigen Niedermoortorfen noch heute alte Eichen und Buchen.

Die Waldentwicklung auf dem Darß, wie sie auch mit Hilfe der von Fukarek publizierten Pollendiagramme rekonstruiert werden kann, entspricht den für das mitteleuropäische Buchengebiet auf basenarmen Standorten immer wieder gefundenen Sukzessionsstufen: Auf das Pionierwaldstadium mit vorherrschender Kiefer folgt als Zwischenwald ein Kiefern-Eichenwald, in den dann Buchen einwandern, die schließlich das Schlusswald- oder Klimaxwaldstadium bilden (vgl. Abb. 6). Die Eichen können durch Waldweide und hohe Schalenwildbestände so stark unterdrückt werden, dass unter Umständen nur Kiefer und Buche übrig-

bleiben (Abb. 7 und 8). Der Darß war seit alten Zeiten fürstliches Jagdrevier, außerdem weideten bis in die erste Hälfte des 19. Jahrhunderts „einige Tausend Häupter Vieh“ im Darßwald - so wird das weitgehende Fehlen der Eiche verständlich. Die künftige Waldentwicklung auf den terrestrischen Standorten wird über Kiefern-, Eichen- und Buchenmischbeständen schließlich wieder zum Buchenwald führen, vergleichbar dem Buchenwald, wie er vor 500 Jahren auf dem Darß existiert haben mag. Die Kiefer wird immer wieder im Bereich der Neulandbildungen Pionierwälder aufbauen.

Waldmoore

Das Vordarßer Moor wurde bereits als mit Eichen, Buchen und Erlen bewachsenes Niedermoor genannt. Es handelt sich nach allem was wir heute wissen um ein großflächiges Versumpfungsmoor, das stellenweise als nährstoffarmes Wollgras-Torfmoosmoor mit einem lockeren Kiefernbewuchs ausgebildet war. Vor der Entwässerung dürfte eine deutliche Tendenz zur Regenmoorentwicklung bestanden haben. Auch größere Teile des Waldgebietes der Sundischen Wiese werden von Torflagern eingenommen. Hier kam es jedoch tatsächlich zur Ausbildung einer deutlich aufgewölbten Regenmoorkalotte, die leider im Zuge von Waldmeliorationsmaßnahmen in den 1970er Jahren zerstört worden ist. Auch auf dem Vordarß wurden noch in der 2. Hälfte des 20. Jahrhunderts durch Anschluss des alten Entwässerungsnetzes an ein größeres Schöpfwerk erhebliche Schäden verursacht.



Abb. 7: Adlerfarn-Kiefernforst auf dem Altdarß. Der Standort ist bereits reif für den Buchenwald.

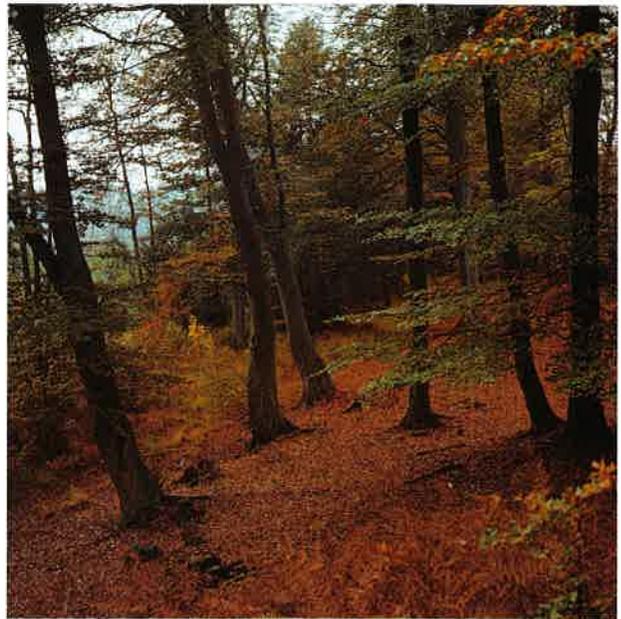


Abb. 8: Buchenwald auf den Strandwällen des Steinreffächers.

Abb. 9: Der Brandsee auf dem Neudarß, eine Blänke, die vermutlich durch einen Moorbrand entstanden ist.



Die eindrucksvollsten, von der Erle beherrschten Waldmoore haben sich jedoch in den Riegen des Neudarß entwickelt (Abb. 9 und 10). Besonders den seit einem halben Jahrhundert unberührt gebliebenen Erlenmooren im westlichen Bereich des Neudarß kann wohl mit Fug und Recht das Prädikat einmalig für Deutschland zuerkannt werden. Die Erlenmoore im östlichen Neudarß sind leider durch den Ausbau der Entwässerungsgräben und Anschluss an ein Schöpfwerk stark geschädigt. Inzwischen sind hier erste Versuche zur Wasserrückhaltung begonnen worden.

Abb. 10: Bultseggen-Erlenmoor; zwischen den Strandwällen und Dünenzügen des Neudarß erstrecken sich ausge dehnte Erlenmoore.



Die Sünden der Vergangenheit

Manches was heute unter diesem Thema zu berichten ist, wurde damals, als es veranlasst und durchgeführt wurde, als Fortschritt gepriesen: Die Neulandgewinnung, die Umwandlung der alten Hutungen in Saatgrasland, die Eindeichung der Salzwiesen und die Nutzung der Flächen als Maisäcker, die Errichtung gigantischer Tierproduktionsanlagen mit bis zu 18.000 Rindern, die Errichtung eines gigantischen Trockenwerkes auf der Sundischen Wiese, oder es wurde im



Abb. 11: Die Dünen bei Pramort gehören zu den letzten Dünenlandschaften, die uns eine Vorstellung von der natürlichen Dynamik der Küstendünen vermitteln.

Der Wind kann die Düne immer wieder an der Luvseite angreifen, es entstehen Ausblasungsmulden, die, wenn der Sand zur Ruhe kommt, von Gräsern besiedelt werden. Diese Sandumlagerungen sorgen für ein irreguläres Relief, wie es für naturbelassene Dünen charakteristisch ist. Es ist diese Dynamik, die uns hier einen Hauch von Wildnis erleben läßt.

Sinne der Landesverteidigung als militärisch unabweichbar notwendig hingestellt, wie der Bau des Militärhafens am Darßer Ort. Es gab auch Entwicklungen, über die überhaupt nicht geredet wurde, wie der Bau von Ferienbungalows für die Militärführung der DDR im schönsten Teil des Darßer Ort, oder für Mitarbeiter des Ministeriums für Staatssicherheit auf der Insel Bock. Auch die Tatsache, dass der Darßwald in den 70er Jahren zum Staatsjagdgebiet mit einem perfekten „Schalenwildmanagement“ umgestaltet wurde, blieb der Öffentlichkeit weitgehend verborgen. Bereits die Naziwehrmacht hatte auf dem Ostzینگst ein militärisches Übungsgelände unter Einbeziehung des Dünengeländes von Pramort eingerichtet (Abb. 11 und 12). Mit dem Aufbau der „Nationalen Volksarmee“ kehrte nach einer kurzen Ruhepause das Militär in den 60er Jahren zurück. Das Gleiche trifft für die Halbinsel Bug auf Rügen zu. Auch auf dem Dornbusch wurden militärische Anlagen errichtet.

Wiedergutmachung ?

Wenn wir uns heute fragen, welche der genannten „Sünden“ konnten unter der Regie des Nationalparks beseitigt oder „wiedergutmacht“ werden und welche wirken fort bis „ins dritte oder vierte Glied“, dann ist die Antwort nicht immer ganz eindeutig. Alle Eingriffe, alle abgerissenen Bugalowsiedlungen, alle beseitigten Militärbaraken, auch das mit Hilfe der Treuhand verschrottete Trockenwerk auf der Sundischen Wiese oder die stillgelegten Hafeneinrichtungen auf dem Bug, haben Wunden hinterlassen, die inzwischen weitgehend vernarbt sind. Andere Sünden, wie der ehemalige Militärhafen am Darßer Ort, der als „Nothafen“ weiter betrieben wird, bestehen fort und stören

den Sedimenthaushalt im Bereich der Neulandbildung des Darßer Ort schwerwiegend. Offenbar sind inzwischen alle Vorschläge, für diese „militärische Altlast“ einen günstigeren Ersatzstandort zu finden, zu den Akten gelegt worden. Das ist umso bedauerlicher, da der Militärhafen 1961 in einem seit 1957 bestehenden Naturschutzgebiet errichtet wurde. Es wäre mehr als ein Akt der Wiedergutmachung, wenn entsprechend den verschiedenen Alternativvorschlägen ein notwendiger Hafen im Bereich der Ortslage Prerow endlich realisiert würde. Das Land Mecklenburg-Vorpommern würde mit einer solchen Entscheidung ein unübersehbares umweltpolitisches Zeichen setzen. Die Bundeswehr hat auf die Weiternutzung des militärischen Übungsgeländes auf dem Zینگst und Bock verzichtet, das gilt auch für die militärischen Flächen auf Hiddensee und auf dem Bug.

Die Renaturierung der bis 1990 intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen hat bisher nur geringe Fortschritte gebracht. Von den mehr als 20 Schöpfwerken im Bereich des Nationalparks wurden erst wenige stillgelegt. So darf es uns nicht wundern, dass die Belastung der Bodden durch den Nährstoffeintrag aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen sich vergleichsweise nur in bescheidenen Grenzen verringert hat. Der entscheidende Renaturierungsschritt, der Verzicht auf den Betrieb von Schöpfwerken und die Wiederherstellung eines Überflutungsregimes im Bereich des Ostzینگst (Abb. 13 und 14) erweist sich möglicherweise als ähnlich schwierig, wie die Lösung des Hafenproblems im Bereich Darßer Ort. Die Wiederherstellung von Überflutungsräumen ist aus landschaftsökologischer Sicht dringend geboten, um den oxidativen Abbau organischer Substanz auf den über Schöpfwerke entwässerten Moor- und Anmoorstand-

orten zu beenden. Eingeschlossen sind hier die entwässerten Waldstandorte. Mit der Auflösung des Polders im Bereich Ostzingst sind natürlich Fragen des Küstenschutzes zu lösen. Küstenschutz soll hier verstanden werden als Schutz menschlicher Siedlungen vor Sturmfluten. Damit wird ein Problem berührt, dass die Bewohner vor allem von Prerow, Zingst und Mügenburg unmittelbar betrifft. Es ist deshalb nur zu verständlich, dass sich von Anfang an gegen die Pläne des Nationalparkamtes heftiger Widerstand formierte.

Die Argumente der Nationalparkgegner

Waren es ursprünglich in erster Linie Ängste, die sich aus ungeklärten Fragen des Küstenschutzes ableiten ließen, die in der Öffentlichkeit diskutiert wurden, so kamen bald weitere, stark emotional geführte Diskussionen von Seiten der übrigen Landnutzer, vor allem der Fischer, der Angler, der Segler und schließlich auch der Förster und Jäger, hinzu. Allen gemeinsam war die Angst vor Veränderungen. Immer wieder wurde das Argument vorgetragen, dass die Natur so bleiben solle wie sie ist. Sie wollten keinen Urwald, sie wollten keine Schilfsümpfe, ja sie wollten nicht als „Eingeborene und Exoten“ von den Touristen begafft werden. Und natürlich spielte im Hintergrund auch die Angst um den Erhalt von Arbeitsplätzen eine gewichtige Rolle. Die Vertreter des Tourismusgewerbes befürchteten einen Rückgang der Besucher, wenn diese im Nationalpark nur „eine verkommene“ oder besser, eine „verwilderte Natur“ erleben würden. Tatsächlich hat es in Deutschland sehr lange gedauert, ehe der Begriff Wildnis im Zusammenhang mit Naturschutzzielen genannt wurde. Die seit den 30er Jahren geforderten Naturwaldreservate wollte und konnte niemand als „Wildnisschutzgebiete“ charakterisieren (Abb. 15).

Wildnis als Naturschutzziel

Die Idee, auf den Halbinseln Darß und Zingst nach amerikanischem Vorbild einen Nationalpark zu schaffen, hat der schwedische Naturschriftsteller und Fotograf Bengt Berg schon Anfang der 30er Jahre geboren. Es gelang Bengt Berg, den damaligen Forstamtsleiter Mueller zu begeistern. Mit Unterstützung seines Gönners, des „Reichsjägermeisters“ Göring, brachte er Wisente auf den Darß. Es wurde jedoch nur ein verkapptes Staatsjagdgebiet daraus. Auf die Bewirtschaftung der Wälder hatte es jedoch keinerlei ernst zu nehmende Auswirkungen. So wurde z. B. die Entwässerung der Waldmoore damals sogar noch inten-



Abb. 12 (rechts oben): Junge Sandakkumulation am Nordrand des Großen Werder; ehemals auch ein Sperrgebiet.

Abb. 13 (rechts Mitte): Birkenmoorwald im Waldgebiet der Sundischen Wiese. Die dichte Bewaldung des Moores erfolgte erst nach dessen künstlicher Entwässerung.

Abb. 14 (r. unten): Das Moorwasser aus der Sundischen Wiese wird über ein Schöpfwerke in den Bodden geleitet.



Abb. 15: Geschiebemergelkliff am Enddorn (Dornbusch, Hiddensee) als unverbaute Steilküste schon heute ein Wildnisgebiet.



Abb. 16: Dünenheide auf Hiddensee. Sandeinwehungen von der Küste her haben diese „Dünenheide“ über Jahrhunderte stabilisiert. Nach dem Aufbau eines Küstenschutzwaldes werden zu ihrem Erhalt Pflegeeingriffe unumgänglich. Sie gehört zur Pflegezone des Nationalparks.

siviert. Weitere Pläne machte jedoch der Zweite Weltkrieg zunichte. In den 50er Jahren, als das erste Naturschutzgesetz der DDR diskutiert wurde, war in einem ersten Gesetzentwurf auch die Schaffung von Nationalparks vorgesehen. Kurt Kretschmann, damals Mitarbeiter der Akademie für Landwirtschaftswissenschaften in Berlin, sammelte Vorschläge, die vor allem aus den Gruppen der „Natur- und Heimatfreunde“ kamen. Zu diesen Vorschlägen gehörten die Sächsische Schweiz, das Müritzgebiet und die Halbinseln Darß und Zingst. Nachdem der Nationalparkparagraph aus dem Naturschutzgesetz der DDR gestrichen worden war, blieben von dem großen Nationalpark auf dem Darß und dem Ostzingst drei Naturschutzgebiete übrig, immerhin eine Fläche von knapp 3.000 ha. Bis auf den brutalen Eingriff in das Neulandbildungsgebiet des Darßer Ort mit dem Hafengebäude waren die Waldflächen des Westdarß weitgehend aus der forstlichen Bewirtschaftung entlassen. Und der größte Teil der Darßer Westküste blieb von Küstenschutzmaßnahmen verschont, ebenso konnte in den 1980er Jahren ein Neulandgewinnungsprojekt im Bereich der Bockplatte verhindert werden; doch es fehlte ein Gesamtkonzept für eine der einmaligen Natur der Boddenlandschaft zwischen dem Fischland und Westrügen gerechtwerdenden Entwicklung. Erst der Winter 1989/1990 eröffnete die Möglichkeit, einen neuen Ansatz zu wagen. Im Februar 1990 konstituierte sich in Ribnitz-Damgarten eine Initiativegruppe „Nationalpark Küstenlandschaft“ im Kreis Ribnitz-Damgarten und verfasste Diskussionsmaterial für Bürger und Gäste des Kreises. In vielen Gesprächen mit Kommunalpolitikern, in Diskussionen am Runden Tisch, wurden die Weichen für einen Nationalpark gestellt. Im Frühjahr 1990 beauftragte das um die Zuständigkeit für Naturschutzangelegenheiten erweiterte

Umweltministerium der DDR das Institut für Landschaftsforschung und Naturschutz Halle, Arbeitsgruppe Greifswald, einen Vorschlag für die Ausgrenzung und Zonierung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft auszuarbeiten. Mit dem Nationalpark wird das Ziel verfolgt, auf möglichst großer Fläche eine nicht durch stoffliche Nutzungen beeinflusste Entwicklung der Ökosysteme des Nationalparks zu sichern (Abb. 16). Diese Entwicklung sollte allein durch die am jeweiligen Standort wirkenden Naturkräfte gesteuert werden. Das bedeutet z. B. auch den Verzicht auf waldbauliche Maßnahmen. Dieser Verzicht wird nicht durch äußere Umstände, wie etwa die Geländegestaltung oder die geringe Eignung der Standorte für eine stoffliche Nutzung erzwungen, sondern sie erfolgt in dem Bewusstsein, dass für den Fortbestand unserer Zivilisation auch nichtgenutzte, also sich frei von menschlichen Nutzungsabsichten entfaltende Natur gehört. Damit ist tatsächlich die Wiedergeburt von Wildnis als Naturschutzziel formuliert. Dabei muss uns klar sein, dass „Wildnis“ im Sinne von ursprünglicher Natur nicht hergestellt werden kann. Wildnis kann jedoch wachsen - überall dort, wo der Mensch der Natur diese Freiheit lässt. In Wahrheit werden es Wildnisinseln im Meer einer pfleglich genutzten Landschaft bleiben, und in Wahrheit wird es ein langer Weg, der da vor uns liegt, ehe Wildnis in unserem Bewusstsein als ethisch-moralischer Grundwert verankert ist. Jedoch das in den vergangenen zehn Jahren Erreichte sollte uns Mut machen, den begonnenen Weg fortzusetzen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Die Bedeutung der Darß-Zingster Boddengewässer für den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

H. Sporns

Wegen ihrer landschaftlichen Einmaligkeit wurden die Darß-Zingster und die Westrügener Bodden mit ihren eingeschlossenen Inseln und Halbinseln sowie der angrenzenden Ostsee im Jahr 1990 zum Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft erklärt.

Die Bodden sind nicht nur der namensprägende Begriff für den Nationalpark. Sie stellen zugleich die landschaftliche Besonderheit dar, die es innerhalb der europäischen Großschutzgebiete nur einmal gibt.

Mit diesen flachen, großen Meeresarmen, -buchten und Lagunen weist der Nationalpark Biotoptypen auf, die in Deutschland als stark gefährdet gelten (Riecken et al., 1994). Die Bodden als kalte Lagunen können nach europäischem Naturschutzrecht als prioritärer Lebensraumtyp des Küstenraumes eingeordnet werden (Richtlinie 92/43 EWG, 1992).

Gliederung des Nationalparkes

Von der Gesamtfläche mit 805 km² nehmen die Bodden mit 240 km² im Nationalpark einen Anteil von 30 % ein. Zum Schutzgebiet gehören ebenfalls die Halbinsel Darß-Zingst sowie Teile Westrügens und der Insel Hiddensee. Dazu kommt ein Ausschnitt der vorgelagerten Ostsee bis zu einer Wassertiefe von 10 Metern. Die Bodden, als ehemalige Meeresbuchten, die durch Halbinseln und Inseln von der offenen See abgetrennt wurden, stellen einen ganz besonderen Kontrast zur Ostsee dar. Im Windschatten gelegen bilden sie einen ausgeprägten Ruheraum an der südlichen Ostseeküste, der besonders Wasservögel anzieht (siehe Beiträge von Graumann und Nehls in diesem Band).

Schilfbewachsene Ufer und beweidete Salzgraslandschaften begrenzen die Boddengewässer. Große und teilweise urwüchsige Wälder sind auf den angrenzenden Landflächen die Rückzugsgebiete zahlreicher heimischer Wildtierarten. Naturbelassene Strände und Dünenlandschaften ergänzen den vielfältig strukturierten Landschaftsraum des Nationalparks.

Das Besondere – die Küstendynamik

Der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft stellt einen repräsentativen Ausschnitt der vorpommerschen Ausgleichsküste sowie der Flachwasserzone der Ostsee als größtem Brackwasserlebensraum der Erde dar.

An der Außenküste kommt es immer wieder zu abrupten Küstenabbrüchen, z. B. am Darßer Weststrand oder an der Steilküste Hiddensees. In Nachbarschaft zu diesen Bereichen sind einmalige Neulandbildungen mit Sandhaken, Nehrungen, Schaarflächen und jüngsten Dünenlandschaften zu finden, so z. B. am Darßer Ort, Pramort oder an den Halbinseln (Bessin) im Nordosten Hiddensees.

Auf der Boddenseite vollziehen sich die Küstenveränderungen durch Verlandungsprozesse, die haupt-

sächlich durch Vermoorung der Röhrichte bedingt sind. Unbeweidete Boddenufer weisen in der Regel Schilfröhrichte auf. Durch Anhäufung von Pflanzenresten unter Wassereinfluss kommt es zur Torfbildung und dadurch zu Landwerdungen. Dieser natürliche ununterbrochene Landschaftswandel in der Boddenlandschaft hat einen großen Reiz für die Menschen und zieht immer wieder zahlreiche Naturinteressierte in den Bann.



Boddenwiesen am Prerowstrom. Natürliche Überflutungswiesen wie am Krabbenort bei Prerow haben für das Ökosystem der Bodden eine wichtige Funktion.

Erholungsgebiet für die Menschen

Damit hat dieser Park seine ganz besondere Anziehungskraft. Aus den bebauten Siedlungsbereichen der Großstädte und Industrielandschaften zieht es die Menschen immer mehr zur Erholung in intakte Naturlandschaften. Deshalb war die Vorpommersche Boddenlandschaft auch schon vor 1990 eine gefragte und z. T. vielbesuchte Urlauberregion. Im Vergleich zu anderen Tourismusgebieten ist hier eine einmalige Naturbelassenheit zu finden. In der DDR wurden 1957 die Naturschutzgebiete „Westdarß/Darßer Ort“ und „Bock/Hohe Düne von Pramort“ geschaffen. Mit einer Anzahl von zehn weiteren kleinen, meist dem Küstenvogelschutz dienenden Gebieten konnten nur teilweise und kleinflächig Naturschutzbelange umgesetzt werden. Das gesamte Gebiet wurde durch intensive Nutzung ansonsten geschädigt, sei es landwirtschaftlich, fischereilich, forstwirtschaftlich oder militärisch.

Neuer Ansatz für den Naturschutz

Mit der Gründung des Nationalparks im Jahr 1990 wurde ein neues umfassendes Schutzkonzept für die Flächen der Bodden, Wiesen und Wälder und der angrenzenden Ostseeteile begonnen. Verbunden mit der ökologischen Umstellung der Land- und Forstwirtschaft wurde ein Programm der Renaturierung und



Naturbeobachter in der Dünenlandschaft am Darßer Ort können vom Holzbohlensteg aus die Landwerdung und die Waldentstehung verfolgen.

der schonenden Landschafterschließung für die Menschen eingeleitet. Daneben geht es darum, gestörte dynamische Prozesse wieder frei ablaufen zu lassen. Der Mensch als Pfleger und Gestalter der Natur tritt mehr in die Rolle des Betrachters und Bewunderers natürlicher Abläufe und beginnt seinen Umgang mit der Natur zu verändern.

Dazu gehört auch weiterhin der Artenschutz, der im Nationalpark seine Bedeutung hat. Hier ist besonders die Vogelwelt zu nennen, weshalb der Park 1992 als Europäisches Vogelschutzgebiet gemeldet wurde. Aspekte des Vogelschutzes sind im Schutzzweck des Nationalparkes (Nationalpark-Verordnung, 1990, § 3 (1)) verankert.

Neben seiner Bedeutung als Brutgebiet ist der Nationalpark ein wichtiges Rastgebiet für Vögel. Allein 16 Arten des Anhanges 1 der EG-Vogelschutzrichtlinie brüten im Nationalpark. Für 25 Arten hat er eine Bedeutung auf dem Zugweg.

Größter Kranichrastplatz in Mitteleuropa

Vom Grauen Kranich (*Grus grus*) rastet auf dem Zug etwa die Hälfte der europäischen Gesamtpopulation im Nationalpark (siehe dazu auch Beitrag von Nowald et al. in diesem Band).

Die Beobachtung der Kranichrast in der Nationalparkregion gehört zum Hauptanliegen vieler Besucher aus dem In- und Ausland. Der Tourismus zum Kranichzug im Herbst und im Frühjahr führt zu enormen Gästezahlen zusätzlich zur Sommersaison und wirkt entscheidend für die Wertschöpfung der umliegenden Nationalparkgemeinden. Für die geschützten Naturbereiche sind damit aber auch neue Gefahren entstanden, die nur durch Organisation vor Ort auszuschalten sind.

Besucherbetreuung

Die Zahl der naturinteressierten Besucher ist von Jahr zu Jahr größer geworden. Zum Einfall der Kraniche und Gänse an den Schlafgewässern der Bodden zwischen Zingst und Westrügen sind an manchen Aben-

den im Oktober mehr als 800 Beobachter anzutreffen. Mitarbeiter der Nationalparkwacht betreuen an elf Besucherplattformen die Naturfreunde und sorgen mit Aufklärung und Überwachung für die notwendige Ruhe am Rastplatz der Kraniche. Wenn zur gleichen Zeit die Rothirsche im Darßwald brunften, wird durch Nationalpark-Mitarbeiter auf Führungen zur Beobachtungskanzel ein weiteres Naturschauspiel für Besucher erlebbar.

An diversen Beispielen wurde in den letzten Jahren im Nationalpark klar belegt, dass sehr viele Besucher die Anleitung durch Mitarbeiter der Nationalparkwacht benötigen und wünschen.

Nationalpark und Tourismus

Ein besonders positives Echo verzeichnet das 1998 fertiggestellte moderne Nationalparkhaus in Vitte auf der Insel Hiddensee. Etwa 28.000 Besucher finden sich inzwischen jährlich in der kleinen Ausstellung ein. Im Boddenort Waase auf der Insel Ummanz ist neben der Touristeninformation in der alten Küsterei eine Nationalparkausstellung entstanden. Mehr als 9.000 Naturinteressierte besuchen jährlich von Mai bis Oktober diese Informationsquellen.

Die in den letzten Jahren kontinuierlich angewachsenen Besucherzahlen am Darßer Ort mit ca. 180.000 und in der Sundischen Wiese/Ostzingst mit ca. 75.000 Wanderern zu Fuß, per Rad oder mit der Pferdekutsche beweisen, dass das Interesse der Menschen intakte Naturlandschaften zu erleben immer größer geworden ist.

Inzwischen haben Gastronomen und Vermieter längst begriffen, welche Wirtschaftskraft mit dem Park seit 1990 entstanden ist. Mehr als zwei Millionen Besucher kommen jährlich in die Nationalpark-Region. Der Fremdenverkehr boomt auch in der Vor- und Nachsaison, ja fast das ganze Jahr.

Zukunft und Chance für die Boddenregion

Die deutsche Ostseeküste im Bereich des Nationalparkes Vorpommersche Boddenlandschaft ist etwas ganz Besonderes. Die Bodden sind es, die eine zusätzliche Anziehungskraft auf alle natursuchenden Menschen besitzen. Sie bilden als zweiter Landschaftsraum hinter den Osteestränden für Naturliebhaber und Erholungssuchende ein besonderes Potential.

Mit der Schaffung des Nationalparkes im September 1990 durch die letzte DDR-Regierung wurde die Entwicklung für ein Großschutzgebiet eingeleitet, das für die Zukunft der Menschen in der Auseinandersetzung mit der Natur einen interessanten Beitrag leisten kann.

Mögen Bewohner und Besucher diese Zukunftschance verstehen und dafür sorgen, dass der bisher 10-jährige vielversprechende Weg so erfolgreich fortgesetzt werden kann.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Gewässerschutz für die Darß-Zingster Bodden - Erfordernisse und Möglichkeiten

G. Schlungbaum, B. Kwiatkowski und M. Krech

Gewässerökosysteme im Konflikt zwischen Natur und Nutzung

Gewässer sind charakteristische Bestandteile von Landschaften. Als natürliche Ökosysteme weisen sie ein hohes, aber unterschiedliches Maß an Selbstregulation auf, wodurch ihnen eine bestimmte ökologische Stabilität gegeben ist. Durch das komplexe Zusammenwirken verschiedenartiger Faktoren entsteht für jedes Gewässer ein naturgegebener Ökosystemzustand und damit auch eine bestimmte Gewässerbeschaffenheit. Zu den wesentlichen Faktoren gehören: der Gewässertyp, die Lage des Gewässers, das Alter und die Entwicklungsgeschichte, die Morphologie, die Hydrologie und der Chemismus sowie die von der umliegenden Landschaft ausgehenden Wirkungen. So ergibt sich, dass jedes Gewässer für sich ein Unikat ist. Das gilt auch für die Darß-Zingster Boddenkette. Speziell ist als ganzheitliches System immer ein Wirkungs-/Wechselwirkungsgefüge

Landschaft ↔ Boddengewässer ↔ Ostsee
zu diskutieren.

Verstärkte Eingriffe des Menschen in diese natürlichen oder mindestens noch naturnahen Systeme haben zu erheblichen Störungen geführt, d. h. das natürliche Vermögen der Selbstregulation wird überfordert. Überschreiten diese Störungen ein bestimmtes Maß, geraten Gewässerökosysteme aus dem Gleichgewicht, und die Selbstreinigungskapazität geht weitgehend verloren. Die vorher quasi geschlossenen Kreisläufe werden geöffnet, d. h. der Stoffoutput steigt an (Abb. 1). Es kann nur das Ziel eines auf Nachhaltigkeit orientierten Mensch-Natur-Verhältnisses sein, diese eingetretenen Störungen aufzuhalten und nach Möglichkeit wieder zu minimieren.



Abb. 1: Entwicklung der Stoffkreisläufe in Ökosystemen: Unter weitgehend natürlichen Bedingungen (links), bei starker Störung durch menschliche Eingriffe (Mitte) und als Zielstellung durch Schutzmaßnahmen (rechts) (Ripl, 1996).

Als Ursachen für diese Destabilisierung der Gewässerökosysteme sind die folgenden Faktoren zu nennen:

- die übermäßigen und nichtstandortgemäßen Nutzungen in den Einzugsgebieten,
- das bewusste Entsorgen von Abfällen direkt in die

Gewässer, z. B. durch das Einleiten von nicht oder unzureichend gereinigten Abwässern aus den Kommunen und der Industrie.

Zunächst waren diese Eingriffe noch regional und gering. Sie konnten über die Selbstreinigungskapazität noch weitgehend ausgeglichen werden.

Mit dem Tiefstand der Gewässerqualität in Deutschland in den 70er Jahren (ehemalige DDR 80er Jahre) hat sich schnell eine konstruktive Gewässerschutzpolitik im Rahmen der Umweltpolitik entwickelt. Beeinträchtigte/geschädigte Gewässer müssen repariert werden. Dazu gehören auch die Darß-Zingster Boddenengewässer.

Schutz der Gewässer vor nachhaltigen Einwirkungen Gewässerschutz nach DIN 4095

Ein nachhaltiger Gewässerschutz erfordert für die Ableitung notwendiger und machbarer Zielstellungen detaillierte Kenntnisse zum Gewässerzustand sowie seinen Ursachen und Wirkungen. Darin integriert sind die gesellschaftlichen Aspekte einer Nutzung der Wasserressourcen und auch die Belange des Naturschutzes.

Für die Gewässerbeeinträchtigung werden heute vier stoffliche Kategorien unterschieden. Berücksichtigt wird weiterhin die Störung der ökologischen Struktur. Alle Kategorien sind mehr oder weniger miteinander vernetzt. Je nach Standort des Gewässers können bestimmte an Priorität gewinnen (Abb. 2).

Für die Darß-Zingster Boddenkette hat das Problem der Eutrophierung immer noch eine große Bedeutung (vgl. Beitrag Schlungbaum, Baudler & Krech in diesem Band). Längst war der Prozess der natürlichen Eutrophierung in den der rasanten Eutrophierung (d. h. vom Menschen beschleunigten) übergegangen. Der Eintrag sauerstoffzehrender Substanzen (Kategorie der Saprobisierung) ist heute durch den Bau moderner Kläranlagen weitgehend zurückgedrängt worden. Dafür gibt es aber als Folge der Eutrophierung über die Sauerstoffzehrung der im hohen Maße akkumulierten Schlämme (vgl. Abb. 2 in o. g. Beitrag) das Problem der gewässerinternen Saprobisierung.

Die Kategorie der Kontamination (Vergiftung) spielt, wie am Beispiel der Schwermetalle im Beitrag von Duffek, Schlungbaum & Bachor gezeigt werden konnte, für die Boddengewässer keine Rolle. Ebenso gibt es keine Folgewirkungen der Infektion mit pathogenen Keimen, wie durch die ständig ausgewiesene gute und nur durch Trübung beeinflusste Badewasserqualität belegt wird.

Damit ist klar aufgezeigt, dass die gegenwärtig noch vorhandene Nährstoffproblematik aus externen und internen Quellen in den Mittelpunkt der Gewässerschutzpolitik zu stellen ist:

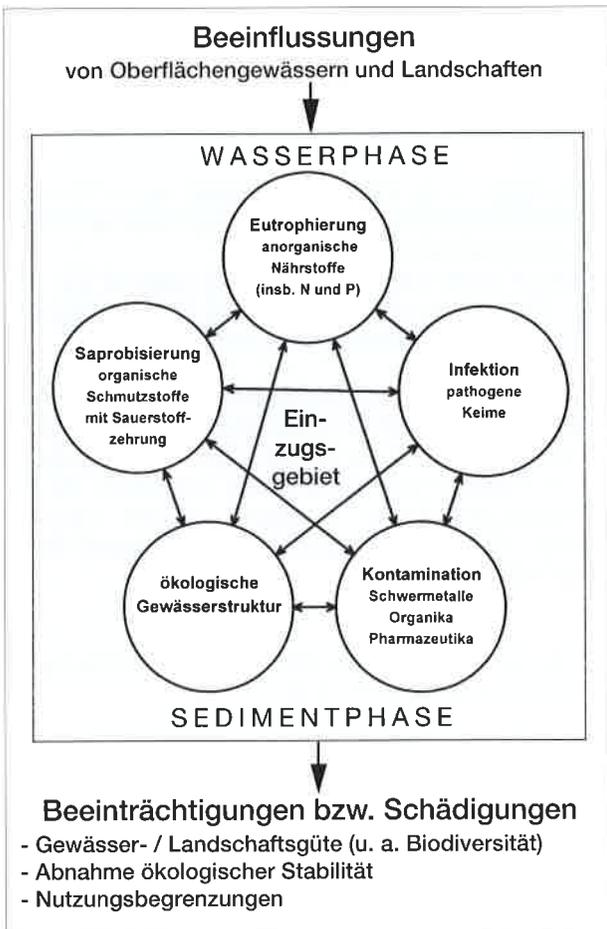


Abb. 2: Kategorien und Vernetzung der Gewässerbeeinträchtigung.

- Erfordernisse für den Gewässerschutz ergeben sich sowohl aus regionalen als auch aus überregionalen Aspekten. Dazu gehört unbedingt die Bedeutung der Boddengewässer als Landschaftsteil, also eines Naturraumes, und auch die aus Gründen der Nutzung für den Menschen (Siedlungsraum und Tourismusgebiet).
- Möglichkeiten für die nachhaltige Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit sind durch die im Beitrag von Schlungbaum, Baudler & Krech in diesem Band (Abb. 8 und 9) aufgezeigten Bilanzen für Phosphor- und Stickstoffverbindungen bereits konkret herausgearbeitet worden. Es können für die Restaurierung (Reduzierung interner Quellen) Maßnahmen genannt werden.

Innerhalb der Wirkungskette Landschaft - Bodden - Ostsee ist unbedingt zu berücksichtigen, dass die Boddengewässer die letzte Station sind, wo für einen Schutz der Ostsee aktiv einzugreifen ist. Grundprinzip der abzuleitenden Gewässerschutzpolitik müssen ökologische Erfordernisse bei einer ökonomischen Vertretbarkeit sein.

Elemente einer modernen Gewässerschutzpolitik

Die Gewässerschutzpolitik benötigt klare auf das Prinzip der Nachhaltigkeit ausgerichtete Zielvorstel-

lungen. Diese werden in der modernen Umweltpolitik in Form von Leitbildern definiert. Dafür ist die Bewertung der Umweltsysteme (hier Gewässer) nach dem aktuellen Zustand (Istzustand) und nach einem potentiellen Naturzustand (Referenzzustand) erforderlich. Die Differenz in der Bewertungsanalyse entscheidet dann über die Machbarkeit einer Sanierung/Restaurierung.

Von den Definitionen der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA, 1998) sollen die wichtigsten bezüglich der Belange dieses Beitrages wiedergegeben werden.

Leitbild: „Das Leitbild wird definiert durch den potentiell natürlichen Zustand. Es beschreibt kein konkretes Sanierungsziel, sondern dient als Bezugsgrundlage (Referenzzustand) für die Bewertung eines Gewässers. Das Leitbild für jedes Gewässer ist individuell zu ermitteln.“

Naturzustand: „Natürlicher Zustand, in dem sich ein Gewässer befände, wenn es keinerlei anthropogene Einflüsse gäbe. Anthropogene Einflüsse auf stehende Gewässer lassen sich seit mehreren tausend Jahren nachweisen. In Mitteleuropa gibt es wahrscheinlich keinen einzigen See mehr im historischen Naturzustand, so daß sich dieser auch nicht mehr durch Messungen feststellen und quantitativ beschreiben läßt. Er kann daher weder als Leitbild noch als Referenzzustand herangezogen werden.“

Für die geologisch und ökologisch noch relativ jungen Boddengewässer gilt das im übertragenen Sinne, wobei die noch nicht erreichte ökologische Stabilität unbedingt zu berücksichtigen ist.

Potentiell natürlicher Zustand (Leitbild): „Unbelasteter Zustand eines Gewässers, der seinen naturräumlichen (geologischen, geographischen und klimatischen) Randbedingungen entspricht. Gewisse vom Menschen gesetzte irreversible und sinnvollerweise nicht zu verändernde Fakten werden akzeptiert und einbezogen. Aus der Tatsache heraus, daß der Mensch ein Teil des Ökosystems ist und daher wie jede Population in jedem Ökosystem allein schon durch seine Existenz Auswirkungen auf das System ausübt, werden anthropogene Einflüsse toleriert, solange sie nicht zu einer Belastung des Gewässers führen. Dazu gehört auch ein anthropogener Anteil eines unvermeidbaren, potentiell natürlichen Nährstoffeintrages. Der potentiell natürliche Zustand beschreibt das Leitbild und dient als Referenzzustand. Er ist das aus limnologisch-fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, das allerdings oft auf Grund bestehender sozio-ökonomischer Beschränkungen nicht erreichbar ist.“

Diese aus der Sicht der Limnologie formulierte Definition ist unter Beachtung der speziellen Rahmenbedingungen auch auf innere Küstengewässer übertragbar.

Referenzzustand: „Zustand eines Gewässers, der mit dem Ist-Zustand verglichen wird, um aus diesem Vergleich eine Bewertung abzuleiten. Als Referenzzustand dient der potentiell natürliche Zustand.“

Istzustand: „Derzeitiger, durch Untersuchungen feststellbarer (trophischer) Zustand.“

Entwicklungsziel: „Das Entwicklungsziel beschreibt den unter den gegebenen sozio-ökonomischen Bedingungen durch Schutz- und Sanierungsmaßnahmen erreichbaren Zustand eines Gewässers. Es ist das auch unter Einbeziehung von Kosten-Nutzen-Betrachtungen realisierbare Sanierungsziel, das häufig nicht oder nur unter günstigen Rahmenbedingungen identisch ist mit dem potentiell natürlichen Zustand.“

Für die von der Eutrophierung betroffenen Boddengewässer ist auch die Definition des potentiell natürlichen Nährstoffeintrages von wesentlicher Bedeutung:

Potentiell natürlicher Nährstoffeintrag: „Der potentiell natürliche Nährstoffeintrag resultiert aus der natürlichen Bodenauswaschung von ungenutzten und natürlichen Flächen, aus der direkt auf die Gewässerfläche auftretenden trockenen und nassen Deposition (Niederschlag) sowie aus dem jeweiligen Nährstoffeintrag von genutzten Flächen im Einzugsgebiet in das Gewässer, der selbst bei einer ausschließlich extensiv land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung nicht unterschritten werden kann.“

Dieses auf frühere, heutige und vielleicht zukünftige Beschaffenheitszustände ausgerichtete Leitgefüge benötigt unbedingt ein verallgemeinertes und auf die wesentlichen Inhalte ausgerichtete Bewertungssystem, das sowohl Wissenschaftlichkeit als auch Praktikabilität als Grundlagen hat.

Bewertbarkeit der aktuellen und ökologisch möglichen Beschaffenheit der Boddengewässer

Während für Binnengewässer, d. h. für Flüsse und Seen, solche Bewertungssysteme zur Beschaffenheitsdifferenzierung* schon länger aktuell sind, gibt es solche für Küstengewässer und Ästuare in allgemein verbindlicher Form noch nicht. Lediglich für Mecklenburg-Vorpommern ist seit den 80er Jahren eine Klassifizierungsrichtlinie in Kraft. Diese blieb nach der politischen Wende 1989/1990 als Landesrichtlinie für Mecklenburg-Vorpommern gültig. Klassifiziert wird in sechs Beschaffenheitsklassen nach Parametern der Nährstoffverhältnisse, der biologischen Produktivität und den Sauerstoffbedingungen sowie der organischen Belastung (Tabelle 1) für den Wasserkörper. Es gilt also das Trophiesystem in Weiterführung der Seenklassifizierung.

Die genannten Bewertungsschemen berücksichtigen nicht die Sedimente als einen für die Beschaffenheit

* Fließgewässer: Saprobien-system - Klassifizierung des heterotrophen Potentials, im fünfjährigen Abstand seit 1976 die Saprobienarten für Deutschland, in der DDR waren die Bewertungsmerkmale in der TGL 22 764 zusammengefasst.

Standgewässer: Trophiesystem - Klassifizierung des autotrophen Potentials, für Deutschland, nach anfänglichen sporadischen Seenberichten, seit 1996/1998 mit der LAWA-Richtlinie verbindlich, in der DDR gab es eine Seenklassifizierung seit Anfang der 80er Jahre (TGL 27 885/01).

Klasse Trophiegrad	Klasse 1 oligo- troph	Klasse 2 meso- troph	Klasse 3 eutroph	Klasse 4 stark eutroph	Klasse 5 poly- troph	Klasse 6 hyper- troph
Nährstoffverhältnisse [µmol/l]						
o-PO ₄ -P	≤ 0,5	≤ 1,5	≤ 3	≤ 5	≤ 10	> 10
Ges. P	≤ 1	≤ 3	≤ 6	≤ 10	≤ 20	> 20
anorg. N	≤ 10	≤ 30	≤ 60	≤ 100	≤ 200	> 200
Biologische Produktionsverhältnisse						
Phytoplankton cm ³ /m ³	≤ 1	≤ 5	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≥ 40
Chlorophyll a mg/m ³	≤ 2	≤ 10	≤ 25	≤ 50	≤ 100	> 100
Sichttiefe m	≥ 6	≥ 4	≥ 2	≥ 1	≥ 0,5	< 0,5
pH-Wert	≤ 8,0	≤ 8,5	≤ 9,0	≤ 9,5	≤ 10	> 10
Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung						
O ₂ -Sättigung %	90-100	80-130	60-150	40-200	20-250	0-300
O ₂ -Gehalt in Grundnähe mg/l	≥ 8	≥ 6	≥ 4	≥ 2	≤ 2	anaerob
BSB ₅	≤ 2	≤ 4	≤ 6	≤ 8	≤ 10	> 10

Tabelle 1: Klassifizierung der Küstengewässer nach dem Merkmalkomplex „Trophie und organische Belastung“.

von Flachgewässern bedeutenden Faktor (vgl. dazu auch Beitrag Schlungbaum, Baudler & Krech in diesem Band). Mit dem von Schlungbaum und Nausch bereits 1987 vorgeschlagenen Standard für innere Küstengewässer der Ostsee ist erstmalig die Bedeutung der Sedimentbeschaffenheit integriert worden. Der Merkmalkomplex „Sedimente“ besteht aus den Kriterien: Schlickanteil an der Boddenoberfläche und Gesamt-P-Gehalt in den Schlicksedimenten. Schlick ist definitionsgemäß ein Sediment mit mehr als 5 % organischer Substanz an der Gesamtrockenmasse.

Ebenfalls unberücksichtigt bleibt bei den genannten Bewertungsverfahren die Tatsache, dass jedem Oberflächengewässer aufgrund der morphologischen, hydrologischen und bei Küstengewässern auch der hydrographischen Bedingungen und aufgrund der Einzugsgebietskriterien nur eine bestimmte naturgegebene Beschaffenheit zuzuordnen ist. Dieser Fakt wurde ebenfalls im Standardvorschlag von 1987 für Küstengewässer berücksichtigt. Diese Art von „Gewässerbeleg“ ist auf der Grundlage des Standards für stehende Gewässer der ehemaligen DDR (TGL 27 885/01) weiterentwickelt worden.

Beide genannten Punkte werden spätestens mit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000) unbedingte Mitvoraussetzung, wenn die ökologische Gewässerqualität als Abweichung vom möglichen Naturzustand bewertet werden muss.

Aus der Sicht der Beschaffenheitssituation innerer Küstengewässer der südlichen Ostsee werden die in Tab. 2 enthaltenen Kriterien benutzt und für die Darß-Zingster Boddenkette mit einer naturgegebenen Beschaffenheitsklasse ausgewiesen.

Die Gesamtanalyse weist für die gesamte Boddenkette die Klasse 3 mit Tendenz zur Klasse 4 aus, wobei die ostseefernen Gewässerteile schlechter und die ostseeneren Teile besser sein können. Die in drei Varianten einbezogenen Nährstoffsituationen als Wir-

kung aus dem Einzugsgebiet beeinflussen mit dem heute bereits erreichten Niveau den naturgegebenen Zustand relativ wenig.

Damit weicht der aktuelle Beschaffenheitszustand, wie er im o. g. Beitrag diskutiert wurde, mindestens um eine Beschaffenheitsklasse vom natürlich möglichen ab, d. h. mit der Verwirklichung von Gewässerschutzmaßnahmen kann nur diese Differenz zum Referenzzustand abgebaut werden.

Kriterium	mögliche Trophiesituation Boddengewässer		
	ostseefern	Mittelwert	ostseenahe
(1) mittlere Tiefe	=	4-5	=
(2a) Verweilzeit Flußwasser	-	2	=
(2b) Verweilzeit Ostseewasser		3	=
(3) Salzgehaltsabstufung	-	2-5	+
(4) Volumenquotient	-	2	=
(5) Flächenquotient	-	2	=
(6) % Schlick auf Gewässerboden	-	2-5	+
(7) P-Konzentration im Schlick	-	2-5	+
P-Freisetzung im Sediment	-	4-5	+
ökologische Struktur der Boddenzuflüsse	=	2-3	+
MO Summe (Situation ohne externe Nährstoffeinträge)	-	2,5-3,7	+
Berücksichtigung der Nährstoffeinträge:			
M 1: geogene Hintergrundwerte (P und N)			
M 1: geogener Hintergrund-P	=	2	=
M 1: geogener Hintergrund-N	=	2	=
M 2: Zielvorgabe Güteklasse II für Zuflüsse			
P	+	2-3	-
NO ₃ -N	=	5	+
M 3: realistische Situation aus dem Einzugsgebiet = Güteklasse II-III			
P	-	3	+
NO ₃ -N	=	5	+
Gesamtsituation mit Berücksichtigung der Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet			
MO mit M 1	-	2,4-3,7	+
MO mit M 2	-	2,8-3,8	+
MO mit M 3	-	2,8-3,8	+

Tabelle 2: Naturgegebener Referenzzustand bzw. mögliche Trophiesituation für die Darß-Zingster Boddengewässer.

Klasse 2 = mesotroph, Klasse 3 = eutroph, Klasse 4 = polytroph, Klasse 5 = hypertroph. Mittelwerte und Tendenzen für ostseeferne und ostseenahe Gewässerteile; = entspricht Mittelwert, + besser, - schlechter (Schlungbaum, Baudler, Krech & Kwiatkowski, 2000).

Möglichkeiten zur Reduzierung des hohen Eutrophierungsniveaus in den Boddengewässern

Das Instrumentarium für den Gewässerschutz reicht von Maßnahmen zur Unterbindung von Quellen (Ursachenbekämpfung) bis zu solchen zur Beeinflussung von Wirkungen (Symptombekämpfung). Von nachhaltiger Wirkung ist nur die dauerhafte Vermeidung von

Quellen der Gewässerbelastungen. In der Eutrophierungsproblematik bedeutet das, dass die biologische Nährstoffverfügbarkeit bei den Quellen mit möglichst weitreichender Minimierung beeinflusst werden muss. Dafür kommen, wie bereits mit den Nährstoffbilanzen auf Seite 34 (Abb. 8 und 9) für die Boddengewässer gezeigt werden konnte, sowohl Veränderungen bei den externen Quellen (punktuell und diffus) als auch internen Verfügbarkeiten in Frage (vgl. dazu Abb. 3).

Bezüglich der Hauptquellen der Nährstoffe für den rasanten Eutrophierungsprozess konnte in den Abb. 8 und 9 (S. 34) gezeigt werden, dass

- die P-Wirkungen heute im wesentlichen durch die gewässerinterne Verfügbarkeit verursacht werden und externe Quellen sowohl im punktuellen als auch im diffusen Bereich für sich genommen kaum noch eine höhere als mesotrophe Gewässerbelastung erzeugen (die internen P-Quellen liegen sechs- bis achtfach über den externen und bedeuten eine Gewässerhypertrophie) und
- die N-Wirkungen ihre Hauptquellen im Einzugsgebiet der Boddenkette haben. Die größten Einträge stammen aus diffusen Quellen. Über das Grundwasser und aus Dränagen kommen mehr als 90 % der gesamten diffusen Einträge.

Demzufolge ergeben sich für die Belastungsreduzierung der Bodden vollkommen verschiedene Ansatzpunkte für den Gewässerschutz.

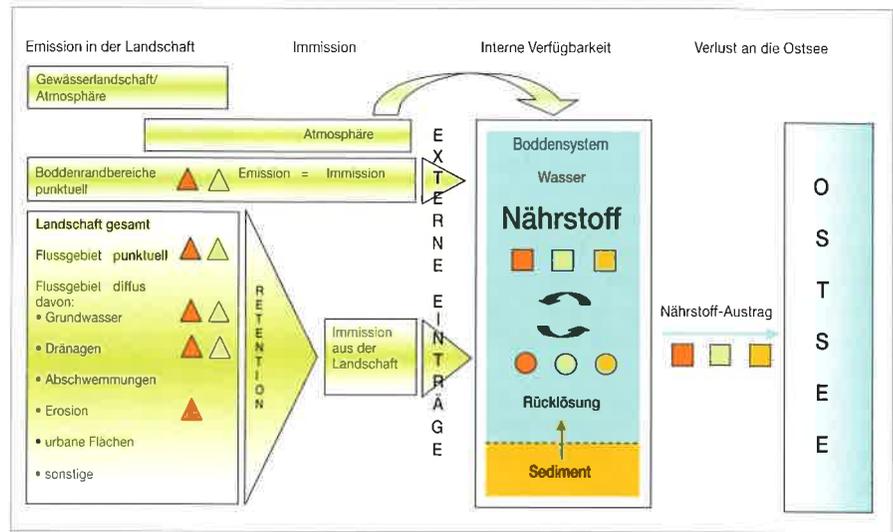
Zur Reduzierung der P-Belastungen

Über einfache Modell-Rechnungen (Vollenweider) kann für die hydraulischen Bedingungen der Boddenkette und aus der P-Flächenbelastung ($g P \cdot m^{-2} a^{-1}$)

Tabelle 3: Quellen der P-Belastung für das Boddensystem und die Wirkungen auf den Trophiezustand; mesotroph⁷ weil die oligotrophe Stufe auszuschließen ist (Schlungbaum, Baudler, Krech & Kwiatkowski, 2000).

Nährstoffimmissionen bzw. Nährstoffverfügbarkeiten		Flächenbelastung $g P m^{-2} a^{-1}$	Trophieprognose nach Vollenweider
Eintragsweg	Eintrag in $t P a^{-1}$		
Gewässerinterne Belastung			
insbesondere Sedimente	360-480	1,80-2,40	hypertroph
Gewässerexterne Belastung			
Summe:	50-60	0,250-0,300	eutroph
Atmosphäre	7,4	0,037	mesotroph ⁷
Boddenrand-Gemeinden	2,4	0,012	mesotroph ⁷
Einzugsgebiet/Landschaft	40-50	0,200-0,250	meso-/eutroph
davon:			
punktuell	8-10	0,040-0,050	mesotroph ⁷
diffus	32-40	0,160-0,200	mesotroph
davon: z. B.			
Grundwasser	11-14	0,055-0,070	mesotroph ⁷
Erosion	11-14	0,055-0,070	mesotroph ⁷
übrige	10-12	0,050-0,060	mesotroph ⁷

Abb. 3: Ansatzpunkte für die Reduzierung der Nährstoffverfügbarkeit in den Boddengewässern. Darstellung analog zu den Bilanzbildern auf Seite 34 (Schlungbaum, Baudler, Krech & Kwiatkowski, 2000).



(Summe der Einträge + Verfügbarkeiten) auf die wahrscheinliche Wirkung auf den Trophiestatus geschlossen werden (Tabelle 3).

Die meisten Eintragspfade verursachen heute nur eine Gewässer-Mesotrophie. Lediglich die gewässerinterne Verfügbarkeit liegt weit darüber. Durch die konstruktive Gewässerpolitik des Landes konnten insbesondere die Einträge über die kommunalen Abwässer von den 80er zu den 90er Jahren um über 80 % gesenkt werden. Weitere Kläranlagen bringen keine nennenswerten Auswirkung mehr für die Boddentrophie. Das bedeutet aber nicht, dass nicht noch Kläranlagen nötig sind, wo es sie noch nicht oder noch nicht in moderner Technik gibt. Allein die Gründe der Hygiene bestimmen hier die Notwendigkeit.

Auch für die diffusen P-Einträge in der Gesamtheit oder in der Einzelgliederung führen bei weiteren Senkungen zu keiner neuen Trophiesituation im Bodden system.

Der einzig wirksame Weg für die Verbesserung der Boddengewässerbeschaffenheit ist der der Senkung der internen P-Belastungen. Soll nur die naturgegebene eutrophe Stufe in der Zielstellung erreicht werden, müsste die P-Verfügbarkeit auf den Bereich von 0,6 g P m²a⁻¹ reduziert werden, das sind 25 bis 30 % der heutigen Belastung. Dabei kann das erreichte niedrige Niveau der externen Belastungen weitgehend vernachlässigt werden.

Dafür kommt in der Diskussion des heutigen Methodenspektrums nur die Entnahme von P-reichen Schlämmen in Frage, wenn der Erfolg nachhaltig sein soll. Mit der Schlammmentnahme werden auch sauerstoffzehrende organische Materialien (Problem der gewässerinternen Saprobisierung) und stickstoffhaltiges Material entnommen. Der Schlamm der Boddengebiete ist nicht kontaminiert und kann so als wertvolles, in der Natur entstandenes organisches Material genutzt werden, z. B. nach Entsalzung zur Bodenverbesserung in der Landwirtschaft.

Dieser Restaurierungsweg wurde für das Bodden system bereits in den 80er Jahren durch die Anlage künstlicher Sedimentationsräume beschritten. Diese Vertiefungen im Gewässerboden akkumulieren im Ergebnis der Wasserdynamik die nährstoffreichen

Schlämme, die dann regelmäßig zu entnehmen sind. Solche Sedimentfallen wurden errichtet in der Recknitzmündung (1987), in der Barthemündung (1988), in der Mündung des Körkwitzbaches (1989) und als Rinne über den Ribnitzer See (1989 - 1991). Weitere Standorte können aufgrund der durch hydrologische besonders zur Akkumulation neigenden Standorte im Bodden festgelegt werden. Die Wirksamkeit konnte inzwischen bewiesen werden. Mit der Entnahme von 1 m³ Frischschlamm würde der Bodden um 100 kg Trockenmasse, um 20 kg organische Substanz, um 40 bis 50 g P und um 200 bis 300 g N entlastet werden. Eine durchgreifende Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit würde aber erst bei der Entfernung von sechs bis sieben Millionen Tonnen (t = m³) Schlamm greifen. Die Entnahme von Schlamm aus Sedimentationsfallen wird durch die erforderlichen Fahrrinnenbaggerungen mit externer Verbringung des Baggergutes wesentlich unterstützt. Da eine großflächige Schlammabsaugung aus ökologischen und auch ökonomischen Gründen nicht in Frage kommt, ist die Anlage und Bewirtschaftung von künstlichen Sedimentationsräumen mit partieller Entnahme eine echte ökologisch tragfähige Alternative für die Sanierung/Restaurierung der Boddengewässer und dazu noch für eine bessere Sicherung des Schutzes der Ostsee vor Verunreinigungen (HELCOM).

Zur Reduzierung der N-Belastungen

Die heutige Stickstoffbelastung der Bodden lässt aus der Sicht der ökologischen Verträglichkeit nur die Ableitung eines hypertrophen Status zu. Mit 1.500 bis 1.800 t N/a als Gesamtimmision (= 7,5 bis 9 g N m² a⁻¹ als Flächenbelastung) wird das für Flachgewässer zu tolerierende Niveau (< 2 g N m² a⁻¹) erheblich überschritten. Die Gesamtbelastung verteilt sich mit ca. 270 t N/a auf atmosphärische Einträge und mit 1.200 bis 1.500 t N/a auf Einträge aus dem Einzugsgebiet. Nur 5 % sind daran als punktuelle Quellen beteiligt. Die Hauptlast kommt zu über 82 % der Gesamtbelastung über den Grundwasser- und Drainwasserpfad. Demzufolge ist eine drastische Senkung des N-Imports nur bei Veränderungen in der Landschaftsnutzung möglich.

Es ist kaum erreichbar, dass es bei Veränderungen in der Landnutzung auf eine Reduzierung auf das Niveau von $< 2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ kommen wird. Sie ist auch kaum bei den heutigen Nutzungsstrukturen möglich. Hier muss der Gewässerschutz von Umweltschutzprojekten mit anderen Zielstellungen profitieren. Dazu gehören unbedingt Projekte, die den Wasserrückhalt in der Landschaft fördern, denn, wo weniger und auch langsamer Wasser fließt, fließen auch keine Nährstoffe. Hinzu kommt, dass bei größeren Aufenthaltszeiten des Wassers in der Landschaft das Rückhaltevermögen (Retention) für N-Substanzen größer wird.

Ein Beispielprojekt dieser Art ist das EU-Life-Projekt zur Renaturierung des Flusstalmoores der Recknitz. Mit der Zielstellung, die Lebensräume für seltene Tierarten zu vergrößern, sollen Flussbegradigungen in der Recknitz oberhalb Bad Sülze auf einer Strecke von 12 km wieder zurückgebaut werden (Abb. 4 und 5).

Daneben müssen natürlich alle weiteren Maßnahmen, die eine Senkung der N-Emissionen zur Folge haben, ebenfalls Berücksichtigung finden. Dazu gehört u. a. eine optimierte Düngewirtschaft.



Abb. 4: Neben der begradigten Recknitz sind noch deutlich die ehemaligen Mäander, die in diesem Abschnitt wieder hergestellt werden, zu erkennen (LUNG Mecklenburg-Vorpommern, 1998).

- besten Voraussetzungen für eine möglichst weitgehende Reduzierung (z. B. Abwasserreinigung) und im gewässerinternen Bereich durch Schlammmentnahme an dafür konkreten Standorten.
- Für Stickstoff sind diese Bedingungen bei höher eutrophierten Gewässern nicht gegeben, weil bei einer Verarmung des Gewässers an anorganischen Stickstoffverbindungen die Eigenversorgung über die

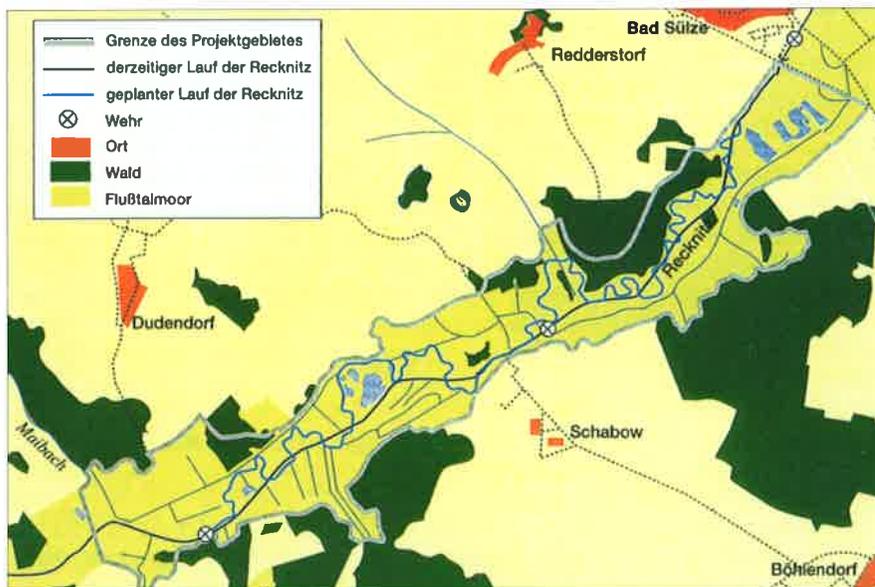


Abb. 5: Skizze des Projektgebietes, Renaturierung des Flusstalmoores der Recknitz" oberhalb Bad Sülze (LUNG Mecklenburg-Vorpommern, 1998).

Sanierung/Restaurierung durch Maßnahmen im P- oder N-Bereich oder in beiden Bereichen?

Bei so unterschiedlichen Strategien für den Gewässerschutz muss die Frage entschieden werden, ob die Reduzierung eines Nährstoffes evtl. ausreichend ist oder ob Maßnahmen auf beide Nährstoffe ausgedehnt werden müssen.

Die mit dem Eutrophierungsprozess eng verbundene autotrophe Produktion benötigt die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff im allgemeinen im Verhältnis 1 : 16. Fehlt einer der beiden Nährstoffe oder gerät einer schnell in ein Minimum, kann keine Produktion stattfinden, d. h. einer der Nährstoffe übernimmt die Funktion eines Steuerfaktors. Im allgemeinen muss Phosphor dafür angesehen werden. Dafür sprechen mehrere Gründe:

- Für Phosphor bestehen im externen Bereich die

Luftstickstoffbindung das Defizit ausgleichen kann. Außerdem ist es schwierig und kostspielig im externen Bereich die Einträge auf ein benötigtes Maß zu reduzieren, z. B. ist die weitergehende N-Elimination in Kläranlagen nur für große Anlagen empfehlenswert (Kosten!) und die diffusen Quellen in der Landschaft sind kaum in einem erforderlichen Maß reduzierbar.

Daraus folgt klar, dass die weitergehende P-Elimination aus Gründen der Kosten und der Machbarkeit der Vorrang zu geben ist. Das bedeutet aber nicht, dass nicht externe N-Einträge reduziert werden müssen. Dafür sprechen unbedingt spezielle Wirkungen hoher N-Angebote auf Organismen.

Im Falle der Boddengewässer muss eindeutig die Minimierung der P-Angebote im Vordergrund stehen und das Maß der N-Belastung auf ein Maß der Gewässer-Eutrophie reduziert werden.

Ökonomische Aspekte des Gewässerschutzes

Maßnahmen des Umweltschutzes und so auch speziell des Gewässerschutzes sind sehr kostenaufwendig. Die Kosten werden größer, wenn notwendige Maßnahmen zu spät durchgeführt werden. Der prophylaktische Gewässerschutz ist der kostengünstigste und die Reparaturen am Gewässer und in der Landschaft gehören zu den teuersten. Dennoch müssen immer die ökonomischen Aufwendungen für eine Region vertretbar bleiben. Oberstes Ziel in dieser Diskussion muss die Erhaltung der Gewässer als Naturraum (Nachhaltigkeit) und auch die Erhaltung von gesellschaftlichen Nutzungen (meistens ein regionaler Aspekt) sein.

Bei der Durchsetzung von Sanierungs- und Restaurierungsmaßnahmen spielen bei der Auswahl von Strategien neben den ökologischen Erfordernissen immer die Kosten einer Methode eine Rolle.

Neben diesem mehr wissenschaftlich getragenen Ansatz sind unbedingt die inzwischen vielseitig vorhandenen nationalen und internationalen Regelungen für den Gewässerschutz verbindlich. Die dort formulierten Zielstellungen/Vorgaben werden ohne die Frage nach den Kosten wirksam. Sie sind umweltpolitisch zu erfüllen.

Dazu gehören z. B. die Verpflichtungen aus der HELSINKI-Konvention für den Bereich der Ostsee mit den Küstengewässern, aus der EU-Wasserrahmenrichtlinie mit der Zielstellung gute ökologische Gewässerqualität für alle Oberflächengewässer oder auch aus dem Integrierten Küstenzonenmanagement der EU mit der Vision einer nachhaltigen Ostseeregion bis zum Jahr 2030.

Nationale und internationale Vorgaben für die Gewässerschutzpolitik

Mit dem Erreichen eines Tiefstandes im Zustand der Oberflächengewässer in Deutschland (inkl. DDR, hier später) und in der Welt hat es wesentliche Anstrengungen für positive, in Richtung der Verbesserung der Beschaffenheitssituation gerichtete Entwicklung gegeben. Dafür sind sowohl in Deutschland als auch im internationalen Rahmen die verschiedensten Gesetze, Verordnungen, Richtlinien, Konventionen als staatlich vorgegebener Rahmen für einen besseren Schutz der Gewässer formuliert und in Kraft gesetzt worden. Dafür konnte von einem erheblichen Vorlauf in der Wissenschaft ausgegangen werden. Einige wesentliche Situationen auf diesem Weg sollen mit Bezug auf die Küstengewässer genannt werden:

Wasserhaushaltsgesetz (WHG) des Bundes in der Neuformulierung vom November 1996: Im § 1a (1) werden die modernen Erfordernisse für den Schutz der Gewässer festgelegt:

„Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Pflanzen und Tiere zu sichern. Sie sind so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischer Funktionen unterbleiben.“

Mit der Überarbeitung des WHG als Rahmengesetz des Bundes werden gegenüber vorher die mehr auf Nutzungen ausgerichteten Vorgaben auf die Basis Gewässer als Ökosystem zu sehen als Voraussetzung für die Erhaltung des Lebens gestellt. Damit erfolgte eine notwendige Anpassung an inzwischen weitergehende internationale Vorgaben der Umweltpolitik. Der Rahmen des WHG ist durch die einzelnen Bundesländer durch spezielle Landeswassergesetze untersetzt worden. In diesem Rahmen gibt es in Deutschland ein sehr breites Spektrum von Verordnungen usw. zur Durchsetzung einer konstruktiven Gewässerschutzpolitik, z. B. die Abwasserverordnung (Neufassung von 1997/1998) oder das Abwasserabgabengesetz von 1976 mit laufender Fortschreibung. Diese Verordnungen hatten und haben das Emissionsprinzip als Grundlage. In Mecklenburg-Vorpommern wurden die Ergebnisse und die noch nötigen Vorhaben der Gewässerschutzpolitik aus der Sicht des Abwasserbereiches 1999 in einem „Generalplan Abwasserbeseitigung“ zusammengefasst.

EG/EU-Abwasserrichtlinie vom 21.05.1991 (91/271/ EWG):

Die Richtlinie der Europäischen Gemeinschaft verfolgt den Gewässerschutz sowohl mit Emissions- als auch mit Immissionsbezug. Zu den bedeutenden Inhalten dieser Richtlinie (inzwischen auch in Deutschland in nationales Recht umgesetzt) zählen:

- Zur Verhinderung, dass die Umwelt durch die Einleitung von unzureichend gereinigtem kommunalen Abwasser geschädigt wird, ist grundsätzlich eine Zweitbehandlung (biologische Stufe) dieses Abwassers erforderlich. Die nur mechanische Abwasserbehandlung ist nicht mehr gestattet - Emissionsschutz!
- Es wird bei Vorflutern nach empfindlichen und weniger empfindlichen Gebieten unterschieden. Damit wird neben dem Emissionsprinzip auch das Immissionsprinzip berücksichtigt. Für empfindliche Gebiete (dazu gehören alle inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee) muss eine weitergehende Abwasserbehandlung erfolgen, d. h. die weitergehende Nährstoffelimination in Kläranlagen > 10.000 Einwohnerwerte wird vorgeschrieben. Diese Forderungen sind für Mecklenburg-Vorpommern inzwischen weitestgehend erfüllt worden.

EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL):

Nach fünfjähriger intensiver Diskussion auf allen Ebenen ist im September 2000 durch das europäische Parlament und den EU-Ministerrat die WRRL verabschiedet worden. Mit der WRRL wird durch den neuen Ordnungsrahmen für eine gemeinsame Wasserpolitik eine ganz neue Qualität auch für den nachhaltig wirkenden Gewässerschutz erreicht. Dieser besteht im erstmalig durchzusetzenden ökosystemaren Ansatz und in der Formulierung des Ganzheitlichkeitsprinzips (Einheit von Gewässer und Umland). Die Küstengewässer, incl. aller Ästuare als Übergangsgewässer - also auch der Boddengewässer - sind ausdrücklich in die Gültigkeit einbezogen. Wichtig ist auch der durchgehende Betrachtungsansatz für Gewässer von der Quelle bis zur Küste in Form von Flussgebietseinheiten.

Aus der Sicht dieses Beitrages werden vor allem zwei Hauptzielstellungen besonders wirksam:

- Die Durchsetzung der guten ökologischen Gewässerqualität innerhalb von 15 Jahren, also bis 2015.
- Die Erfüllung von Bewirtschaftungsplänen innerhalb der Flussgebietseinheiten, ebenfalls innerhalb von 15 Jahren.

Die gute ökologische Gewässerqualität wird als Ausweis für eine Qualität von Struktur und Funktionsfähigkeit von Oberflächengewässerökosystemen verstanden. Dafür wird mehr als vorher die Bewertung des vorliegenden Gewässerzustandes an einen Referenzzustand erforderlich. Als Referenzzustand wird allgemein der bestmögliche Zustand (sehr guter ökologischer Zustand) angesetzt. Unterschieden werden soll nach den folgenden Stufen des ökologischen Zustandes: - sehr gut, - gut, - mäßig, - unbefriedigend, - schlecht.

Die gute ökologische Gewässerqualität wird zum allgemeinen Ziel festgelegt. Gleichzeitig wird ein Verschlechterungsverbot für die Wasserressourcen festgeschrieben.

Sehr guter ökologischer Zustand: „Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betroffenen Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur geringfügige Verzerrungen an. Die typspezifischen Bedingungen und biologische Gemeinschaften sind damit gegeben.“

Guter ökologischer Zustand: „Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächenwassertyps zeigen geringe, anthropogen bedingte Verzerrungen an, weichen aber nur geringfügig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betroffenen Oberflächengewässertyp einhergehen.“

Für den mäßigen Zustand sind dann schon stärkere Störungen durch anthropogen bedingte Verzerrungen festzustellen.

Auf die deutsche Gewässerpolitik übertragen bedeutet das, dass der potentiell natürliche Zustand, wie er als Leitbild formuliert wurde, als Maßstab für eine gute ökologische Gewässerqualität zu verwirklichen ist. Für die Darß-Zingster Boddengewässer ist das ein eutropher Gewässerzustand mit seinen lagemäßig verursachten Variabilitäten und einem möglichst stabilen Niveau.

Die Bewirtschaftungspläne für die Flussgebietseinheiten stellen mit gezielten Maßnahmen sicher, dass einerseits der nachhaltige Umgang mit den Naturressourcen und die Entwicklung der Lebensqualität für die hier lebenden Menschen abgesichert wird und andererseits keine Verschlechterung der Gewässersituation eintreten wird. Diese langfristig wirkende Verknüpfung von Ökologie und Ökonomie erfordert auch die breite Diskussion aller Maßnahmen der Landschafts- und Gewässerentwicklung. Der erforderliche aber auch vertretbare Gewässerschutz gehört uneingeschränkt dazu.

Das europäische Parlament hat ausdrücklich die Verknüpfung der WRRL mit anderen Festlegungen um die Gewässer verfügt. Aus der Sicht der hier betrachteten Bodden gehören dazu die Helsinki-Konvention, die Vogelschutzrichtlinie, die Abwasserrichtlinie, die FFH-Richtlinie und die Nitratrichtlinie, um nur einige zu nennen (weitere Informationen bei Schlungbaum & Krech, 2000, 2001).

Mit der **HELSINKI-Konvention** zum Schutz der Ostsee vor Verunreinigungen (1974, 1992) ist ein anderer gebietsbezogener Gewässerschutzansatz gegeben. Der Schutz der Ostsee vor einer weitergehenden Verschlechterung wird durch die Kommission (HELCOM) in Form von Empfehlungen für die Anliegerstaaten formuliert. Dazu gehört u. a. die Empfehlung zur 50 %-igen Reduzierung der Nährstoffemissionen, die bis heute nur für P-Frachten realisiert wurde.

Nach der politischen Wende wurde 1992 die Konvention aus dem Jahr 1974 neu formuliert und den neuen politischen Bedingungen angepasst (HELCOM II). So gehören die inneren Küstengewässer jetzt zum Konventionsgebiet und die EU ist neben den Anliegerstaaten Mitzeichner der Konvention. Spätestens an dieser Stelle wird die Verknüpfung von EU-Wasserrecht mit dem Wasserrecht um die Ostsee sichtbar.

Diese Weiterentwicklung der administrativen Seite der Gewässerschutzpolitik wirft natürlich viele neue Fragestellungen auch für die Forschung an den Wasserressourcen auf. Speziell für die Darß-Zingster Boddenkette kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse der komplexen Ökosystemforschung am Gewässer selbst und im Einzugsgebiet bereits viele Antworten für noch offene Fragen gibt. Der am Beispiel der Darß-Zingster Bodden erreichte Kenntnisstand lässt sich unter Beachtung der entsprechenden Gewässerspezifika auch auf die anderen inneren Küstengewässer übertragen.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Die Boddenlandschaft Darß-Zingst - ein Kleinod für den Tourismus

G. Schlungbaum, F.-P. Lender, M. Krech und B. Voigt

Tourismus als schnell wachsender Wirtschaftszweig

Weltweit gehört die Tourismusbranche zu den am schnellsten wachsenden Zweigen der Wirtschaft. Daraus ergibt sich zwangsläufig auch eine Schlüsselrolle für die weltweite Verwirklichung einer nachhaltigen Entwicklung. Nach Angaben der Welt-Tourismusorganisation (WTO) wächst der Weltreiseverkehr jährlich um 4 % und verdoppelt sich nach 20 Jahren. Nach einer Prognose der WTO wird es 2020 bereits 1,6 Milliarden internationale Touristen geben. Reiseweltmeister ist immer noch Deutschland. 1998 haben die Deutschen 63,4 Millionen Urlaubsreisen von mehr als fünf Tagen Dauer unternommen. 70 % davon führten ins Ausland, 30 % (= 19 Millionen) waren Inlandreisen. Insgesamt haben die Deutschen dafür 91,4 Milliarden DM ausgegeben. Der Tourismus bietet also für die Regionen teilweise sehr attraktive Einkommensmöglichkeiten. Er ist aber auch mit vielfältigen und teilweise erheblichen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden.

Die Verteilung der Tourismusanteile ist in Abhängigkeit von der Landschaft sehr unterschiedlich. Inseln und südliche Regionen verzeichnen die höheren Anteile. So sind z. B. die Abhängigkeiten von der Tourismuswirtschaft wie folgt:

Barbados: 32 %; Spanien: 13 %; Deutschland: 5,6 %.

Mitte der 90er Jahre wurden in Deutschland mehr als 5 % des Bruttosozialprodukts (= mehr als 140 Milliarden DM) bei Bindung von mehr als 2 Millionen Arbeitsplätzen erwirtschaftet.

Oasen des Tourismus in Mecklenburg-Vorpommern

Traditionell gehört das Gebiet des heutigen Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern zu den Haupttourismusregionen in Deutschland. Grund dafür ist die hohe Attraktivität der Landschaft und ganz besonders die der Ostseeküste (Abb. 1).

anach befinden sich ca. 25 % der Landschaftsfläche im Bereich einer sehr hohen und weitere 27 % einer sehr hohen bis hohen Bewertung. Diese Attraktivität der Landschaft, in der der Mensch wohnt, arbeitet und seine Freizeit genießt, steht beispielhaft für die nichtmateriellen, aber für viele Menschen dennoch sehr wichtigen Aspekte der Lebensqualität. Dazu gehört uneingeschränkt auch der Aspekt des Tourismus.

Eine Bewertung des Landschaftsbildes mit Hilfe der Kriterien Vielfalt, Eigenart, Naturnähe/Kulturgrad und Schönheit kam zu dem in Abbildung 1 dargestellten Ergebnis:

- Die unmittelbare Küstenzone, insbesondere die Außenküste, zählt zu den interessantesten Landschaften. Speziell im Bereich der Halbinsel Fischland-Darß-Zingst wechseln Formen der Flach- und Steilküsten mit auf 60 km Länge ausgebildeten feinen Sandstränden. Hier kann der Mensch noch eine sehr hohe Küstendynamik erleben. Er wird Zeuge, wie Land in kürzesten Zeiträumen vergeht und gebildet wird.

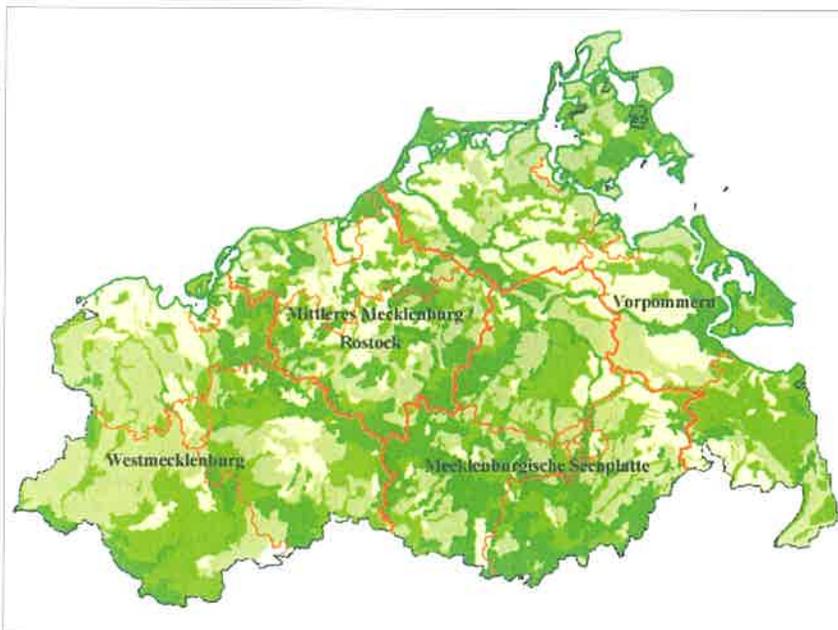


Abb. 1: Attraktivität des Landschaftsbildes in Mecklenburg-Vorpommern 1999 (aus Raumentwicklung M.-V., Ministerium für Arbeit und Bau, 1999).

- Von der Küstenzone landwärts gerichtet nehmen die hohen Qualitäten schnell ab (z. B. südliches Boddenrückland).
- Hohe Qualitäten werden dann wieder landesweit bei den Fließgewässersystemen deutlich erkennbar. Die Elbtalaue, das Warnowsystem, die Recknitz, die Trebel und die Peene sollen nur stellvertretend genannt werden. Im Bereich der Darß-Zingster Boddenlandschaft muss hier das Tal der Recknitz genannt werden. Die hohen Qualitätsausweise beziehen sich nicht nur auf den Flusslauf selbst, sie schließen das ganze Tal (Flusstalmoor) mit den ausgedehnten Hängen und Talauen mit ein.
- Weitere Bewertungsschwerpunkte sind dann - diesen Beitrag weniger berührend - die Landschaftszonen des Höhenrückens der Mecklenburgischen Schweiz und der Mecklenburgischen Seenplatte mit ihren Groß- und Kleinseenlandschaften.

Insgesamt ist es im Land der über 2.000 Seen, der nahezu 30.000 km langen Fluss- und Bachläufe sowie der über 1.700 km langen Außen- und Innenküsten (Bodden) ein Wechselspiel von Wasser und Wald, von Wasser und Feldern mit unterschiedlichen reliefbeeinflussten Strukturierungen, welches die Vielfalt und Eigenart des Landschaftsbildes gestaltet.

So begann die Entwicklung des Tourismus, des Kur- und Badelebens bereits recht früh in Mecklenburg-Vorpommern. 1792 wurde mit Heiligendamm das erste deutsche Seebad an der Ostseeküste gegründet. In der Darß-Zingster Region liegen die Anfänge im letzten Drittel des 19. Jahrhunderts. Aus ehemaligen Fischerdörfern entwickelten sich die heutigen Kurorte und Seebäder. Der Schwerpunkt dieser Entwicklung lag eindeutig bei der Küstenzone mit den Ostseebädern Prerow, Zingst, Ahrenshoop, Wustrow und Dierhagen (vgl. auch Beitrag Schlungbaum & Voigt in diesem Band).

In Mecklenburg-Vorpommern ist der Tourismus bereits seit längerer Zeit ein bedeutender Wirtschaftsfaktor. Der Tourismus, so Landeswirtschaftsminister Eggert auf dem 10. Tourismustag am 23. 11. 2000 in Göhren-Lebbin, spielt volkswirtschaftlich und arbeitsmarktpolitisch eine immer größere Rolle. So wuchs der Anteil des Tourismus am Bruttosozialprodukt des Landes von 2,4 % im Jahr 1993 auf 10,1 % für 1999. Damit liegt Mecklenburg-Vorpommern deutlich über dem Bundesdurchschnitt von 8%. Auch nahezu jeder sechste Arbeitsplatz hängt vom Tourismus ab. Die Zahl der direkt oder indirekt Beschäftigten liegt derzeit bei 106.000, das sind 15,1 % aller Erwerbstätigen des Landes. Im ersten Halbjahr 2000 verzeichnen die gewerblichen Herbergen des Landes stolze 22,6 % mehr Übernachtungen als im Vergleichszeitraum des Vorjahres. Nach vorsichtigen Schätzungen werden bis Ende des Jahres 4,2 Millionen Gäste für einen Spitzenwert von 18 Millionen Übernachtungen sorgen. In der Fremdenverkehrsintensität hat Mecklenburg-Vorpommern bereits 1999 mit 8.700 Gästeübernachtungen je 1.000 Einwohner den bisherigen Spitzenreiter Schleswig-Holstein (7.400) überholt. Die Bettenzahl in Hotels und Pensionen wuchs bisher pro Jahr um etwa 10.000 auf rund 160.000. Über 50 % der gesamten Übernachtungen in Mecklenburg-Vorpommern ent-

fallen auf Vorpommern, hier sind es hauptsächlich die Inseln Rügen und Usedom sowie die Halbinsel Fischland-Darß-Zingst. Die dennoch nur zu einem Drittel ausgelasteten Kapazitäten in Hotels und Pensionen zeigen einerseits deutlich, dass keine größeren Übernachtungskapazitäten mehr errichtet werden müssen, und andererseits, dass noch gewisse Reserven für ein weiteres Wachstum vorhanden sind. Hier nimmt die Vervollständigung der Infrastruktur einen wichtigen Platz ein. Die attraktive Naturausstattung bildet dafür eine Grundlage.

Besonderheiten für den Tourismus in der Boddenlandschaft

Die Kulturlandschaft um die Darß-Zingster Bodden besteht noch aus größeren Anteilen natürlicher bzw. naturnaher Gebiete. Nahezu die gesamte Boddenkette ist heute von Schutzgebieten verschiedener Kategorien umgeben. Es sind dies in teilweise überlappender Form der Nationalpark und die Landschaftsschutzgebiete. Teilweise gehören auch größere Anteile der Boddenwasserflächen dazu:

- Das Landschaftsschutzgebiet Boddenlandschaft umfasst das ganze Gebiet westlich des Saaler Boddens, im Norden den Darß und Zingst und schließt auch die Boddensüdküste bis zum westlichen Grabow ein. Es wurde am 1. 10. 1993 auf einer Fläche von 16.000 ha wirksam.
- Das Landschaftsschutzgebiet Vorpommersche Boddenküste beginnt an der Ostgrenze des o. g. LSG und reicht bis zum nördlichen Strelasund, es umfasst den restlichen Teil der Boddensüdküste (24. 2. 1998, 6.000 ha).
- In das LSG Boddenlandschaft im Bereich von Darß und Zingst liegt eingebettet mit großen Anteilen der Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Er besteht seit dem 12.9.1990 auf einer Gesamtfläche von 805 km² mit 118 km² Landfläche, 687 km² sind also Wasserflächen der Ostsee und der Bodden. Insgesamt ergibt sich die Flächenverteilung entsprechend Tab. 1. Damit gehören von 197 km² Boddenfläche 64 km² (= 32,5 %) unmittelbar zum Nationalpark.
- Außerhalb des Nationalparkes, aber im Landschaftsschutzgebiet Boddenlandschaft liegen drei Naturschutzgebiete:

Ribnitzer Moor	273,9 ha, seit 30. 11. 1939,
Dierhäger Moor	103,5 ha, seit 23. 11. 1939,
Ahrenshooper Holz	54,3 ha, seit 30. 03. 1961.
- Unmittelbar in die Tourismusregion integriert werden müssen die Landschaftsschutzgebiete der Boddenzuflüsse:

Recknitztal	5.450 ha, seit 01. 03. 1993,
aber auch Barthe	6.600 ha, seit 27. 06. 1996.

Diese aus nationaler Sicht ausgewiesenen Schutzkategorien werden wesentlich durch internationale Festlegungen überlagert. Als Beispiele seien genannt:

- Feuchtgebiete mit internationaler Bedeutung entsprechend der Ramsar-Konvention (1971). Hierzu gehören seit 1978 bedeutende Gebiete des Ostzingst.

Art der Fläche	Fläche km ²	Fläche %
Nationalpark - gesamt	805	100
Wasserflächen	687	85,3
davon Ostsee	- 410	- 50,9
davon Windwatt	- 36	- 4,5
davon Bodden (Darß-Zingster Bodden)	- 241 (64)	- 29,9 (8)
Landflächen	118	14,7

Tabelle 1: Flächenverteilung im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (aus: Entwurf Nationalparkplan - Leitbild und Ziele, 1999).

- Die EG-Vogelschutzrichtlinie aus dem Jahr 1979. Auch hier sind bedeutende Gebiete des Darß-Zingst einschließlich großer Wasserflächen aus der Boddenregion gemeldet worden.
- Die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) von 1992 schafft in Fortsetzung der Vogelschutzrichtlinie ein weitreichendes Biotopverbundnetz. Sie ist damit gleichzeitig ein Instrument für die Durchsetzung der Biodiversitätskonvention von Rio de Janeiro (1992). Der Begriff biologische Vielfalt bedeutet darin nicht nur Artenvielfalt, sondern auch die der genetischen und der Lebensraumvielfalt. Für die FFH-Richtlinie wurden große Teile des Nationalparkes und der an ihn grenzende Gebiete sowie die Region des Recknitz-Treibtales gemeldet.
- Mit der neuen Helsinki-Konvention aus dem Jahr 1992 (Deutschland hat sie 1994 ratifiziert) gibt es ostseeweit ebenfalls Festlegungen zum Naturschutz. Mit dem Artikel 15 wird die Einrichtung eines 100 bis 300 m breiten und landwärts wie seewärts ausgerichteten Schutzstreifens empfohlen. Alle Ostseestaaten haben sich zu einem System von Großschutzgebieten entlang am Ostseeufer verpflichtet. Die vorpommersche Boddenlandschaft wurde 1996 gemeldet.

Diese Vielfalt unterschiedlicher Schutzwürdigkeit bietet selbstverständlich auch für den Tourismus einen weitgespreizten Erlebnisbereich.

Neben dieser Naturausrüstung muss unbedingt als Besonderheit die oft sehr enge Lage verschiedener, eigentlich für sich schon attraktiver Landschaftstypen genannt werden. Dazu gehört u. a. die oft nur einige hundert Meter weite Trennung der Bodden von der Ostsee, die großen Ausdehnungen des Darßwaldes hinter dem westlich und nördlich liegenden Ostseestrand oder die idyllischen Boddenküsten mit den stark wechselnden Landschaftsbildern. Der jährliche Kranichzug im September/Oktobre, bei dem bis zu 40.000 Vögel auf ihrem Durchzug in der Boddenlandschaft eine mehrwöchige Rast einlegen, zieht im Herbst nochmals viele Touristen an.

Die Entwicklung des Tourismus in der Boddenlandschaft

Die Erschließung der Boddenlandschaft als Tourismusregion begann zum Ende des 19. Jahrhunderts

Jahr	Prerow		Zingst	
	Urlauber	Einwohner	Urlauber	Einwohner
1880	80	1.340	k. A.	1.900
1900	1.700	1.100	1.400	1.330
1910	3.500	1.000	3.500	1.270
1936	7.600	1.230	7.800	2.170
1950	20.200	2.530	18.800	2.680
1960	36.100	1.640	25.000	2.450
1970	66.700	1.710	44.000	3.070
1980	68.720	1.840	54.220	3.370
1988	99.900	1.910	60.750	3.370

Tabelle 2: Entwicklung der Urlauber- und Einwohnerzahlen für die Seebäder Prerow und Zingst von 1880 bis 1988 (aus: Theel, 1995).

mit dem Aufkommen des Bade- und Kurbetriebs. Mit der Tabelle 2 wird die Entwicklung im Vergleich zur Einwohnerzahl am Beispiel der Seebäder Prerow und Zingst gezeigt.

Für die Zeitreihe sind deutliche Etappen ableitbar. 1910 wurde mit Fertigstellung der Meiningenbrücke und der Eisenbahnlinie von Barth nach Zingst/Prerow die verkehrstechnische Anbindung zum Darß/Zingst wesentlich verbessert. Nach beiden Weltkriegen kam der Tourismus nahezu zum Erliegen. 1936 gab es einen wesentlichen Aufschwung durch die KdF-organisierten Reisen, der dann bis zum Kriegsbeginn 1939/1940 noch wesentlich gesteigert wurde, z. B. für Zingst auf nahezu 8.000 Urlaubsgäste. Nach dem allgemeinen Stillstand der Reisetätigkeit nach 1945 konnten Prerow und Zingst 1950 annähernd den Vorkriegshöchststand melden. Der nahezu vollkommen staatlich gelenkte Tourismus in der ehemaligen DDR erreichte dann bis 1989 neue Höchstzahlen. Mit der politischen Wende gab es dann wieder erhebliche Einbrüche. Noch 1996 waren die Angebote an Gästebetten gegenüber 1989 in den Ostseebädern zwischen Dierhagen und Prerow durchschnittlich über 20 % niedriger. Lediglich Zingst hatte 1996 bereits einen Zuwachs um ca. 40 % erreicht. Ganz katastrophal war der Rückgang in den Boddengemeinden: nördliches Ufer ca. 50 %, südliches Ufer nahezu 70 %.

In der zweiten Hälfte der 90er Jahre begann dann ein erheblicher Aufschwung, wie die Angaben in Tabelle 3 zeigen.

Die jährlichen Zuwachsraten an Übernachtungen in der Boddenlandschaft betragen:

1995/1996: 7,6 %, 1996/1997: -0,8 %, 1997/1998: 20,4 %, 1998/1999: 25 %, d. h. von 1995 auf 1999 ergab sich eine Zunahme von 61 %. Nicht unwesentlich ist der hinzukommende Campingtourismus in der Boddenlandschaft. 1999 waren es 530.913 Übernachtungen, das war gegenüber 1998 eine Steigerung von 34 %. Diese konzentrierten sich hauptsächlich auf die großen Campingplätze in Dierhagen, Born, Wieck, Prerow, Zingst, Bodstedt und Pruchten. Unberücksichtigt bleibt in dieser Diskussion die ebenfalls große Zahl der Tagesurlauber.

Orte Regionen	Bettenkapazität		Übernachtungen		durchschnittliche Auslastung
	Anzahl	%	Anzahl	%	%
Städte:					
Ribnitz - Damgarten	392	-	23.568	-	18,2
Barth	456	-	46.803	-	29,5
Summe:	848	5,9	70.371	4,6	-
Seebäder mit Boddenzugang					
Dierhagen	1.191	-	110.892	-	29,6
Wustrow	1.987	-	263.487	-	41,5
Ahrenshoop	1.315	-	208.442	-	51,2
Prerow	3.172	-	314.583	-	34,0
Zingst	3.595	-	409.960	-	37,7
Summe	11.260	78,5	1.307.364	85,7	-
Orte in Boddenlage auf Fischland - Darß - Zingst					
Born	476	-	42.260	-	32,4
Wieck	378	-	32.351	-	25,3
Summe:	854	5,9	74.611	4,9	-
Orte an der Bodden - Südküste					
Fuhlendorf/ Bodstedt	295	-	15.583	-	19,8
Pruchten/ Bresewitz	1.097	-	56.902	-	21,5
Summe	1.392	9,7	72.485	4,8	-
Gesamt:	14.354	100	1.524.831	100	ca. 32

Tabelle 3: Touristische Daten für die Boddenlandschaft 1999 des Landkreises Nordvorpommern (betriebliche Einrichtungen), Statistisches Landesamt, Februar 2000.

Die touristische Vielfalt in der Boddenlandschaft

Die Angaben in Tabelle 3 belegen eindeutig, dass die Ostseebäder an der Außenküste (alle haben auch mehr oder weniger unmittelbaren Zugang zum Bodden) mit über 85 % den Hauptanteil der Übernachtungen tragen. Die beiden Boddenstädte und die Boddenkommunen (Nord- und Südküste) kommen je nur auf 5 % der Übernachtungen im Jahr. Hier liegen eindeutige Reserven für zukünftige Entwicklungen. Solche Reserven ergeben sich auch aus der momentan nur 32 %igen Auslastung der vorhandenen Kapazitäten. Es muss eindeutig um Möglichkeiten der Saisonverlängerung gehen.

Für den Badetourismus spricht die nunmehr schon seit Jahren sehr gute Badewasserqualität der Ostsee (Abb. 2). Gewisse Beschränkungen sind für die Boddenstrände gegeben. Die geringe Sichttiefe an den vier überwachten Boddenbadestellen in Langendamm (214), Born (211), Wieck (207) und Barth - Glöwitzer Bucht (202) ist eine Folge der Gewässereutrophierung. Die Beschaffenheitsverbesserung kann nur über ein komplexes Sanierungs-/Restaurierungsprogramm erreicht werden (vgl. Beitrag Schlungbaum, Kwiatkowski & Krech in diesem Band). Mit dieser Einschätzung durch die nichtzufriedenstellende Wasserqualität ergibt sich noch kein Badeverbot.

Im Zuge der Weiterentwicklung des touristischen Angebotes sind unbedingt die Vorzüge und die Einmaligkeit des vorhandenen, sehr vielseitigen Naturpotentials mehr zu nutzen, aber gleichzeitig die Naturschutzbelange zu beachten.

Eine wichtige Rolle spielt dabei auch die Fahrgastschiffahrt und der Bootstourismus. Seit der politischen Wende und damit seit dem Wegfall aller Einschränkungen, die sich aus der Lage in der Grenzzone ergaben, sind alle Häfen an der Boddenküste rekonstruiert und erweitert worden. Heute existieren für den Bootstourismus in den 13 größeren Häfen über 300 Bootsplätze für den touristischen Verkehr (Tab. 4). Mit dieser gegenüber früher wesentlich erhöhten Liegekapazität kann den naturfeindlichen Lie-



Abb. 2: Die Badewasserqualität in der Boddenlandschaft 2000 (die Stufe Badeverbot kommt nicht vor); Ausschnitt aus der Karte für Mecklenburg-Vorpommern, herausgegeben vom Sozialministerium.



Die letzten Zeesboote, ehemals Fischereiboote, werden heute nur noch als Sportboote genutzt. Jährlich findet eine Zeesbootregatta im Bodstedter Bodden statt.



Die Recknitz ist der größte in die Boddenkette mündende Fluss. Durch die touristische Erschließung dieses weiträumigen Flusstales wird der Bildungs- und Erlebniswert der Landschaft für die Besucher erhöht.

und Tieren genannt. Der Küstenschutz und Gewässer ausbau erreichen noch ca. 45 %. Zur Lösung dieser Konflikte muss der Tourismus natur- und umweltverträglich sowie sozial zumutbar gestaltet werden. Nach der Wende wurden weite Bereiche an der Ostsee und am Bodden als Fuß- und Radwanderwege ausgebaut. Dadurch konnte über weite Strecken eine Trennung vom Autoverkehr erreicht werden. Diese neuen Wandermöglichkeiten mit den ersten Besucherplattformen mit Informationstafeln werden inzwischen gern genutzt. Auch ein Reitwegenetz ist inzwischen im Angebot.

Eine Vielzahl kultureller Höhepunkte in den Städten und Gemeinden sind weitere Bereicherungen im touristischen Angebot, z. B. in Barth die Hafentage, die Vineta-Festspiele, in Wustrow im Juli und in Bodstedt im September die jährlich stattfindenden Zeesbootregatten oder in vielen Gemeinden das traditionelle Tonnenabschlagen.

Gern besucht werden die Veranstaltungen zum alljährlich wiederkehrenden Nationalparktag. Der Nationalpark bietet in den Kernzonen organisierte Führungen an. Auch das individuelle Betreten auf ausgewiesenen Wegen in den Kernzonen ist möglich. Alle Gemeinden, speziell die Randgemeinden am Nationalpark, bieten erlebnisreiche Kutschfahrten an. So kann zu Fuß, per Fahrrad oder mit der Kutsche das NATU-REUM Darßer Ort des Deutschen Meeresmuseums in der Kernzone erreicht werden. Alle Gemeinden und der Nationalpark bieten ein vielseitiges Informationsmaterial an.

Ökologische Konflikte durch den Tourismus und der Weg zum sanften Tourismus

Eine intakte Natur und eine attraktive Landschaft sind ein grundlegendes Kapital für den Tourismus. So müssten eigentlich der Tourismus und die intakte Landschaft natürliche Partner sein. Die weltweite Entwicklung der Tourismusbranche hat aber gezeigt, dass es durch den Tourismus zu erheblichen Beeinträchtigungen bzw. sogar Schädigungen in der Natur kommt. Dafür hat sich seit Ende der 70er Jahre der Begriff des „sanften“ Tourismus eingebürgert. Seit diesem Zeitraum wird die Diskussion zur Tourismuswirkung auf die negativen Begleiterscheinungen gerichtet. Der Begriff stand dabei als ein Idealmodell, ist aber mehr als Aktionsprogramm zu verstehen als als theoretisch abgeleitetes Modell. Er unterscheidet sich vom „harten“ Tourismus durch eine ausgeprägte Sensibilität für Mensch und Natur, d. h. die einseitig nur auf den Wirtschaftsaspekt basierende Tourismusentwicklung wird abgelehnt.

Die realistische Forderung muss, abgeleitet aus der regionalen Sicht, Gleichgewichte zwischen ökonomischer Effizienz, optimaler Bedürfnisbefriedigung, einer intakten Natur und Umwelt sowie der Kultur vor Ort und der Sozialstruktur der einheimischen Bevölkerung herstellen.

Das sind Aspekte, die auch für die Region der Boddenlandschaft in ihrer Ganzheit im starken Maße zutreffen, d. h., auch unter diesen Bedingungen besitzt

Bereich	Artenanzahl
Landwirtschaft	513
Forstwirtschaft, Jagd	338
Tourismus, Erholung	161
Rohstoffgewinnung	158
Gewerbe, Siedlung, Industrie	155
Wasserwirtschaft	112
Teichwirtschaft	79
Verkehr, Transport	71
Abfall- und Abwasserbeseitigung	71

Tabelle 5: Verursacher für den Rückgang der Pflanzenarten; geordnet nach Landnutzung bzw. Wirtschaftszweigen.

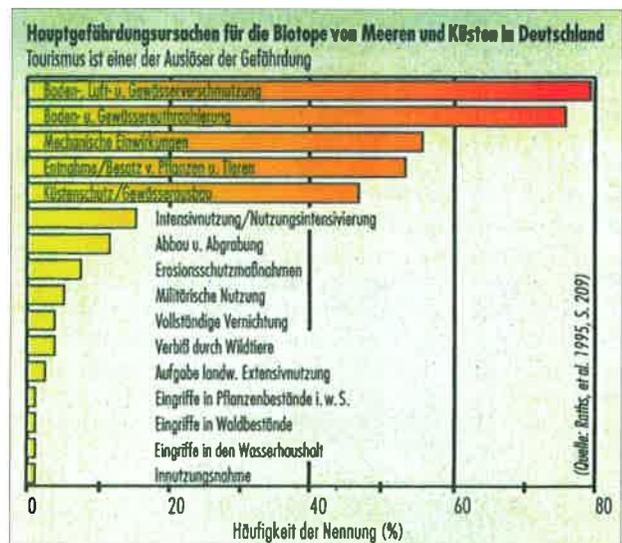
die Boddenlandschaft noch gute Voraussetzungen für eine weitere nachhaltige Tourismusentwicklung.

Diese Notwendigkeit für die Durchsetzung des Nachhaltigkeitsprinzips wird in der Tourismusbranche mehr und mehr anerkannt. Noch ist in der Tourismuswirtschaft die Entwicklung weitgehend eine Eigenverantwortung des Einzelnen. Spätestens mit der weiteren Durchsetzung der nachhaltigen Entwicklung erreicht diese losgelöste Eigenverantwortung ihre Grenzen. Steuerungsinstrumente für die Lösung auftretender Widersprüche werden erforderlich.

Der Tourismus im Spiegel internationaler Vereinbarungen

Das generelle Umdenken mit der Zielstellung Qualität vor Quantität wurde in der Tourismusbranche spätestens durch die UN-Umweltkonferenz 1992 in Rio de Janeiro wesentlich mit neuen Akzenten unterstützt. Das Prinzip der Nachhaltigkeit wurde zum Globalparadigma des Lebens, des Wirtschaftens und der Politik erhoben.

Abb.4: Gefährdungen der Biotop der Meere und Küsten in Deutschland (BfN, Bonn, 1996).





Viele Urlauber kommen jährlich zum Baden an die sauberen Sandstrände der Außenküste von Darß und Zingst.

Im Brundtland-Report (1987) wurde dieses Prinzip richtungsweisend wie folgt definiert: „Nachhaltige Entwicklung ist eine Entwicklung, die die Bedürfnisse heutiger Generationen befriedigt ohne die Bedürfnisse zukünftiger Generationen zu gefährden.“

Das besagt, dass eine Entwicklung ohne Übernutzung der natürlichen Ressourcen und ohne eine Vernichtung der Existenzgrundlagen erfolgt. Es muss aber eindeutig das Ziel sein, dass mittel- und langfristig nur noch ein Wachstum möglich ist, bei dem der Energieverbrauch und die Umweltbelastung auch absolut zurückgeführt werden.

Für die Tourismusentwicklung bedeutet das,

- die Gewährleistung einer guten Umweltqualität,
- die Erhaltung der biologischen Vielfalt und der pflegliche Umgang mit der Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft,
- Natur und Landschaft sind nicht erneuerbare Ressourcen,
- Senkung des Verbrauchs an natürlichen Rohstoffen und die Erhöhung der Effizienz bei der Nutzung natürlicher und kultureller Ressourcen.

Damit kann auch der Tourismus längerfristig profitabel und ökonomisch wie auch ökologisch verträglich bleiben.

Die europäischen Küsten weisen, bezogen auf den quantitativen Aspekt der Artenvielfalt, im weltweiten Vergleich eine relativ niedrige Biodiversität auf. Dennoch leisten die Küsten Europas einen wesentlichen, speziellen Beitrag für die biologische Vielfalt. Bedingt durch den Brackwassercharakter sowie durch die geologisch und ökologisch jungen Küstensysteme an der Ostsee ist hier die Artenvielfalt besonders gering und empfindlich. Umso mehr muss das vorhandene Artenspektrum aus Gründen der Bedeutung für die Stabilität dieser Ökosysteme besonders geschützt werden.

Seit der Rio-Konferenz sind die Initiativen auf internationaler Ebene für einen nachhaltigen Tourismus verstärkt worden:

- 1995: Veröffentlichung der Umweltleitlinien für den Tourismus durch UNEP (UN-Umweltprogramm);
- 1995: Verabschiedung einer 18-Punkte-Charta für einen nachhaltigen Tourismus anlässlich der Weltkonferenz für nachhaltigen Tourismus auf Lanzarote (Spanien);
- 1997: „Berliner Erklärung über die biologische Vielfalt und nachhaltigen Tourismus“.

Die von 18 Staaten und Vertretern von zehn nationalen und internationalen Organisationen verabschiedete „Berliner Erklärung“ stellt einen ersten weltweiten Konsens über Grundsätze eines nachhaltigen, umwelt- und naturverträglichen Tourismus dar. Sie beinhaltet zwei grundlegende Forderungen:

- Tourismus muss im Rahmen der weiteren Umsetzung der Agenda 21 berücksichtigt werden,
- die globalen Richtlinien zum Schutz der biologischen Vielfalt im Rahmen der Biodiversitätskonvention von Rio müssen auch für den Tourismus gelten.

In diesem Sinne ist auf der Sondergeneralversammlung der UNO im Juni 1997 (5 Jahre nach Rio) zur weiteren Umsetzung der Agenda 21 ein spezielles Kapitel über den nachhaltigen Tourismus in das Gesamtprogramm übernommen worden. Ebenso wurde auf der vierten Vertragsstaatenkonferenz zur Biodiversitätskonvention (Mai 1998, Bratislava) die Aufnahme eines Erfahrungsaustausches über Tourismus und Biodiversität beschlossen. Die UN-Kommission für nachhaltige Entwicklung hat dann auf ihrer 7. Sitzung im April 1999 ein umfassendes internationales Arbeitsprogramm für einen nachhaltigen Tourismus vorgelegt.

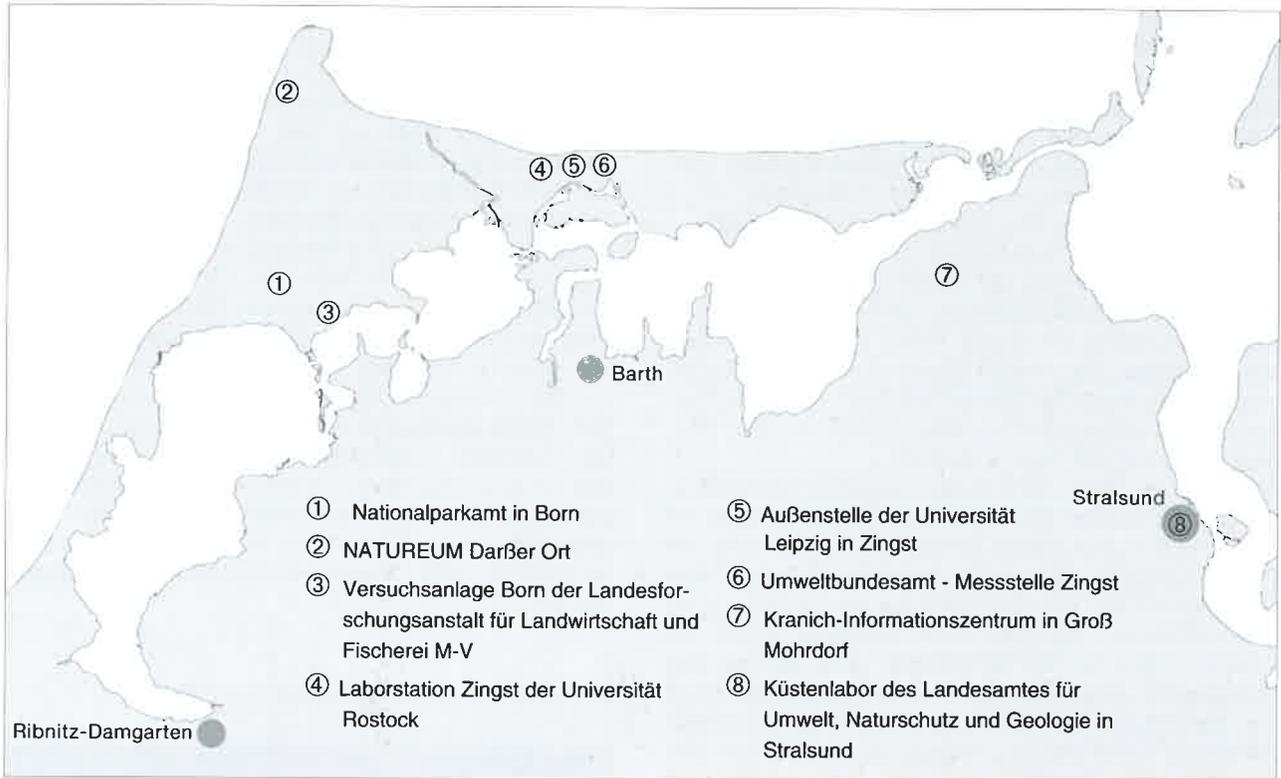
Eine nationale Umsetzung in diesen Grundsatzfragen des Tourismus hat es Ende 1997 durch eine gemeinsame Umwelterklärung der Spitzenvertreter der deutschen Tourismuswirtschaft und der Organisationen gegeben. Darin wurde das Prinzip der Nachhaltigkeit als allgemeines Leitbild für die Entwicklung der Branche in Form von 10 Leitlinien zur Einhaltung der Grundregeln erklärt und als Verpflichtung ausgesprochen. Die speziellen Zielstellungen für den Ostseeraum wurden mit der Binzer Erklärung vom November 1997 durch die Deutsche Gesellschaft für Umwelterziehung e. V. formuliert. Danach wird die Entwicklung des Ostseeküstengebietes als Teil des integrierten Küstenzonenmanagement gesehen. Die Verbesserung der Gewässerqualität ist dabei ein grundlegender Bestandteil im Maßnahmenprogramm. Mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (November 2000) muss innerhalb von 15 Jahren die gute ökologische Gewässerqualität auch für Küstengewässer hergestellt werden. Auch das ist ein Impuls für die Tourismusentwicklung.

Literatur

Die zitierte Literatur ist in der Gesamtbibliographie enthalten.

Naturwissenschaftliche Institutionen in der Darß-Zingster Boddenlandschaft

Hier werden im Überblick jene Institutionen vorgestellt, die auf dem Gebiet der Forschung, Lehre und Weiterbildung sowie des Umweltschutzes in dieser Region wirken.



Das Nationalparkamt

H. Sporns

Das Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft ist als untere Naturschutz- und Forstbehörde des Landes Mecklenburg-Vorpommern zuständig für den Nationalpark. Das Amt ist über das Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete in Malchin direkt der Landesregierung unterstellt. Neben dem Hauptsitz der Verwaltung in Born, Landkreis Nordvorpommern, existiert als Nebenstelle das Nationalparkhaus in Vitte auf der Insel Hiddensee, Landkreis Rügen. Weitere Informationszentren für das sehr besuchte Tourismusgebiet wurden in Zingst/Sundische Wiese, Barhöft bei Stralsund, auf der Insel Ummanz in Waase und auf der Halbinsel Bug bei Dranske eingerichtet. Als Besucherattraktion existieren das NATUREUM am Darßer Ort, eine Außenstelle des Deutschen Meeresmuseums in Stralsund, und die Arche in Wieck, die nach Umbau der alten Schule im Jahr 2000 in Betrieb genommen wird. Letztere Einrichtung entsteht als Gemeinschaftswerk von Kur- und Tourismus-GmbH Darß, Förderverein Nationalpark Boddenlandschaft e. V. und Nationalparkamt.

Zusammen mit privaten Reiseunternehmern, Wanderleitern, Kur- und Tourismusbetrieben und den Komu-

nalverwaltungen werden im Nationalparkgebiet jährlich mehr als drei Millionen Besucher betreut. Weiterhin werden die Naturschutzaufgaben in den einzelnen Teilgebieten, z. B. den Küstenvogelbrutinseln, mit mehr als 65 ehrenamtlichen Helfern gelöst. Die Zuständigkeit für alle Regelungen auf den Gewässern des Nationalparkes (Bodden und Ostseeflächen) obliegt dem Bund.

Gemeinsam mit der Wasserschutzpolizei werden durch die Mitarbeiter der Nationalpark-Wacht auf den relativ viel befahrenen Bundeswasserstraßen die Einhaltung der Vorschriften kontrolliert und gegebenenfalls geahndet.



Das NATUREUM Darßer Ort - Außenstelle des Deutschen Meeresmu- seums im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft

Rolf Reinicke

An einer der schönsten Stellen der deutschen Küste, in exponierter Lage des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, liegt der Darßer Ort mit seinem 150 Jahre alten Leuchtturm. Dort, etwa fünf Kilometer westlich des Ostseebades Prerow auf dem Darß, betreibt das Deutsche Meeresmuseum seit 1991 eine attraktive, vielbesuchte Außenstelle - das NATUREUM Darßer Ort. Das naturkundliche Ausstellungszentrum hatte von Anfang an das Ziel, mit spezifisch musealen Mitteln die Vielfalt und Schutzbedürftigkeit des bemerkenswerten Naturinventars dieser Küstenlandschaft zu zeigen. Damit will man zur breiten Akzeptanz des Nationalparks sowohl bei Einheimischen als auch bei Gästen beitragen und gleichzeitig den satzungsgemäßen Bildungsauftrag des Museums auch in der Region erfüllen.

So findet der Besucher heute im historischen Leuchtturmgehöft professionell gestaltete Ausstellungen zu den Themen „Naturraum Darßer Ort“ und „Tiere der Darßlandschaft“. Er erhält wertvolle Informationen über die Vielfalt und Dynamik der einmaligen Natur und Landschaft auf dem Darß. Wichtigstes Ziel der Ausstellungen ist die Darstellung geologischer und biologischer Vorgänge und Zusammenhänge sowie die Vermittlung von Artenkenntnissen. Daher bilden zahlreiche Tierpräparate - vom Schweinswal über den Seeadler bis zum Kranich - den Schwerpunkt der Ausstellungen. Sie vermitteln einen lebensnahen Eindruck der Fauna von Meer, Strand, Düne und Wald dieser Kernzone des Nationalparks.

Im „Ostsee-Aquarium“, derzeit das einzige Meeresaquarium innerhalb des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, kann man etwa 30 verschiedene Arten von Fischen und Wirbellosen lebend bewundern - Tiere, die im sauberen Flachwasser der Ostsee unmittelbar vor Darßer Ort zu Hause sind. Der langjährigen Erfahrungen der Aquarianer des Meeresmuseums auf dem Gebiet der Kaltwasseraquaristik ist es zu verdanken, dass hier in den drei großen Aquarien mit insgesamt 20.000 Liter kristallklarem Salzwasser u. a. Dorsche, Flundern, Seehasen, Sandaale, Ostseegarnelen und Strandkrabben unter naturnahen Bedingungen leben können. Im Strand- und Dünengarten im Außengelände wachsen und blühen charakteristische Pflanzen von Spülsaum, Weiß-, Grau- und Braundünen, die man am Rande der Wanderwege nie in einer solchen Artenkonzentration findet - und nie mit Acrylglasschildern, auf denen der Pflanzennamen vermerkt ist. Ein Feuchtbiotop mit den typischen Pflanzen der Riegen, in dem sich auch Amphibien und Reptilien ansiedeln können, wird gegenwärtig im Bereich des alten Leuchtturmwärtergartens angelegt.

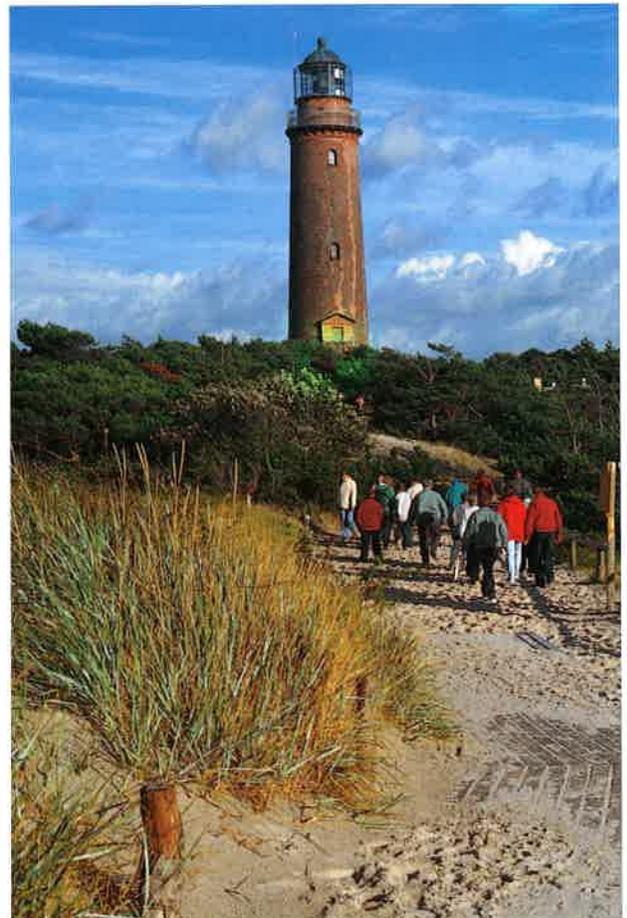
Der 35 Meter hohe Leuchtturm Darßer Ort bildete seit jeher einen Anziehungspunkt für Darßwanderer. Von 1962 bis 1989 war der Turm allerdings nicht für die Allgemeinheit zugänglich - die DDR hatte das Gelän-

de am Darßer Ort zum militärischen Sperrgebiet erklärt. Auch nach Eröffnung des NATUREUMs mussten die Besucher warten, bis der Turm nach gründlicher Restaurierung durch das Wasser- und Schifffahrtsamt endlich 1995 wieder zur Besteigung freigegeben wurde. Sein Leuchtfeuer ist noch in Betrieb und wird heute ferngesteuert. Dazu findet man die kleine Dokumentation „Geschichte des Leuchtturms“ im Erdgeschoß des Turmes und die Fotoausstellung „Leuchttürme an der deutschen Ostseeküste“ im ehemaligen Petroleumbunker.

Vom Turm aus hat der Besucher bei klarer Sicht einen faszinierenden Blick auf den Darßer Ort, über den Darßwald zum Festland und weit über das Meer - bis hin zum Dornbusch auf Hiddensee und zur Kreideküste der dänischen Insel Mön.

Ein Museumsladen und ein Café ergänzen das Angebot für die zahlreichen Besucher, die alljährlich in das NATUREUM Darßer Ort kommen. Mit 144.000 Besuchern im Jahre 1999 zählt diese Außenstelle des Meeresmuseums nicht nur zu den fünf am meisten besuchten Museen in Mecklenburg-Vorpommern, sondern bildet gleichzeitig das populärste Ausflugsziel in der beliebten Urlaubsregion Fischland-Darß-Zingst. Das ist auch deshalb bemerkenswert, weil die Besucher nicht mit dem Auto hierher fahren können, sondern den langen Weg durch den Darßwald zu Fuß, per Fahrrad oder mit der Pferdekutsche zurücklegen müssen.

Darß-Wanderer auf dem Weg ins NATUREUM.



Die Versuchsanlage Born der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern

E. Anders

Bei der Gründung der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern im Jahre 1992 wurde die Versuchsanlage Born des ehemaligen Instituts für Hochseefischerei als Experimentalstandort für Aufgaben der Aquakulturforschung in das Institut für Fischerei, einem Teil der Landesforschungsanstalt, übernommen. Durch diese Entscheidung der Landesregierung konnte eine, in der Bundesrepublik Deutschland einmalige Einrichtung erhalten werden, in der, in ihrer inzwischen über 30jährigen Geschichte, eine Vielzahl unterschiedlicher Forschungsaufgaben bearbeitet worden sind. Wissenschaftler des In- und Auslandes arbeiteten in bzw. kooperierten mit dieser Anlage. Durch die Lage an der Darß-Zingster Boddenkette und die damit bedingte Nutzung des Brackwassers erhält die Versuchsanlage ihren einmaligen Charakter und stellt eine wichtige Ergänzung zu anderen fischereilichen Forschungseinrichtungen an Süß- und Meerwasserstandorten dar.

Von den Forschungsthemen der Vergangenheit seien nur einige genannt:

Am Beginn standen Untersuchungen zur Aufzucht und Mast von Aalen. Sehr bald wurde das Fischartenspektrum erweitert. Unterschiedliche Fragestellungen bei Hechten, Karpfen, Planktonfressern, Lachsen, Regenbogenforellen, Maränen und Störhybriden kamen hinzu. Schon bald mussten wir feststellen, dass ohne Untersuchungen zu dem Themenkomplex Fischkrankheiten die sich entwickelnde Aquakultur in den Küstengewässern nicht zu beherrschen war. Die Krankheitsdiagnostik und die Suche nach effizienten Therapiemöglichkeiten wurde durch die Entwicklung einer Immunisierungsmethode gegen die Vibriosis, die bei uns häufigste, bakteriell bedingte Fischkrankheit, ergänzt. Gleichzeitig wurde mit der Selektion eines krankheitswiderstandsfähigen und an die Brackwasserverhältnisse gut angepassten Forellenstammes begonnen.

Mit der Gründung der Landesforschungsanstalt veränderten sich die Schwerpunkte der Forschungstätigkeit. Der Rückgang der Aquakultur in unserem Land führte dazu, dass Krankheiten bei der Fischzucht keine dominierende Rolle mehr spielten. Dafür kamen neue Aufgaben hinzu. Das Institut für Fischerei beschäftigt sich seither nicht mehr ausschließlich mit dem Küstenbereich, sondern mit allen fischereilich genutzten Gewässern des Landes, was sich auch im Aufgabenspektrum der Versuchsanlage niederschlägt.

Mit der Verbesserung der Wasserqualität besonders in unseren Fließgewässern haben sich im letzten Jahrzehnt die Bedingungen für die Wiederansiedlung der Meerforelle in einigen Flüssen ergeben. Ein dahingehendes Programm wurde 1992 gestartet. Ausgewählte Flüsse werden jährlich bis in die Gegenwart mit Jungfischen dieser Art besetzt. Die dazu benötig-

ten Eier werden von Wildfischen gewonnen und in Born erbrütet. Die Erfolge sind an der steigenden Zahl von Meerforellen in den Fängen von Fischern und Anglern abzulesen.

Ähnliches kann vom Schnäpel, der Ostseeform der Großen Maräne, berichtet werden. Diese Art war in ihrem Bestand stark gefährdet. Umfangreiche Besatzmaßnahmen haben zu einer Stabilisierung der Population im Odermündungsgebiet geführt. Die Wiedereinbürgerung in die Darß-Zingster Boddenkette, wo er seit vielen Jahrzehnten verschwunden war, scheint mit in Born erbrüteten Schnäpeln ebenfalls erfolgreich anzulaufen, wie jährlich steigende Nachweise der Fische in der Laichzeit in diesen Bodden beweisen. Das erfolgreiche natürliche Brutaufkommen ist wahrscheinlich, muss allerdings noch nachgewiesen werden.



In der Brutanstalt der Borner Versuchsanlage.

Ein umfangreiches Programm ist mit störrischen Fischen angelaufen. In der Anlage befinden sich Hausen, Sibirische und Atlantische Störe. Hierbei werden zwei Zielrichtungen verfolgt. Zum einen dienen die Untersuchungen zur Ausarbeitung und Festigung technologischer Parameter bei der Vermehrung und Aufzucht dieser Fischgruppe für eine spätere Wiedereinbürgerung des ehemals heimischen Baltischen Störes. Diese Arbeiten werden in enger Kooperation mit der Gesellschaft zur Rettung des Störes und dem Bundesamt für Naturschutz durchgeführt. Gleichzeitig schaffen wir aber auch die Grundlage für eine Haltung von Stören in Aquakulturanlagen unter den Bedingungen unseres Landes. Wenn es gelingt, eine gesicherte Störproduktion aufzubauen, die den Markt mit Störfleisch und vor allem mit dem beliebten Kaviar beliefert, kann das für die Fischzüchter eine lukrative Einnahmequelle werden und gleichzeitig ein entscheidender Beitrag für die Rettung der stark gefährdeten Störe in ihren natürlichen Verbreitungsgebieten sein.

Weiterhin werden andere Fischarten wie Wels, Karpfen, Zander und Hecht mit unterschiedlichen Fragestellungen in den Versuchseinrichtungen gehalten. Dabei geht es sowohl um Probleme der Vermehrung und Aufzucht als auch um Futtermitteloptimierungen. Im hydrochemischen Labor werden sämtliche Wasseranalysen für das Bonitierungsprogramm der Seen

in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt. Mit all diesen Arbeiten ist die Versuchsanlage Born voll in die Aufgabenstellungen des Instituts für Fischerei zur wissenschaftlichen Unterstützung der Fischerei und Aquakultur unseres Landes integriert und ein unverzichtbarer Standort der Landesforschungsanstalt.

Laborstation Zingst der Universität Rostock - eine Stätte für Lehre, Weiterbildung und Forschung

G. Schlungbaum und H. Baudler

Mit der im Jahre 1960 erfolgten Gründung der Abteilung Meeresbiologie an der Universität Rostock unter der Leitung von Prof. Dr. Ernst Albert Arndt wurde eine schnelle und breite Entwicklung der Meeresökologie an dieser Universität eingeleitet. Damit sollte die universitäre Lücke für die am Standort Rostock bereits bestehenden Institute geschlossen werden:

1952 - Gründung des Institutes für Meereskunde in Rostock Warnemünde, eine Einrichtung der Akademie der Wissenschaften. Die Einrichtung existiert heute als Institut für Ostseeforschung an der Universität Rostock weiter.

1953 - Gründung des Institutes für Hochseefischerei, eine Einrichtung der Fischerei und Fischwirtschaft in Rostock-Marienehe. Heute bestehen Teile im Rahmen der Landes- bzw. Bundesanstalt für Fischerei weiter.

Mit dem Wechsel von Dr. Werner Schnese im Jahre 1968 (später Professor für Produktionsbiologie) von der Universität Greifswald nach Rostock konnten die bereits von Prof. Arndt begonnenen Forschungen zur Küstengewässerbiologie und -ökologie an der Unterwarnow, der Wismar-Bucht, dem Greifswalder Bodden und auch an der Darß-Zingster Boddenkette wesentlich intensiviert werden. Ohne die anderen Küstengebiete aufzugeben, wurden die Darß-Zingster Boddengewässer nun Gegenstand einer komplexen Ökosystemanalyse. Es wurde eine interdisziplinär zusammengesetzte Forschungsgruppe aus den Bereichen Produktionsbiologie (später Ökologie und Angewandte Ökologie), Meeresbiologie, Algologie und Fischereibiologie und später auch der Pflanzenphysiologie / Biochemie gebildet. Die bei der Universität Greifswald verbliebene Biologische Station Hiddensee (gegründet 1920) wurde in diese Forschungsgruppe integriert.

Es gehörte zu den ersten Aufgaben, eine Istzustandsanalyse mit möglichst großer ökologischer Breite für die Bodden am Darß und Zingst anzufertigen. Diese Arbeiten erfolgten damals in enger Kooperation mit den Organen der Wasserwirtschaft und dem seit 1957 in Zingst existierenden Maritimen Observatorium der Universität Leipzig. Es zeigte sich bald, dass eine optimale wissenschaftliche Arbeit am Gewässer durch sporadische Einsätze vom 70 km entfernt liegenden Hochschulstandort aus nicht möglich war. Bereits 1970 gab es erste Gedanken für eine Feldstation im Boddenbereich. Diese Idee wurde vom damaligen gesellschaftlichen Auftraggeber für die Forschungsar-

beiten (Wasserwirtschaftsdirektion) wesentlich unterstützt. Nach einem sehr günstigen Grundstückskauf in Zingst unmittelbar hinter dem Boddendeich durch die Universität Rostock konnte mit den Planungen begonnen werden. Noch im Jahre 1972 wurden die ersten Bauarbeiten durchgeführt. Weitgehend in Eigenleistungen haben Hochschullehrer, wissenschaftliche und technische Mitarbeiter sowie vor allem Studenten in den freien Stunden an den Wochenenden in Zingst gearbeitet. Erst in der Endphase des Baus konnten und mussten Spezialfirmen beschäftigt werden. Am 26. September 1977 konnte der damalige Sektionsdirektor Prof. Dr. Arndt die Eröffnung der Station vornehmen. Seit Sommer 1979 besitzt die Station mit der »Gammarus« auch ein eigenes Forschungsboot. Die Station verfügt über ein Physikalisches Labor / Computerlabor, ein Automatenlabor, ein wasserchemisches sowie ein biologisches Labor. Außerdem können bis zu 14 Personen in der Station untergebracht werden. 1989/90 wurde die Station um ein Seminargebäude mit 25 Plätzen erweitert. Die Station gehört zum Bereich Angewandte Ökologie und verfügt vor Ort über einen wissenschaftlichen Mitarbeiter (gleichzeitig Leiter der Station), eine chemisch-technische Assistentin und einen Schiffsführer.

In der nun bereits 23-jährigen Existenz der Station haben viele Studentenjahrgänge die Kurse, die von den verschiedensten Bereichen der Biologie angeboten wurden, für ihre Ausbildung besucht. Auch Studenten anderer Fachbereiche der Universität, wie z. B. Landeskultur und Umweltschutz oder Umweltschutztechnik, haben das Ausbildungsangebot angenommen. Regelmäßig ist die Station Gastgeber für Exkursionen oder Kurse für andere deutsche und auch ausländische Universitäten. Das Spektrum überspannt inzwischen ganz Deutschland und reicht neben anderen bis zur Universität Moskau.

Eine wichtige Säule für die Station ist auch die Weiterbildung. So gehörte bisher ein Spezialkurs des weiterbildenden Studiums Umweltschutz der Universität (2 1/2 Jahre mit Zweitdiplom-Abschluss) dazu. Kurse der Weiterbildung, des UNEP-Postgradualkurs für Umweltschutz (ein in der DDR entstandener Kurs an der Technischen Universität Dresden für Entwicklungsländer wurde nach der politischen Wende durch das Bundesumweltministerium weitergeführt) oder die

Die Laborstation der Universität Rostock.



verschiedensten Veranstaltungen der Lehrerweiterbildung, das Sommercamp „Jugend forscht“ mit Teilnehmern aus neun Staaten sollen als Beispiele genannt werden.

Grundlage für moderne ökologische Forschungen an gezeitenlosen Ästuaren, dazu gehört auch die Darß-Zingster Boddenkette, ist die Erfassung der großen Variabilität der beschaffenheitsprägenden Parameter nach Raum und Zeit. Darum wurde ein intensives Monitoring-Programm aufgebaut. Die günstige Lage der Station (unmittelbar am Bodden sowie am Zingster Strom zwischen dem mehr limnisch geprägten Westteil und dem mehr ostseemäßig geprägten Ostteil) gestattet es, ohne großen Aufwand ein sowohl zeitlich wie auch räumlich sehr eng gestaltetes Beprobungsprogramm durchzuführen. Es werden meteorologische Kriterien, Parameter zur Kennzeichnung des Wassers, der Organismen und des Gewässerbodens aufgenommen. Das Programm kann in sechs Säulen gegliedert werden:

Monitoring-Teilprogramm 1: Dieses Programm ist das historisch älteste und umfasst Kriterien zur Beschreibung der wichtigsten Wasser- und Wetterparameter. Die Messungen erfolgen täglich (auch sonntags und feiertags) um 8.00 Uhr MEZ am Zingster Strom. Für den Salzgehalt, den wichtigsten Parameter für Küstengewässer, liegen z. B. inzwischen Daten über 40 Jahre vor. Damit sind grundlegende Trendanalysen für die Gewässerchemie und die Hydrobiologie möglich.

Monitoring-Teilprogramm 2: Dieses Programm beinhaltet Untersuchungen zur Variabilität der Beschaffenheit im ganzen Boddengebiet. Durch möglichst wöchentliche Messfahrten zwischen Ribnitz-Damgarten und dem Gellenstrom an der Verbindung zur Ostsee werden Untersuchungen vorgenommen. Aussagen zur ästuartypischen Flächenverteilung und zu zeitlichen Trends werden abgeleitet.

Monitoring-Teilprogramm 3: Dieses Programm enthält die quasikontinuierliche Erfassung wichtiger Beschaffenheitskriterien in der Laborstation. Bodenwasser wird durch ein Pumpsystem durch das Labor geleitet. Dadurch werden Messungen für einzelne Parameter bis zur Stundenauflösung

möglich. Es sind insbesondere Wasserkomponenten: Salzgehalt, Sauerstoffverhältnisse, pH-Wert und ausgewählte meteorologische Kriterien.

Monitoring-Teilprogramm 4: Über Mess-Sonden, die je nach Aufgabenstellung an verschiedenen Stellen im Boddengebiet eingesetzt werden, können Kurzzeitvariabilitäten von Temperatur, Salzgehalt und Strömung registriert werden.

Monitoring-Teilprogramm 5: Durch Kartierungsarbeiten im längerzeitigen Abstand werden Aspekte der Sedimentqualität und der Sedimentdynamik aufgenommen. Danach kann der flachwassertypische Einfluss auf die Gewässerbeschaffenheit untersucht werden.

Monitoring-Teilprogramm 6: In die komplexen Untersuchungen einbezogen werden die Jahreseinschätzungen zum Wasserhaushalt, wie sie seit 1966 vorliegen und vom Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg / Rostock bereitgestellt werden.

Die Ergebnisse des Monitoringprogramms werden zu Gewässergüteberichten zusammengestellt. Diese Güteberichte beinhalten auch die Bewertung der Gewässerentwicklung. Außerdem bilden die Ergebnisse eine wichtige Grundlage für kausal-analytische Fragestellungen und für moderne Beiträge zur Grundlagenforschung der Ökologie, wie sie in Forschungsprojekten und Diplom- oder Doktorarbeiten bearbeitet werden. Inzwischen sind unter Nutzung der Laborstation weit über 250 Doktor- und Diplomarbeiten entstanden (z. T. in der Bibliographie enthalten).

Neuartige Inhalte der Forschungstätigkeit kommen durch die Ansprüche der neuen EU-Wasserrahmenrichtlinie, die den ökosystemaren Ansatz für die Bewertung der Ästuar- und Küstengewässer vorgibt, hinzu.

Die Außenstelle der Universität Leipzig in Zingst, Stätte der Lehre und Forschung

H.-J. Schönfeldt

Die Außenstelle der Universität Leipzig besteht seit 1957 und wurde als Maritimes Observatorium des damaligen Geophysikalischen Instituts der Universität Leipzig gegründet. Das Observatorium diente vorrangig der Ausbildung von Studenten verschiedener Universitäten. Dies ist auch heute die Aufgabe der Außenstelle der Universität Leipzig. Um ihr gerecht zu werden, wird die Außenstelle im Jahr 2000 umfangreich rekonstruiert, so dass für ca. 20 Studenten moderne Unterkünfte, ein Seminarraum und ein Computerkabinett zur Verfügung stehen. Neben der Ausbildung wurde und wird an dieser Stätte wissenschaftliche Forschung betrieben, wobei von 1957 bis 1992 der Observatoriumsbetrieb Vorrang hatte. Aus dieser Zeit liegen z. B. Messreihen der Wassertemperatur, des Wasserstandes, des Salzgehaltes in Ostsee und Bodden aber auch Wind, Temperatur, Feuchte und Globalstrahlung vor. Der Observatoriumsbetrieb wurde nach Gründung der Station des Umweltbundes-

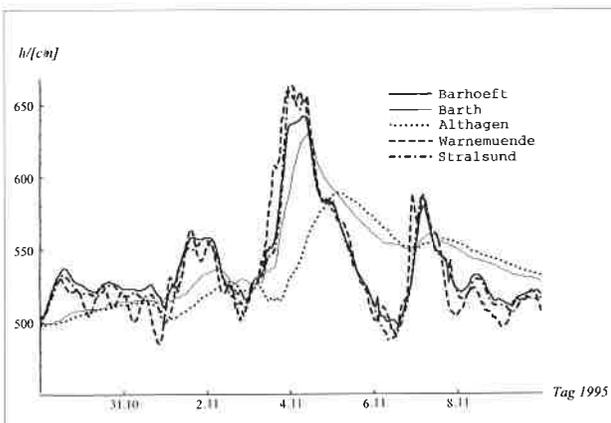
Das Forschungsboot »Gammarus« der Laborstation.





Außenstelle der Universität Leipzig in Zingst.

amtes in Zingst aufgegeben. Ein Forschungsschwerpunkt war und ist wegen der unmittelbaren Küstennähe die ufernahe Zone, die Kontaktzone zwischen Land und Meer und die damit verbundene Ausbildung lokaler klimatischer Besonderheiten, wie die Land-Seewind-Zirkulation (mitverantwortlich für die vielen Sonnentage im Jahr). In diesem Zusammenhang läuft zur Zeit ein EU-Projekt zur Bestimmung der Verdunstung im Ostseegebiet, durchgeführt vom Max-Planck-Institut Hamburg, ein Experiment zum klimawirksamen Wasserhaushalt der Ostsee. Ein besonderer Forschungsschwerpunkt ist die Wellen- und Sedimentdynamik in der ufernahen Zone. Auf diesem Gebiet sind grundlegende Arbeiten in Zingst entstanden, wie z. B. die Aufklärung der Ursachen für die Entstehung von Sandbänken. Untersuchungen des Küstenrückganges in den letzten hundert Jahren wurden erfolgreich mit Hilfe langjähriger Windreihen (Warnemünde, Wustrow, Zingst) und eigenen Wellenmessungen modelliert. Insbesondere gelang es quantitative Aussagen über die Abtragungen und die Anlandung am Darßer Ort zu machen. Ergebnisse dieser Arbeiten sind die Wind-, Wellen- und Sedimenttransportatlanten der Region Fischland-Darß-Zingst-Hiddensee. Gegenwärtig werden diese Arbeiten



Wasserstände während des Hochwassers Nov. 1995. Ein Wert von 500 entspricht Normalwasserstand. Bemerkenswert die Differenzen von ca. 60 cm zwischen Saaler Boden und Außenküste. Ein Durchstich in diesem Gebiet erfordert Schleusen, die in Hochwassersituationen geschlossen werden müssen.

durch das Studium des windgetriebenen Sedimenttransportes abgerundet, somit wird ein umfangreicher Beitrag zur Landschaftsentstehung und Veränderung in dieser Region geleistet.

Aber auch die Boddengewässer waren und sind Gegenstand der Forschung mit Fragen zum Wasserhaushalt und zur Modellierung des Wasserstandes und der Strömung in den Boddengewässern. Hierzu wurde ein hochauflösendes Modell erarbeitet, das der Besonderheit der relativ flachen Boddengewässer mit möglichen Überschwemmungsgebieten (z. B. Bock, Werder, Kirr) Rechnung trägt. Ausgehend von Messungen im Rahmen der Studentenpraktika führen spezielle Bodenreibungsansätze zu hervorragender Beschreibung des Sturmhochwassers vom November 1995 (siehe Abbildung).

Umweltbundesamt - Messstelle Zingst

B. Thees

Die Messstelle Zingst des Umweltbundesamtes wurde am 06.09.1991 durch den damaligen Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Prof. Dr. Klaus Töpfer, eröffnet.

Damit wurde eine Station des Meteorologischen Dienstes der DDR, die mit der politischen Wende abgewickelt worden war, reaktiviert und in das seit den 60er Jahren in der Bundesrepublik aufgebaute Immissionsmessnetz integriert. In der DDR nahm diese Messstelle als Forschungsstation des Aerologischen Observatoriums Lindenberg verschiedene Messprogramme zu atmosphärischen Untersuchungen war. Am 10.10.1989 wurde die Station offiziell als Raketen-sondierungsstation im Rahmen des Interkosmosprojektes des früheren RGW (Rat für gegenseitige Wirtschaftshilfe) in Zusammenarbeit mit der damaligen Sowjetunion in den Routinebetrieb genommen. Weitere solche Messstationen befanden sich in der Arktis, Antarktis, Sowjetunion, Mongolei, Bulgarien und Indien. In diesem Messnetz wurde die mittlere Atmosphäre im Höhenbereich zwischen 15 und 75 km sondiert. Zu den Messinhalten gehörten u. a. Temperatur- und Windprofile. Heute gehört die Messstelle Zingst zu einem deutschlandweiten Messstellennetz für den Immissionsschutz, wobei der Messpunkt Zingst in den Bereich der Reinluftgebiete gehört.

Die Aufgaben können den folgenden Komplexen zugeordnet werden:

- Verfolgung klimarelevanter Komponenten,
- Kontrolle des grenzüberschreitenden Ferntransportes von Luftschadstoffen,
- Verfolgung der Entwicklung der UV-B-Strahlung am Boden als Folge von Veränderungen der atmosphärischen Ozonschicht,
- Ermittlung des Schadstoffeintrages aus der Atmosphäre in die Ostsee..

Für die Zuarbeit zu diesen Aufgabenkomplexen wird eine große Anzahl von Kriterien mit modernen Messmethoden registriert:

Meteorologie:

Temperatur, relative Luftfeuchte, Taupunkt, Luftdruck, Wind nach Richtung und Geschwindigkeit.

Strahlung:

Globalstrahlung, solare UV-Strahlung.

Niederschlag:

Menge, pH-Wert, Leitfähigkeit, dazu die folgenden Ionen: Sulfat (SO_4^{--}), Nitrat (NO_3^-), Chlorid (Cl^-), Kalium (K^+), Natrium (Na^+), Ammonium (NH_4^+), Magnesium (Mg^{++}) und Kalzium (Ca^{++}) sowie die Schwermetalle Eisen (Fe), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Mangan (Mn) und Vanadium (V).

Gase:

Schwefeldioxid (SO_2), Ozon (O_3), Stickstoffmonoxid (NO), Stickstoffdioxid (NO_2), Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4), Peroxiacetylnitrat (PAN) und Quecksilber (Hg).

Schwebstoffe:

Kontamination und Inhaltsstoffe, z. B. Schwermetalle: Eisen, Kupfer, Blei, Cadmium, Mangan und Vanadium; weitere Ionen: Sulfat, Nitrat, Chlorid, Kalium, Natrium, Ammonium, Magnesium und Kalzium.

Außer für die genannten überregionalen Aufgabenstellungen werden die Untersuchungsergebnisse auch regional für die Ausweisung der Umweltbedingungen des Ostseebades Zingst mit den Kriterien Luft, Niederschlag und Sonnenstrahlung genutzt.

Seit gut zwei Jahren betreibt die Messstelle Zingst in Zusammenarbeit mit dem Kur- und Tourismusbetrieb am Standort der Kurverwaltung einen aktuellen „Biometeorologischen Monitor“. Auf einen Großbildschirm werden stündlich die wichtigsten aktuellen Umweltparameter übertragen. So können sich die Urlauber und Kurpatienten über die aktuellen Wetter- und Umweltbedingungen informieren. Das ist ein bedeutender Beitrag für die Ausweisung der Gemeinde Zingst als Seeheilbad.

Die Messstelle des Umweltbundesamtes in Zingst.



Das Kranich-Informationszentrum in Groß Mohrdorf

G. Nowald, F. Strahl und C.-A. von Treuenfels

Mit intensiver Unterstützung der Lufthansa Umweltförderung führen der Naturschutzbund Deutschland (NABU) und die Umweltstiftung WWF-Deutschland seit 1991 das gemeinsame Projekt „Kranichschutz Deutschland“ durch.

Dieses Joint Venture im Naturschutz ist ein Produkt der Wiedervereinigung Deutschlands: Seit den 1970er Jahren betrieben NABU (damals Deutscher Bund für Vogelschutz, DBV) und WWF-Deutschland jeweils eigene Kranichschutz-Projekte, der NABU in Niedersachsen und Hamburg, der WWF in Schleswig-Holstein und in Teilen Niedersachsens. Beide Naturschutzorganisationen wurden schon früher bei Ihren Kranichschutzbemühungen von der Lufthansa, die den Kranich als Wappentier führt, unterstützt.

Bis zum Jahr 1990 ging es diesen Naturschutzorganisationen darum, die relativ kleinen Brutbestände im südöstlichen Schleswig-Holstein, im östlichen Niedersachsen und in Hamburg zu schützen, wodurch die Zahl der Brutpaare in der BRD in jahrelangen Bemühungen von rund 20 in den 70er Jahren auf mehr als 100 angehoben werden konnte. Demgegenüber mussten die Naturschutzgremien in der DDR den Schutz von immerhin rund 1.800 Brutpaaren und - was genauso bedeutend war - der großen Sammel- und Rastplätze der durchziehenden Kraniche in Mecklenburg-Vorpommern und in Brandenburg organisieren und sichern. Dadurch änderten sich mit der politischen Neuordnung Deutschlands auch die gemeinsamen Kranich-Bilanzen ganz bedeutend.

Zwischen ostdeutschen Ornithologen und NABU als auch WWF-Vertretern hatten sich bereits früher gute Kontakte im Rahmen der europäischen Kranich-Arbeitsgruppe entwickelt. Da war es nur folgerichtig, daß sich bald nach der Wende alle am Kranichschutz Interessierten gemeinsam an einen Tisch setzten, um künftige Strategien des Kranichschutzes zu beraten.

Das gemeinsame Ziel, den Kranichen in Deutschland eine sichere Brutheimat und eine möglichst große Zahl von Rast- und Sammelpätzen zu erhalten, brachte die Kranich-Freunde aus Ost und West auf die Idee, zusammen die Arbeitsgemeinschaft „Kranichschutz Deutschland“ ins Leben zu rufen. Ein 1991 abgeschlossener Vertrag regelt die Form der Zusammenarbeit der beiden Organisationen NABU und WWF. Auch mit der Lufthansa Umweltförderung wurde eine Vereinbarung getroffen, nach der das Luftfahrtunternehmen - sozusagen als Dritter im Bunde - der exklusive Unternehmenssponsor dieser Kranichschutzinitiative ist.

Neben Einzelinitiativen für brütende und rastende Kraniche hatten sich die drei Projektträger von Anfang an vorgenommen, in der Nähe des größten europäischen Kranichrastplatzes, in der Rügen-Bock-Region, ein Kranich-Informationszentrum zu

errichten. Am 26. September 1996 wurde das Zentrum mit seiner 140 qm großen Dauerausstellung eröffnet, um den jährlich mehr als 100.000 Touristen in der Rügen-Bock-Region als Anlaufstelle zu dienen. Seitdem stieg die Besucherzahl im Zentrum kontinuierlich von Jahr zu Jahr; 2000 waren es 12.800.

Präparate verschiedener Großvögel, ein Video und eine Diashow sowie zahlreiche Schautafeln informieren über die aktuelle Rastsituation, den Kranichzug, den Lebenszyklus und alle Fragen, die mit dem Kranichschutz zusammenhängen. Auch das Verhältnis von Naturschutz und Landwirtschaft wird am Beispiel der Kraniche, Wildgänse und Schwäne, die zu Tausenden auf den umliegenden Feldern äßen, angesprochen. Gleichzeitig werden die Besucher über die besten Beobachtungsmöglichkeiten informiert. Die Projektträger von „Kranichschutz Deutschland“ legen besonderen Wert auf eine konstruktive Zusammenarbeit mit den Landbesitzern, den Behörden und den Fremdenverkehrseinrichtungen der Region. Sie wollen mit dem Kranich-Informationszentrum eine Brücke zwischen der einheimischen Bevölkerung und den Besuchern schla-

In Deutschland brüten jetzt etwa 2.900 Kranichpaare, davon allein über 2.500 in den neuen Bundesländern.



Den imposanten Flug der Kraniche kann man im Frühjahr und Herbst im weiten Umfeld des Kranich-Informationszentrums fast überall beobachten.

gen und nicht zuletzt auch zur wirtschaftlichen Stärkung der Region beitragen. Im Rahmen der Naturschutzarbeit in der Rastregion beteiligt sich die Projektgruppe, mit der Unterstützung des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, weiterhin an Ablenkfütterungen. Dafür ist auch eine von „Kranichschutz Deutschland“ erworbene rund 10 ha große landwirtschaftliche Fläche hilfreich.

Vom Kranich-Informationszentrum werden heute deutschlandweit Schutzmaßnahmen, z. B. Wiedervernässung von entwässerten Brutplätzen, koordiniert sowie Schutz- und Forschungsprojekte mit verschiedenen Partnern in Europa durchgeführt.

Nicht zuletzt berichtet „Kranichschutz Deutschland“ in seinem Informationszentrum über die laufende Kranichschutzarbeit in Deutschland. Denn dies soll natürlich weiterhin die Hauptaufgabe des Gemeinschaftsprojekts sein: dem Grauen Kranich in Deutschland eine sichere Heimat und eine vielleicht noch bessere Zukunft zu bieten.



Lufthansa
Umweltförderung



Kranichschutz
Deutschland

Das Kranich-Informationszentrum in Groß Mohrdorf und seine Projektträger.

Das Küstenlabor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie in Stralsund

A. Bachor und Chr. Schöppe

Das heutige Küstenlabor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG) am Standort Stralsund geht auf die Bildung der Wasserwirtschafts-direction (WWD) Küste im Jahre 1958 zurück. Unmittelbar nach Gründung der WWD Küste wurde mit dem Aufbau eines Messnetzes zur Gewässerüberwachung zunächst der Binnengewässer und ab 1966 auch der Küstengewässer begonnen. Die chemischen, biologischen und physikalischen Untersuchungen zur Erfassung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer des Landes Mecklenburg-Vorpommern werden seitdem in Stralsund durchgeführt. Zur Probenahme wurde zunächst das Kontrollschiff »Prof. O. Krümmel« eingesetzt. Mitte der 70er Jahre wurden vier neue Kontrollschiffe an den Standorten Wismar, Rostock, Stralsund und Saßnitz in Dienst gestellt.



Das Kontrollschiff »Strelasund« des LUNG hat in Stralsund seinen Heimathafen.

Anlass für die Aufnahme von Untersuchungen zur Wasserqualität in den Küstengewässern waren Beanstandungen der Fischer über den phenolartigen Geschmack der aus dem Stettiner Haff angelandeten Fische. Daraufhin wurde ein gemeinsames deutsch-polnisches Messprogramm zur Überwachung der Gewässerqualität des Stettiner Haffs installiert, welches in erweiterter Form auch heute noch durchgeführt wird. Nahezu gleichzeitig wurde mit Untersuchungen im Greifswalder Bodden begonnen.

Ziel dieser Untersuchungen war zunächst die Erfassung des Istzustandes als Basis für die prognostische Einschätzung der Auswirkungen einer Abwärmelastung aus dem geplanten und Mitte der 70er Jahre gebauten Kernkraftwerk „Bruno Leuschner“. Ende der 60er Jahre wurden Untersuchungen zur Wasserbeschaffenheit der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst aufgenommen. Anfang der 70er Jahre kamen die äußeren Küstengewässer zwischen Bolten-

hagen und Usedom hinzu. Mit der Indienststellung der vier neuen Kontrollschiffe konnte die Gewässerüberwachung in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns flächendeckend ausgedehnt werden. Von diesen ist die »Strelasund« mit Heimathafen Stralsund nach wie vor im Einsatz.

In den 80er Jahren waren im Labor Stralsund zeitweise bis zu 35 Mitarbeiter/innen mit der Untersuchung von Küsten- und Binnengewässern sowie Grund- und Abwasser beschäftigt. In diesem Labor wurde u. a. auch die gesamte Nährstoffanalytik für die damaligen drei Nordbezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg durchgeführt. Gegenwärtig wird am Standort des LUNG in Güstrow ein Zentrallabor für Wasser-, Boden- und Luftuntersuchungen aufgebaut, in das auch Teile des Stralsunder Labors verlagert werden. In dem am Standort Stralsund verbleibenden, neu ausgestatteten Küstenlabor wird weiterhin die Brack- und Meerwasseranalytik durchgeführt. Gemäß Gewässerüberwachungserlass des Umweltministeriums sind gegenwärtig 63 Messstellen in den inneren und äußeren Küstengewässern monatlich zu beproben und zu untersuchen. 42 dieser Messstellen sind integraler Bestandteil des Gemeinsamen Bund/Länder-Messprogramms für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (BLMP). Die Untersuchungsergebnisse des BLMP finden Eingang in die Meeresumweltdatenbank des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie in Hamburg und werden von dort an die Datenbank der HELSINKI-Kommission übermittelt. Das Labor beteiligt sich seit Jahren mit Erfolg an nationalen und internationalen Programmen zur Qualitätssicherung. Zum Messprogramm des Küstenlabors in Stralsund gehört u. a. die Bestimmung von Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoff- und Salzgehalt, der Nährstoffe, des Chlorophyll-a-Gehaltes sowie quantitative und qualitative Untersuchungen zum Phytoplankton.

Bereits frühzeitig hat das Labor in Stralsund den Kontakt zu den Universitäten in Rostock und Greifswald gesucht. So wurden bereits vor Beginn der Untersuchungen in den Darß-Zingster Bodden Abstimmungen mit der damaligen Sektion Biologie, heute Fachbereich Biowissenschaften, der Universität Rostock über Umfang und Inhalt der Untersuchungsprogramme vorgenommen. Hieraus hat sich eine intensive Zusammenarbeit zwischen der für die Gewässerüberwachung zuständigen Behörde und den wissenschaftlichen Einrichtungen im Lande ergeben. So tritt das LUNG zunehmend als Auftraggeber und Nutzer anwendungsbezogener Forschungsleistungen der Universitäten auf.

Die Ergebnisse der behördlichen gewässerkundlichen Untersuchungen bilden die Grundlage für die Bewertung der Beschaffenheit der Gewässer sowie die Ableitung von Maßnahmen zu ihrem Schutz bzw. zu ihrer Sanierung und deren Effektivitätskontrolle. Seit 1990 werden sie in den regelmäßig erscheinenden Gewässergüteberichten des Landes Mecklenburg-Vorpommern veröffentlicht. Damit wird ein grundlegender Beitrag für wissenschaftliche Arbeiten und für die Information der Öffentlichkeit geleistet.

Bibliographie der Darß-Zingster Bodden

H. Baudler, G. Schlungbaum und F. Schulz

Enthält alle in den Beiträgen dieses Bandes zitierten Quellen

Um eine weitgehend vollständige Bibliographie der Darß-Zingster Bodden, ihrer Zuflüsse und angrenzenden Landschaften zu erreichen, wurden außer den zitierten Quellen auch relevante veröffentlichte Publikationen sowie unveröffentlichte naturwissenschaftliche Arbeiten, wie Habilschriften, Dissertationen, Diplomarbeiten, Berichte, Gutachten etc. in diese Zusammenstellung aufgenommen.

Der eingetragene Titel der Wissenschaftlichen Zeitschrift der Universität Rostock, in der ein sehr großer Teil der Arbeiten veröffentlicht wurde, lautete von 1976 bis 1989 exakt „Wiss. Z. Wilhelm-Pieck-Univ. Rostock“. Diese Publikationsreihe wird hier aus Platzgründen generell unter „Wiss. Z. Univ. Rostock“ zitiert.

- Abarzua, S. & U. Schiewer (1990): NH_4 rhythm of cyanobacteria in eutrophic shallow waters in laboratory cultures. *Limnologica* 20: 113-117.
- Abshagen, G. (1908): Das Phytoplankton des Greifswalder Boddens. XI. Jahresbericht der Geographischen Gesellschaft zu Greifswald: 1-100.
- Adamkiewicz-Chojnacka, B. & R. Heerkloss (1995): Interannual variation of rotifer biomass in two coastal lagoons of the southern Baltic differing by degree of trophy. *Hydrobiologia* 313/314: 341-344.
- Aeckerlein, W. (1986): Die Ernährung des Vogels. Stuttgart.
- Ahrendt, C. & C. Rüdiger (1979): Beitrag zur Kieselalgenflora des Saaler Boddens. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Allgeyer, P. (1994): Verbreitung und Bestandsentwicklung des Fischotters (*Lutra lutra* L.) im Kreise Nordvorpommern (Westteil) 1987-1993. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 37: 40-49.
- Allgeyer, P. (1999): Der Fischotter im Landkreis Vorpommern. Unveröffentlichte Studie i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Stralsund.
- Allgeyer, P. (2000): Der Fischotter (*Lutra lutra* L.) im Landkreis Nordvorpommern. Otter-Kurier. Schriftenreihe des BUND Arbeitskreises Fischotterschutz Neubrandenburg, 6. Sonderausgabe.
- Alonso, J. C. & J. A. Alonso (1992): Daily activity and intake rate patterns of wintering Common Cranes *Grus grus*. *AR-DEA* 80: 343-351.
- Altenkirch, O. (1979): Spektrometrische Bestimmung der Phytoplanktonpigmente in den Boddengewässern südlich des Darß und des Zingstes. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Anders, E. (1988): Neue Formen fischereilicher Nutzung der Darß-Zingster Boddenkette. *Natur u. Umwelt, Beiträge Bezirk Rostock* 13: 27-29.
- Anders, G. (1955): Die Halbinsel Darß und Zingst. Rostock.
- Andreas, U. (1994): Untersuchung von ausgewählten Schilfröhrichten im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft hinsichtlich der Besiedlung durch Rallen und weitere schilfbewohnende Vogelarten. Bericht i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Anonym (1925): Die alten Seegatten an der Küste des Darß-Zingst. In: *Unsere Heimat* 3/4.
- Anonym (1967): Monatsmittel und Extremwerte des Sauerstoffgehaltes im Brackwasser des Zingster Stromes der Jahre 1964/65. *Deutsche Fischereizeitung* 14: 250-253.
- Arlt, G. (1969): Bemerkungen zur Bodenfauna des Greifswalder Boddens. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R.* 18, 1/2: 189-193.
- Arlt, G. (1973): Jahreszeitliche Fluktuationen der Meiofauna im Greifswalder Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 6/7: 658-692.
- Arlt, G. (1973): Vertical and horizontal microdistribution of the meiofauna in the Greifswalder Bodden. *Oikos Suppl.* 15: 105-111.
- Arlt, G. (1973): Zur produktionsbiologischen Bedeutung der Meiofauna in Küstengewässern. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1141-1145.
- Arlt, G. (1975): Remarks on indicator organisms (meiofauna) in the coastal waters of the GDR. *Merentutkimusleit. Julk., Havsforskningsinst. Skr.* 239: 272-279.
- Arlt, G. (1977): Verbreitung und Artenspektrum der Meiofauna im Greifswalder Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 26, 2: 217-222.
- Arlt, G. (1983): Taxonomy and ecology of some harpacticoida (Crust., Cop.) in the Baltic Sea. *Zool. Jahrb. Syst.* 110: 45-85.
- Arlt, G. (1984): Taxonomische und ökologische Untersuchungen am Mesozooobenthos von Brackgewässern. Habilitationsschrift, Biologie, Univ. Rostock.
- Arlt, G. (1988): Temporal and spatial meiofauna fluctuations in an inlet of the South West Baltic (Darß-Zingst bodden chain) with special reference to the Harpacticoida (Cop., Crust.). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 73, 3: 297-308.
- Arlt, G. (2000): Meiofauna - mikroskopische Vielfalt am Boddengrund. In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. *Bodden* 10: 99-105.
- Arlt, G. & F. Georgi (1999): Meiofauna in der benthisch-pelagischen Kopplung. (Abschlussbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD) *Bodden* 8: 19-24.
- Arlt, G. & J. Holtfreter (1975): Verteilung, Zusammensetzung und jahreszeitliche Fluktuationen der Meiofauna im Barther Bodden (Darß-Zingster Boddenkette). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 24, 6: 743-751.
- Arlt, G., B. Müller & K. H. Warnack (1982): On the distribution in the Baltic Sea. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 67, 1: 97-111.
- Arlt, G., T. Radziejewska & L. Rodbertus (1980): Vorläufige Mitteilung über Untersuchungen zur Vertikalwanderung der Meiofauna in einem Flachwassergebiet der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 123-125.
- Arlt, G. & G. Schlungbaum (1979): Beitrag zur Verbreitung der Meiofauna im Barther Bodden (Darß-Zingster Boddenkette). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 28, 6: 507-514.
- Arndt, E.-A. (1964): Tiere der Ostsee. Leipzig: 199 S.
- Arndt, E.-A. (1969): 1. Meeresbiologisches Ostseesymposium 1968 in Rostock. *Limnologica* 7: 3-7.
- Arndt, E.-A. (1969): Zwischen Düne und Meeresgrund. Leipzig: 376 S.
- Arndt, E.-A. (1972): Second Baltic Symposium on Marine Biology 1971 in Stockholm. *Biol. Rundschau* 10: 209-210.
- Arndt, E.-A. (1973): Ecophysiological and adaptional problems confronting animals living in brackish water. *Oikos Suppl.* 5: 239-245.
- Arndt, E.-A. (1975): On the makrozoobenthos in landlocked

- shallow brackish water and its suitability for use as an ecological indicator. 4. Meeresbiol. Ostseesymposium, Gdansk / Poland.
- Arndt, E.-A. (1984): The ecological niche of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771). *Limnologica* 15, 2: 469-477.
- Arndt, E.-A. (1987): On the macrozoobenthos in landlocked shallow brackish waters and its suitability for use as an ecological indicator. In: Proceedings of the 4th symposium of the Baltic Marine Biologists, Gdansk/Poland 1975, published by the sea fisheries institute in Gdynia, 1987: 200-212.
- Arndt, E.-A. (1988): Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37, 5: 6-12.
- Arndt, E.-A. (1988): Zusammenfassende Ergebnisse von Untersuchungen am Makrozoobenthos der Darß-Zingster Boddenkette von 1969-1987. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37, 5: 6 - 12.
- Arndt, E.-A. (1989): Ecological, physiological and historical aspects of brackish water fauna distribution. In: Ryland P. & A. Tyler (Eds.): *Reproduction, Genetics and distributions of marine organisms*, 23rd European Marine Biology symposium, Olsen & Olsen, Denmark: 327-338.
- Arndt, E.-A. (1991): Long-term investigations on the macrozoobenthos in the oligohaline Saaler Bodden south of the peninsula Darß-Zingst and the invasion of *Marenzelleria viridis* in the 80s. 12th BMB-Symposium Helsingør, Danmark: 25-30
- Arndt, E.-A. (1994): Struktur und Entwicklung des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Lauf der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthos-Entwicklung im Saaler Bodden von 1986-1990. *Rost. Meeresbiol. Beitr.* 2: 93-120.
- Arndt, E.-A. & W. Jansen (1986): *Neomysis integer* (LEACH) in the chain of boddens south of Darß-Zingst (Western Baltic) - Ecophysiology and population dynamics. *Ophelia, Suppl.* 4: 1-15.
- Arndt, E.-A. & M. Lenk (1988): Der Einfluß von Cadmium auf *Cordylophora caspia* (Pallas) (Hydrozoa, Clavidae) - Testung des Polypen auf die Eignung als Indikatororganismus für Schwermetallbelastung in Ästuaren. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37, 5: 41-46.
- Arndt, H. (1980): Diurnale Rhythmik der Nahrungsaufnahme und räumliche Verteilung des Zooplanktons der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Arndt, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Arndt, H. (1991): On the importance of planktonic protozoans in the eutrophication process of the Baltic Sea. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76: 387-396.
- Arndt, H. (1993): Zur Bedeutung der Protozoen in mikrobiellen und makrobiellen Nahrungsgeweben des Pelagials. Habilitationsschrift, Univ. Rostock.
- Arndt, H., L. Debus, R. Heerkloss & W. Schnese (1984): Diurnal changes in the matter flux of a shallow-water ecosystem in a Baltic inlet. *Ophelia, Suppl.* 3: 1-9.
- Arndt, H., R. Heerkloss & W. Schnese (1984): Seasonal and spatial fluctuations of estuarine rotifers in a Baltic inlet. *Limnologica* 15: 377-387.
- Arndt, H., G. Jost & N. Wasmund (1990): Dynamics of pelagic ciliates in eutrophic estuarine waters: importance of functional groups among ciliates and responses to bacterial and phytoplankton production. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 34: 239-245.
- Arndt, H., J. Kobel, A. Michalk, F. Wronna & R. Heerkloss (1982): Untersuchungen zur Vertikalwanderung epibenthischer Copepoden in einem flachen Küstengewässer mit Hilfe einer Planktonreuse. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 31, 6: 57-61.
- Arndt, H., H. J. Kramer, R. Heerkloss & C. Schröder (1985): Zwei Methoden zur Bestimmung populationsdynamischer Parameter von Zooplanktern unter Laborbedingungen mit ersten Ergebnissen an *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) und *Synchaeta cecilia* (Rotatoria, Monogononta). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 34, 6: 7-21.
- Arndt, H., U. Schiewer, G. Jost, N. Wasmund, Th. Walter, R. Heerkloss, G. Arlt & E.-A. Arndt. (1990): The importance of pelagic and benthic microfauna in a shallow-water community of the Darss-Zingst estuary, southern Baltic, during mesocosm experiments. *Limnologica* 20, 1: 101-106.
- Arndt, H., W. Schnese & R. Heerkloss (1981): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung des Zooplanktons in einem flachen inneren Küstengewässer der Ostsee. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 30, 4/5: 43-48.
- Arnold, A. & K. Jensen, (1990): *Fischland-Darß-Zingst. Studie zum Nationalpark.* (Technische Universität Dresden/Architektur-Landschaftsarchitektur und Biologie, Univ. Rostock).
- Aurada, K. D. (2000): Hydrologische Aspekte der Bodden- und Haffgewässer. In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. *Bodden* 10: 23-30.
- Baader, G. (1982): Nährstoffkreisläufe an der Sediment / Wasser-Kontaktzone von Flachwasserökosystemen. Dissertation, Univ. Rostock.
- Baader, G. & G. Schlungbaum (1980): Stoffaustauschuntersuchungen an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in der "Kirr-Bucht". *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 111-113.
- Baader, G. & G. Schlungbaum (1982): Sediment-Chemical Investigations in GDR-Coastal Waters. XVIII. Phosphate exchange at the Sediment / Water Interface in Baltic coastal Region on the GDR. *Proc. of the XIII. Conference of the Baltic Oceanographers, Helsinki, August 1982, Vol. 1:* 126-134.
- Baader, G. & G. Schlungbaum (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR.- Teil XII: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 10, 2: 153-166.
- Babenzien, H.-D. & A. Voigt (1999): Bedeutung der Sulfatreduktion (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD) *Bodden* 8, 67-72.
- Bacher, B. (1990): Untersuchungen zur Bioverfügbarkeit gelöster Phosphatfraktionen in Oberflächengewässern. Dissertation, Univ. Rostock.
- Bachor, A. (1993): Nährstoffeinträge in die Vorpommerschen Boddengewässer. *Bodden* 5: 25-44.
- Bachor, A. (1996). Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990-1995. *Wasser und Boden* 42: 33-36.
- Bachor, A. (1996): Ergebnisse der Güteüberwachung der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Bodden* 3: 117-136.
- Bachor, A. (1996): Ergebnisse der Güteüberwachung der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Bodden* 3: 117-136.
- Bachor, A. (1996): Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990-1995. *Wasser und Boden* 8: 33-36.
- Bachor, A. (1997): Nährstoffeinträge in die Vorpommerschen Bodden. *Bodden* 5: 25-44.
- Bachor, A. (2000): Mitteilung aus dem in Vorbereitung befindlichen Gewässergütebericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern vom 18.05.2000.
- Bachor, A., M. von Weber & R. Wiemer (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Wasser und Boden* 42: 26-32.
- Bachor, A., M. von Weber & R. Wiemer (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Wasser und Boden* 8: 26-32.
- Backhaus, B. (1983): Untersuchungen zum Vorkommen von Harnstoff in Oberflächengewässern des Nordens der DDR. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bairlein, F. (1995): Forschung in Schutzgebieten - ein Positionspapier. *Seevogel* 16: 7-8.
- Ballschmidt-Boog, A. (1998): Rechtliche Vorgaben und Defizite beim Schutz der Küstenökosysteme der Ostsee unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. Dissertation, Juristische Fakultät, Univ. Rostock.
- Bartelt, W. (1975): Ökologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos des Barther Boddens. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Barthold, V. (1987): Gewässerstandards - eine Basis der opti-

- malen Gewässerbewirtschaftung - eine Studie für die Probleme der Küstengewässer. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bartolomäus, W., G. Wertz & K. H. Zilm (1975): Beurteilung der Eignung von Boddengewässern der Ostseeküste zur Bewässerung. *Wasserwirtschaft/Wassertechnik* 25, 6: 191-193.
- Bast, H.-D. (1975) Bestimmung von Energieäquivalenten produktionsbiologisch wichtiger Arten und Versuch einer Beschreibung des Energieflusses im Barther Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bast, H.-D. (1982): Plötzbestand der Darßer Boddenkette. In: Fischereibiologische Untersuchungen an den Plötzbeständen der inneren Küstengewässer der DDR unter besonderer Berücksichtigung der Darßer Boddenkette. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.
- Bast, H.-D. (1989): Die heimischen Neunaugen. *Ichthyofaunistik* 4: 17-28.
- Bast, H.-D., D. Bredow, R. Labes, R. Nehring, A. Nöllert & H. M. Winkler (1992): Rote Liste der gefährdeten Amphibien und Reptilien Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium M.-V. (Hrsg.), Schwerin: 1-26.
- Bast, H.-D. & K. Fadschild, K. (1979): Fischereibiologische Untersuchungen an Plötzen und Barschen der inneren Küstengewässer der DDR. Teil I. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 28, 6: 585-590.
- Bast, H.-D., K. Fadschild & E. Mönke (1980): Orientierende Untersuchungen zum Jungfischauftreten im Bereich des Barther Boddens im Juni 1979. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 99-102.
- Bast, H.-D. & J. A. von Oertzen (1976): Zusammenstellung von Energieäquivalenten aquatischer Organismen unter besonderer Berücksichtigung der Ostsee. Teil II., *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 25, 3: 295-304.
- Bast, H.-D., H. M. Winkler & W. Hahn (1983): Bemerkungen zur Biologie und Bedeutung des Kaulbarsches (*Gymnocephalus cernua*) der Darß-Zingster Boddenkette. *Fischereiforschung* 21, 4: 34-38.
- Bastrop, R., M. Röhner, C. Sturmbauer & K. Jürss (1997): Where did *Marenzelleria* spp. (Polychaeta: Spionidae) in Europe come from? *Aquatic Ecology* 31, 2: 119-136.
- Baudler, H., B. Ladwig & M. Lenk (1980): Allgemeine Wetterlage und Strahlungsverhältnisse während der synoptischen Boddenaufnahme im Raum Darß-Zingst. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: -7.
- Baudler, H. & G. Schlungbaum (2000): Extreme hydrographische Situationen im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock): 383-388.*
- Baumann, E. (1915): Beiträge zur Kenntnis des Greifswalder Boddens. II. Morphometrie des Greifswalder Boddens. 15. Jahresbericht Geogr. Ges. Greifswald: 1-44.
- Behling, A. (1974): Untersuchungen zum Vorkommen phenolischer Substanzen in den Darß-Zingster Boddengewässern und zur Toxizität ausgewählter phenolischer Substanzen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Behnke, H. (1985): Untersuchung über den Bestand der Stichlinge im Barther Bodden und ihre Stellung im Nahrungsgefüge. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Behnke, H., H. M. Winkler & L. Debus (1986): Untersuchungen zum Bestand und zur Nahrungsökologie der Stichlinge (*Gasterosteus aculeatus* und *Pungitius pungitius*) im Freiwasser des Barther Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 35, 5: 50-54.
- Behrend, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. *Mat. z. Umwelt in Mecklenburg-Vorpommern 2 (Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern).*
- Behrendt, H. & Mitarbeiter (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. (Forschungsbericht des Umweltbundesamtes Berlin) UBA - Texte 75/99.
- Behrens, J. (1980): Untersuchungen am Makrophytobenthos der Darßer Boddengewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29: 77-81.
- Behrens, J. (1982): Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation, Univ. Rostock.
- Berg, G. (1934): Beiträge zur Geschichte des Darßes und des Zingstes. Prerow.
- Berg, G. (1999): Beiträge zur Geschichte des Darßes und des Zingstes. Reprint Prerow.
- Berg, C., H. Henker & U. Mierwald (1996): Rote Liste und Artenliste der Gefäßpflanzen des deutschen Küstenbereichs der Ostsee. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 48: 29-39.
- Berg, C., J. Schramm & J. Dieminger, (1995): Die Moosflora des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft in ihrer Bedeutung für Pflege- und Entwicklungskonzepte. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Berghoff, S., G. Schlungbaum & U. Selig (1999): Phosphorus in sediments from coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Southern Baltic Sea). In: Fleming, B. W., M. T. Delafontaine & G. Liebezeit: *Muddy Coasts-Process and Products.* Elsevier Oceanography Book Series / SCOR WG 106.
- Berghoff, S., G. Schlungbaum & U. Selig (1999): Untersuchungen zum Phosphorkreislauf. (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD) Bodden 8: 73-79.
- Bergholz, E. (1975): Untersuchungen zum Reproduktionszyklus von einigen Nematodenarten des Barther Boddens. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bergholz, E. & U. Brenning (1978): Studies on the Reproductive Cycles of Marine Nematodes. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 27, 4: 393-398.
- Bernhard, K. G., J. Tesmer, Ch. Ruth & H. Schierbohm (1996): Die Vegetation der Karrenderfer Wiesen. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 32: 85-100.
- Beschmitt, J., G. Krüger & B. Noack, (1970): Faunistisch-ökologische Benthosuntersuchungen in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Beschmidt, J. & B. Noack (1976): Faunistisch-ökologische Untersuchungen am Meiobenthos des Saaler Boddens (Darßer Boddenkette). *Internat. Revue d. gesamten Hydrobiologie* 61, 1: 89-104.
- BfN (1996): Wieviel Natur bleibt den Küsten? - Tourismus an unseren Meeren. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 15 Seiten.
- BfN (1998): Wieviel kostet uns das Reisen? - auf dem Weg zu einem nachhaltigen Tourismus. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, 15 Seiten.
- Bick, A., R. Bochert & M. L. Zettler (1993): *Marenzelleria viridis*, in invader among the benthic community in Baltic coastal inlets - distribution and reproductive strategy. 28th Europ. Mar. Biol. Symp., Crete, Greece.
- Bick, A. & R. Burckhardt. (1989): Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. *Mitt. Zool. Mus. Berlin* 65, 2: 237-247.
- Biester, E. (1986): 15 Jahre Fischereibiologie: Heringsbestandsforschung, Heringslarven und Heringsjungfische. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Sonderheft:* 5-7, 8-13, 27-37.
- Biester, E. (1989): The distribution of spring-spawning larvae in coastal waters of the German Democratic Republic. *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 190, 109-112.
- Biester, E. (1991): Ökologische Veränderungen in Boddengewässern und mögliche Folgen in der Fischerei. In: *Fragen zur fischereirechtlichen Nutzung küstennaher Flachwassergebiete - Wattenmeer und Boddengewässer.* Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes 52: 1-28.
- Biester, E., F. Fredrich & U. Hoffmann (1977): Occurrence of herring larvae in the Darss-Zingster Bodden 1976/77. *ICES C. M.* 1977: p 19.
- Biester, E. & F. Fredrich, (1978): Der Jungfischbestand der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung des Stints (*Osmerus eperlanus*), des Zanders (*Stizostedion lucioperca*), und des Herings (*Clupea harengus*) in den Jahren 1975 - 1977. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.*
- Binner, U. (1994): Die Verbreitung des Fischotters (*Lutra lutra* L.) in Mecklenburg-Vorpommern 1993/94. *Studie i. A. des Umweltministeriums.*
- Binner, U., A. Hagenguth, R. Klenke & A. Waterstraat (1999): Analyse des Einflusses von Zerschneidungen und Störungen auf die Population des Fischotters (*Lutra lutra*) in Mecklenburg-Vorpommern. BMBF-Verbundprojekt: Aus-

- wirkungen und Funktion unzerschnittener störungsarmer Landschaftsräume auf Wirbeltierarten mit großen Raumanprüchen. Auftraggeber: Bundesministerium für Bildung, Forschung und Technologie. Endbericht.
- Binzer Erklärung (1997): Rügener Empfehlungen für einen nachhaltigen Küstentourismus. Deutsche Ges. für Umwelterziehung e. V.
- Birkholz, E. (1992): Ökologische Bewertung des Prerowstroms im Bereich der Ortslage Prerow. Abschlußarbeit im Fernstudium Umweltschutz.
- Blanck, A. (1881): Die Fische der Seen und Flüsse Mecklenburgs. Schwerin: 62 S.
- Blank, J. (1989): Nahrungsökologie und Verbreitung juveniler Plötzen (*Rutilus rutilus* Linnaeus, 1758) und des Ukeleis (*Alburnus alburnus*, Linnaeus, 1758) im Barther Bodden 1987. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bless, R., Lelek, A. & A. Waterstraat (1998): Rote Liste der in den Binnengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Binot et al. (Hrsg.) Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 55, BfN, Bonn Bad Godesberg: 53-59.
- Bloss, S. (1981): Untersuchungen zum Stickstoffkreislauf an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in der Kirr-Bucht der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bloss, W. (1980): Untersuchungen an ausgewählten Sestonfraktionen der Darß-Zingster Boddengewässer unter besonderer Berücksichtigung des Einsatzes eines elektronischen Teilchenzählers. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- BMU (2000): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit: Aus Verantwortung für die Zukunft - Umweltpolitik als globale Herausforderung. 82 Seiten.
- Bochert, R. (1993): Reproduktion und Larvalentwicklung von *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta, Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bochert, R., A. Bick, M. L. Zettler & E.-A. Arndt (1993): *Marenzelleria viridis* - An invader in the benthic community of Baltic coastal inlets - Investigations of the reproduction. Proc. 13th BMB Symp., Riga, Latvia.
- Bochert, R., M. L. Zettler & A. Bick (1994): Untersuchungen zur räumlichen Verteilung der Larven von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in einem flachen Küstengewässer der Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 227-240.
- Bockholt, R. (1994): Ökologische Zustandserfassung im Bereich der Kernzone "Sundische Wiese" des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Teil 3: Vegetation und Primärproduktion. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg - Vorpommern.
- Boedeker, D. & H. von Nordheim, (1997): Naturschutz und Küstenschutz an der deutschen Ostseeküste. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 52, Bundesamt für Naturschutz.
- Boedeker, O. (1994): Naturschutz und Kommunikation im Ostseegebiet. Bodden 1: 131-142.
- Bohnke, K. (1994): Grundwasserbeobachtungen im Bereich der Kernzone "Sundische Wiese" des Nationalparks "Vorpommersche Boddenlandschaft". Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg - Vorpommern.
- Bönsch, R. (1988): Systematik und Verteilung von Oligochaeten im Saaler Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock
- Börner, R. (1983): Phytoplanktonentwicklung bei Nährstoffanreicherungen im Zingster Strom (Darß-Zingster Boddenkette). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 32, 5: 29-34.
- Börner, R. (1980): Produktionsbiologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Börner, R. (1984): Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Börner, R. & V. Kell. (1981): Produktionsbiologische Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stromes der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 30: 37-42.
- Börner, R. & V. Kell. (1982): Einfluß von Nährstoffanreicherungen auf die Biomasse, Artensequenz und Primärproduktion des Phytoplanktons während einer Komplexanalyse im Zingster Strom (Juni 1981). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 31: 53-56.
- Bornhöft, E. (1884): Die geologischen Verhältnisse des Greifswalder Boddens. Dissertation, Philosophische Fakultät, Univ. Greifswald.
- Böttcher, U. (1980): Umsetzversuche mit *Mytilus edulis* L. in die Darß-Zingster Boddenkette und Untersuchungen am Bestand in der Ostsee. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bowden, K. F. (1963): Estuaries and coastal waters. Proc. Royal Soc. Ser. a 265 / 1322: 320-325.
- Bradley, B. P. (1991): Seasonal succession in Chesapeake Bay. Bull. Plankton Soc. Japan. Spec. Vol. 129-131
- Brandt, K. (1896): Über das Stettiner Haff. Wiss. Meeresuntersuchungen N. F. 1, 2: 107-141.
- Brandt, K. (1906): Vergleichende Untersuchungen des Stettiner Haffs und des Papenwassers. In: Die Beteiligung Deutschlands an der internationalen Meeresforschung. 3. Jahresbericht, Berlin.
- Brenning, U. (1988): Die Bedeutung der Darß-Zingster Boddenkette als Rastgebiet für durchziehende Wasservögel. Natur und Umwelt (Beiträge aus dem Bezirk Rostock), 13: 33-36.
- Brenning, U. & H. W. Nehls (1961): Die Wasservogelzählung 1958 an der mecklenburgischen Ostseeküste. Falke 8: 158-161, 187-190.
- Bresk, B. & K. Eick (1972): Kultivierung und experimentell-ökologische Untersuchungen einiger Evertebraten der Darßer Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Brielmann, N. & N. Schultz (1974): Fischereibiologische Untersuchungen an der Darßer Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Brinckmann, M., U. Vietinghoff & W. Schnese (1981): Ergebnisse der Modellierung der Hydrodynamik des Barther Boddens. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 30, 4/5: 73-78.
- Brinckmann, M. (1982): Weitere Ergebnisse des hydrodynamischen Teilmodells. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 31, 6: 89-97.
- Brogmus, W. (1952): Eine Revision des Wasserhaushaltes der Ostsee. Kieler Meeresforschungen 9, 1: 15-42.
- Brosin, H.-J. (1964): Der Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst unter besonderer Berücksichtigung des Wasseraustausches mit der Ostsee. Dissertation, Univ. Leipzig.
- Brosin, H.-J. (1965 a): Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darßes und des Zingstes. Veröff. Geophys. Inst. Univ. Leipzig 18, 3: 281-380.
- Brosin, H.-J. (1965 b): Die mittleren Salzgehaltsverhältnisse in der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Beitr. Meereskunde 16: 7-14.
- Brosin, H.-J. (1970): Die Wasserzirkulation in einigen Boddengewässern der DDR-Küste und ihre Beeinflussung durch meteorologische Faktoren. Veröff. Geophys. Inst. Univ. Leipzig 19, 4: 435-445.
- Brosin, H. J., P. Hupfer & H. von Petersson, (1964): Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Abschlussbericht Geophys. Inst. Univ. Leipzig.
- Bruchmann, M. (1978): Atmungsintensität der Blaualge *Microcystis firma* unter NaCl-Belastung. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Brundtland, G. H. (1988): Unsere gemeinsame Zukunft - Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung 1987 an die UNO. Staatsverlag der DDR, 1988, 349 Seiten.
- Buchwald, M. (1976): Untersuchungen zum Einfluß potentieller Schadstoffe (Pestizide) auf das Wachstum von *Scenedesmus quadricauda*. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Bülow, K. v. (1954): Allgemeine Küstendynamik und Küstenschutz an der südlichen Ostsee zwischen Trave und Swine. Geologie, Beiheft 10.
- Bundesamt für Naturschutz Fachgebiet 1/2 (1995): Abkommen zur Erhaltung der afrikanisch-eurasischen wandernden Wasservögel, Broschüre.
- Bundesminister für Verkehr (1997): Verordnung über das Befahren der Bundeswasserstraßen in Nationalparks und

- Naturschutzgebieten im Bereich der Küste von Mecklenburg-Vorpommern. Bundesgesetzblatt Teil I, Nr. 43.
- Burckhardt, R. & R. Heerkloss (1998): Konsumtion und Fäkalpelletproduktion bei *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda). Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 7: 91-110.
- Burckhardt, R. & R. Heerkloss (2000): Zur potentiellen Rolle des Zooplanktons in der benthisch-pelagischen Kopplung in flachen Küstengewässern am Beispiel des Copepoden *Eurytemora affinis* (Poppe). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 419-422.
- Cameron, W. M. & D. W. Prichard (1963): Estuaries. In: The Sea, New York: 306-324.
- Carls, H. (1951): Bodenuntersuchungen in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Zeitschrift f. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde 55, 2: 144-151.
- Caspers, H. (1959 a): Die Einteilung der Brackwasser - Regionen in einem Aestuar. Estratto Dall' Archivio di Oceanografia e Limnologia XI, Suppl.:153-169.
- Caspers, H. (1959b): Vorschläge einer Brackwassernomenklatur ("The Vernice-System"). Int. Revue ges. Hydrobiol. 44, 2: 313-316.
- Correns M. (1976): Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR. Vermessungstechnik 24, 12: 459 - 461.
- Correns, M. (1976): Grundzüge von Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddengewässer an der DDR-Küste. Beiheft 8 zum Mitteilungsblatt der Chemischen Gesellschaft der DDR: 1-4, Rostock.
- Correns, M. (1978): Water balance in the bodden waters along the GDR coastline. J. Hydrol. Sci. 5./1: 81-86.
- Correns, M. (1979): Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer der DDR als Grundlage für die weitere Erforschung ihrer Nutzungsfähigkeit zu Trink- und Brauchwasserzwecken. Habilitationsschrift, Univ. Berlin.
- Correns, M. & L. Mertinkat (1977): Zum Wasserhaushaltsgeschehen der Bodden südlich des Darß und des Zingst im Zeitraum 1970-1974. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 26, 2: 161-167.
- Dahlke, C. & L. Ehrhardt (1983): Abhängigkeit der NH_4 -Aufnahme und der ^{14}C -Dunkel- und Hellfixierung der Blaualge *Microcystis firma* von ihrer Stickstoffversorgung. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Dahlke, S. A. L. & C. Wolff (1999): Kopplung zwischen Nitrifikation und Denitrifikation. (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD), Bodden 8: 59-66.
- Dahms, P. & K. Bohne (1994): Ökologische Zustandserfassung im Bereich der Kernzone "Sundische Wiese" des NP Vorpommersche Boddenlandschaft, Teil 1 Hydrologie. Gutachten i. A. des NP Mecklenburg - Vorpommern.
- Dankwarth, R. (1975): Beitrag zur Blau- und Grünalgenflora des Saaler Boddens. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Dannenberger, D. & A. Lertz (1998): Chlorierte Kohlenwasserstoffe in Sedimenten der Boddengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Bodden 6: 91-107.
- Daten zur Natur (1999): 2. Ausgabe. Bundesamt für Naturschutz, 1-266 (Bonn-Bad Godesberg).
- Dauber, M. (1972): Untersuchungen zur Quecksilberbelastung der Darß-Zingster Boddengewässer und zur Toxizität quecksilberhaltiger Biozide gegenüber einigen Organismen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Dauber, M., J. A. von Oertzen & G. Schlungbaum (1973): Untersuchungen zur Toxizität quecksilberhaltiger Verbindungen auf Brackwasserorganismen der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 6/7: 687-706.
- Davis, T. J. (1994): Übereinkommen über Feuchtgebiete, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel, von internationaler Bedeutung Das Handbuch der Ramsarkonvention. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit.
- Debus, L. (1986): Zum nahrungsselektiven Freßverhalten von Stint (*Osmerus eperlanus*) und Plötz (*Rutilus rutilus*, Linnaeus, 1758) in einem eutrophen Brackgewässer. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 35, 5: 60-63.
- Debus, L. (1987): Nahrungsökologische Untersuchungen an juvenilen Bleien (*Abramis brama* Linnaeus, 1758) und Plötzen (*Rutilus rutilus*, Linnaeus, 1758). Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Debus, L. (1987): Diurnale Aspekte der Ernährungsrythmik des juvenilen Bleis im Barther Bodden. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 36, 2: 42-45.
- Debus, L. (1989): Food composition of bream and roach from shallow brackish waters of the Southern Baltic Proper, with comments on possible diet overlap. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Mer. 190: 118-124.
- Debus, L. & H. Arndt (1984): Nahrungsbiologische Untersuchungen an Jungfischpopulationen eines brackigen Flachwassergebietes des Barther Boddens (südliche Ostsee). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 33, 6: 76-82.
- Debus, L. & H. M. Winkler (1990): Nahrungsuntersuchungen an benthophagen Nutzfischen unter Berücksichtigung des Nahrungsangebotes. Fischerei-Forschung 28, 2: 55-57.
- Detle, H. H., A. Raudkivi, N. Magnerewend & H. Schütterpf (1994): Untersuchungen zu Hafenstandorten auf dem Fischland; Darß und Zingst. Bericht Nr. 783 des Leichtweiss-Institutes für Wasserbau, Hydromechanik und Küsteningenieurwesen, Braunschweig, einsichtbar im Umweltministerium M.-V.
- Dieckmann, O. (1993): Untersuchungsbericht über den ökologischen Zustand der Naturräume des Darß unter besonderer Berücksichtigung des Wasserhaushaltes. Erarbeitet i. A. des Landwirtschaftsministers des Landes M-V durch das Landesamt für Forstplanung M.-V. Schwerin.
- Dierschke, V. & H. Rippe (1997): Ernährungsbedingungen für Kiebitzregenpfeifer *Pluvialis squatarola* und Knutt *Calidris canutus* im Windwatt bei Hiddensee, deutsche Ostseeküste. Vogelwelt 118: 269-275.
- Dierschke, V., A. J. Helbig & N. Gaedecke (1997): Ornithologischer Jahresbericht 1996 für Hiddensee und Umgebung. Berichte der Vogelwarte Hiddensee, 14, 63-102.
- Dierschke, V., J. Kube & H. Rippe (1999): Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 2. Spatial and temporal variations in the harvestable fraction of the favourite prey *Hediste diversicolor*. Journal of Sea Research 42: 65-82.
- Dierschke, V., J. Kube, S. Probst & U. Brenning (1999): Feeding ecology of dunlins *Calidris alpina* staging in the southern Baltic Sea, 1. Habitat use and food selection. Journal of Sea Research 42: 49-64.
- Dietsch, D. (1975): Qualitative und quantitative Untersuchungen der vagilen und sessilen Fauna der Röhrichte der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Dröscher, W. (1897): Beitrag zur Kenntnis der Nahrung unserer Fische. 1. Der Zander. Allgem. Fischereizeitung München. N. 19, XXII.: 361-366.
- Dröscher, W. (1900): Über das Wachstum des Zanders im Saaler Bodden und sein Mindestmaß. Fischereizeitung N. 3: 313-316 und 369-372.
- Dröscher, W. (1906): Die Förderung der Fischerei in Mecklenburg in den letzten 18 Jahren. Geschäftsbericht der Mecklenburgischen Fischereivereinerung. Schwerin: 1-134.
- Duffek, A. (2000): Über die Mobilität von Schwermetallen in den Bodden- und Haffgewässern der ostdeutschen Ostseeküste. Dissertation, Chemie, Biologie, Univ. Rostock.
- Duks, P. (1990): Seston und sein Sedimentationsverhalten unter besonderer Berücksichtigung ökotechnologischer Maßnahmen zur Erhöhung der Sedimentationsrate in Fließgewässern und deren Mündungsbereichen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Erdmann, F. (1994): Ökologische Zustandserfassung im Bereich der Kernzone "Sundische Wiese" des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, Teil 5: Avifauna Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Erdmann, N. (1980): Sestonuntersuchungen mit dem elektronischen Teilchenzähler "Laborscale" und mit Feinstkornprüf sieben. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 33-38.
- Erdmann, N. & W. Bloß (1980): Gesamtchlorophyll und Chlorophyllgehalt einzelner Sestonfraktionen. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 39-342.
- Espinosa, R. (1979): Ein einfaches hydrodynamisches Modell des Barther Boddens. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 28, 6: 487-491.
- Essink, K. & U. Schöttler (1997) (eds.): Studies on *Marenzellerella*

- ria spp. (Polychaeta: Spionidae). Aquatic Ecology 31, 2: 117 - 258.
- EU-Umweltagentur (1999): Die Umwelt der Europäischen Union - an der Wende des Jahrhunderts. Europäische Umweltagentur Kopenhagen, 40 Seiten.
- Evers, P.: Mecklenburg 1905-1906. Griebens Reiseführer Band 104, Berlin.
- Fadschild, K. (1982): Fischereibiologische Untersuchungen an den Barschbeständen der inneren Küstengewässer der DDR unter besonderer Berücksichtigung der Darß-Zingster Boddenkette. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.
- Fadschild, K. & H. D. Bast (1981): Einige Ergebnisse von Markierungen an Barschen und Plötzen im Bereich der inneren Küstengewässer der DDR. In: Physiologie, Biologie und Parasitologie von Nutzfischen. Univ. Rostock: 159-162.
- Fadschild, K. & H. D. Bast (1981): Fischereibiologische Untersuchungen an Plötzer und Barschen der inneren Küstengewässer der DDR. Teil III. Markierungsexperimente. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 30, 4/5: 113-120.
- Feiler, K. & H. M. Winkler (1981): Erstfunde von *Anisakis*-Larven im Zander, *Stizostedion lucioperca*, aus Küstengewässern der Ostsee. Angewandte Parasitologie 22: 124-130.
- Festerling, E. (1973): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Phytobenthos der Darßer Gewässer. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Finck, P., U. Hanke, E. Schröder, R. Forst & G. Woitke (1997): Naturschutzfachliche Landschaftsleitbilder - Rahmenvorstellungen. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 50/1: 1-265 (BfN, Bonn-Bad Godesberg).
- Finke, C. & K. Schnell (1993): Untersuchungen zum Nachtfalterbestand (Lepidoptera) ausgewählter Probeflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Finke, C. & K. Schnell (1994): Untersuchungen zum Nachtfalterbestand (Lepidoptera) ausgewählter Probeflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (II. Teil). Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Fischer, F. (1972): Beitrag zur Kennzeichnung organischer Substanzen in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette und zu deren Veränderlichkeit in der Zeit der synoptischen Boddenaufnahme vom 29.5. bis 3.6.1972. Abschlußarbeit Berufsqualifikation. Biologie, Univ. Rostock.
- Fischer, K. (1907): Die Sommerhochwasser der Oder von 1812 bis 1903 mit besonderer Behandlung der Hochwasser vom Juni / Juli 1902 und Juli 1903. Jb. Gewässerkd. Norddeutschlands, Bes. Mitt. 1, 6.
- Fischer, K. (1912): Die Einwirkung der Oder, besonders ihrer Hochwasser auf das Stettiner Haff. Zbl. Bauverwaltung 27: 169-171.
- Fischer, K. (1915): Niederschlag und Abfluß im Odergebiet. Jb. Gewässerkd. Norddeutschlands, Bes. Mitt. 3, 3.
- Fischer, K. (1917): Der Abflußvorgang der Ostseehaffe und ihrer Zuflüsse, besonders der Peene. Petermanns Geogr. Mitt. 63: 235-237.
- Fischer, K. & T. Wiemers (1994): Darstellung der historischen Landschaftsentwicklung im Naturraum Darß-Zingst seit 1696. Diplomarbeit, Univ. Frankfurt a. M.
- Foitschik, H. (1976): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Nematodenfauna der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Foken, W. & T. Foken (1979): Zur Berechnung der Globalstrahlung aus Messungen der Sonnenscheindauer für das Küstengebiet Zingst-Darß. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 28, 6: 493-497.
- Foth, P. (1990): Die Moorbodenentwicklung in Abhängigkeit von Bewirtschaftung sowie unter Berücksichtigung regionaler Gegebenheiten im Recknitz-Trebel- und Peenetal. In: Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde Vol. 34, H. 5: 285-290.
- Franek, D. (1985): Untersuchungen zur Bedeutung des Stintes (*Osmerus eperlanus*, Linnaeus 1758) als planktivorer Räuber im Barther Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Franek, D. (1987): Nahrungsuntersuchungen an juvenilen Stinten (*Osmerus eperlanus*, Linnaeus 1758) des Barther Bodden. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 37, 5: 64-68.
- Franke, R. und R. Ihlenfeld (1987): Entwicklungsparameter calanoider Copepoden unter Laborbedingungen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Fraude, H. (1906): Grund- und Planktonalgen der Ostsee. X. Jahresbericht der Geographischen Gesellschaft zu Greifswald: 1 - 125.
- Fredrich, F. (1975): Untersuchungen zum Fischbestand des Gelegürtels der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung des Jungfischbestandes. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Fredrich, F. (1976): Untersuchungen zum Aufkommen von Jungfischen am Gelegürtel der Darß-Zingster Bodden-gewässer. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.
- Fredrich, F. (1978): Der Jungfischbestand der Darß-Zingster Boddenkette, unter besonderer Berücksichtigung des Stintes (*Osmerus eperlanus*), des Zanders (*Stizostedion lucioperca*) und des Herings (*Clupea harengus*) in den Jahren 1975 - 1977. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.
- Fredrich, F. (1978): Untersuchungen über den Jungstintbestand der Darß-Zingster Boddenkette in den Jahren 1975 - 1977. In: Physiologie und Biologie von Nutzfischen. Univ. Rostock: 139-146.
- Fredrich, F. & E. Biester (1979): Untersuchungen der Fortpflanzung und der O-Gruppe von Stinten (*Osmerus eperlanus*, Linnaeus 1758) in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, G-Reihe 1/2: 53-58.
- Fricke, R., R. Berghahn, O. Rechlin, T. Neudecker, H. M. Winkler, H. D. Bast & E. Halbeck (1998): Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Binot et al. (Hrsg.) Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenr. Landschaftspflege u. Naturschutz 55, BfN, Bonn Bad Godesberg: 60-64.
- Fritsche, G. (1979): Zur Antibiotica-Resistenz von Bakterienstämmen der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Fröde, E. (1957/58): Die Pflanzengesellschaften der Insel Hiddensee. Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R., 3-4.
- Fukarek, F. (1961): Die Vegetation des Darß und ihre Geschichte. Pflanzensoziologie 12: 321 S.
- Fukarek, F. (1969): Ein Beitrag zur potentiellen natürlichen Vegetation von Mecklenburg. Mitt. For.-Soz. Arbeitsgem. 14: 231-237.
- Gabriel, K. D. (1994): Faunistische und ökologische Beobachtungen an Schwebfliegen (Diptera Syrphidae) Mecklenburg-Vorpommerns. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg - Vorpommern.
- Gall, W. (1977): Untersuchungen zur Nahrungsaufnahme von *Neomysis integer* (Mysidacea). Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Gamal, F. El (1982): Untersuchungen zur Bestandscharakteristik und Populationsdynamik des Bleis (*Abramis brama*, Linnaeus, 1758) sowie seine Einordnung in das Trophiegefüge der DZBK. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Garduhn, E. (1955): Im Recknitztal. In: Heimathefte des Kreises Ribnitz-Damgarten 1: 35-38.
- Garstecki, T., A. Güber, K. Premke, R. Verhoeven, H. Arndt & St. A. Wickham (1999): Trophische Beziehungen innerhalb benthischer mikrobieller Nahrungsgewebe. (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD) Bodden 8: 29-38.
- Gase, G. (1985): Vergleichende Untersuchungen zur Nährstofflimitation und Primärproduktion des Phytoplanktons in der Unterwarnow und im Zingster Strom. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Geisel, S. (1987): Vergleichende Untersuchungen zur Primärproduktion, Nährstofflimitation und Ammoniumrhythmik des Phytoplanktons im Zingster Strom und im Saaler Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Geissler, T. (1987): Untersuchungen zur Nahrung des Plötz (*Rutilus rutilus*, Linnaeus 1758) in Küstengewässern. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Gelau, L. & A. Grüner (1981): Zur Kennzeichnung der C. und N-Mineralisierung von Brackwasser - und Seeschlamm im Boden durch die Hydrolysierbarkeit der organischen Bestandteile. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 30: 59-62.
- Gemeinde Zingst (1982): 100 Jahre Badewesen Ostseebad

- Zingst. Herausgeber: Rat der Gemeinde Zingst, 56 Seiten. Gemeinde Zingst (1991): 110 Jahre Badewesen Ostseebad Zingst. Herausgeber: Gemeindeverwaltung Zingst
- Genciova, A. & Z. Paulickova (1985): NH₄-Aufnahme bei Cyanobakterien – Einfluß der Limitationsdauer. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Generalplan Küsten- und Hochwasserschutz in Mecklenburg-Vorpommern (1994): Hrsg. Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin: 108 S.
- Georgi, F. (1979): Untersuchungen über die Verteilung und Beschaffenheit des Sestons in inneren Küstengewässern. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Georgi, F. (1983): Untersuchungen zur Variabilität von Qualität und Quantität des Sestons in den Darß-Zingster Boddenwassern. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Georgi, F., P. Spittler, W. Schnese & G. Schlungbaum (1980): Untersuchungen zur Quantität und Qualität des Sestons in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 27-31.
- Gerbersdorf, S. (1999): Die mikrophytobenthische Primärproduktion in den Boddengewässern unter besonderer Berücksichtigung der Sedimentauflage, ihre Fraktionen und Aggregate. Dissertation, Biologie, Univ. Greifswald.
- Gerbersdorf, S. & J. Meyercordt (1999): Primärproduzierende Prozesse im Pelagial und Benthos. (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOB) Bodden 8: 39-47.
- Gessner, F. (1933): Die Planktonproduktion der Brackwässer in ihrer Beziehung zur Produktion der offenen See. Verh. int. Ver. f. theor. u. angew. Limnol. 6: 154-162.
- Gessner, F. (1937): Hydrographie und Hydrobiologie der Brackwässer Rügens und des Darß. Kieler Meeresforsch. II: 1-80.
- Gessner, F. (1940): Produktionsbiologische Untersuchungen im Arkonabecken und den Binnengewässern von Rügen. Kieler Meeresforschungen 5, 3: 449-459.
- Gessner, F. (1957): Meer und Strand. Berlin: 426 S.
- Gessner, F. (1959): Hydrobotanik, Bd. II. Berlin: 701 S.
- Gewässergütebericht 1991 (1992): Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Gewässergütebericht 1992 (1993): Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Gewässergütebericht 1993 (1994): Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Gewässergütebericht 1994 (1995): Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Minister für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Gewässergütebericht 1995 (1996): Oberirdische Gewässer, Küstengewässer und Grundwasser. Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Gewässergütebericht 1996/1997 (1998): Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- Gierstädt, G. (1986): Botanische Untersuchungen zur Gewässerbeurteilung der Recknitz. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Goldammer, T. (1991): Zytogenetische Studien am Zander (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758) des Saaler Boddens. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Görner, M. & H. Hackethal (1988): Säugetiere Europas. Leipzig, Radebeul.
- Görs, S., R. Schumann & D. Rentsch (1997): Untersuchungen zu gelösten organischen Stoffen im Trophiegradienten der Darß-Zingster Boddenkette. Ausgewählte Ergebnisse. Bodden 5: 79-95.
- Görs, S., R. Schumann, D. Rentsch, U. Schiewer & G. Schlungbaum (2000): Untersuchungen zu gelöstem und partikulärem organischen Material im Trophiegradienten der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung des Aminosäurepools. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock): 394-398.
- Gosselck, F. (1994 a): Das Makrobenthos (Großalgen, submerse Gefäßpflanzen, wirbellose Tiere) der Außenküste des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Gosselck, F. (1994 b): Das Makrobenthos (Großalgen, submerse Gefäßpflanzen, wirbellose Tiere) der westrügenischen Boddengewässer im Nationalpark Mecklenburg-Vorpommern. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg - Vorpommern.
- Gosselck, F. & V. Kell (1998): Der verborgene Nationalpark. Die Bodentiere und -pflanzen der Ostsee und der Bodden des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 34: 113 - 129.
- Grähler, E. (1991): Chronik vom Zingst, Dummerstorf.
- Grähler, E. (1992): Chronik vom Zingst - Teil 2, Dummerstorf.
- Graneli, E., S. Schulz, U. Schiewer, D. Gedzrowski, W. Kaiser & M. Plinski (1988): Is the same nutrient limiting potential phytoplankton biomass formation in different coastal areas of the Southern Baltic? Kieler Meeresforsch., Sonderh. 6: 191 - 202.
- Graumann, G. (1989): Beobachtungsergebnisse über Wasservögel im NSG Bock und Hohe Düne von Pramort sowie Naturschutzarbeiten im Gebiet. Beiträge zur Vogelkunde, 35: 16-23.
- Graumann, G. (1994): Küstenvogelschutz im Ökosystem Boddenlandschaft. Bodden 1: 89-104.
- Graumann, G. (1999): Nutzungsansprüche für die Gewässer im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. - Vereinbarkeit von Schifffahrt, Tourismus, Fischerei und Jagd mit den Schutzziele. Bodden 7: 107-122.
- Graumann, G., D. Jäkel, S. Müller & H. Zöllick (1980): Die Vögel des NSG Bock und Hohe Düne von Pramort. Natur und Naturschutz in Mecklenburg 16, 5-79.
- Griese, H. (1958): Die Fischerei in den heimischen Gewässern früher und jetzt. In: Festschrift zur 725. Jahrfest von Ribnitz-Damgarten. Ribnitz-Damgarten: 88 - 92.
- Groba, E. (1956): Dünen an Seegatts zwischen Ostsee und Bodden. Neue mecklenburgische Monatshefte 1, 3: 63-67.
- Groba, E. (1994): Beitrag zur Entstehung des Neu-Darß und die Entwicklung der hohen Dünen auf dem Darß und Zingst. Wasserwirtschaft Wassertechnik 4, 6: 210-214.
- Große, U. (1981): Adaptation von *Microcystis firma* an verschiedene Lichtintensitäten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Große, U. (1984): Lichtanpassung von Blaualgen in Turbidostatkultur. Dissertation, Univ. Rostock.
- Groth, S. & E. Zander, (1973): Qualitative und quantitative Untersuchungen der Phytafauna im Barther Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Gruetzmacher, G. & D. Brockmeyer (1991): Die Darß-Zingster Boddenkette - eine Übersicht über Hydrographie, anthropogene Belastung und Naturschutzkonzepte. Praktikumsbericht, Fachbereich Wasserreinigung, Technische Universität Berlin.
- Grüner, A. & L. Belau (1979): Brackwasserschlamms der "Boddenkette West" - eine Ressource für die organische Düngung? Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 28, 7: 657-662.
- Grüner, A. & L. Belau (1981): Weitere Ergebnisse zur Wirkung von Brackwasserschlamms auf Pflanze und Boden im Gefäßversuch. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 30, 6: 51-54.
- Guiard, K. G. (1997): Naturschutzgerechte Nutzung von Salzgrünland aus landwirtschaftlicher Sicht. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz, H. 52: 99-105 (BfN, Bonn-Bad Godesberg).
- Günther, B. (1994): Ökologische Zustandserfassung im Bereich der Kernzone "Sundische Wiese" des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Teil 2: Limnologie und Makrozoobenthos. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Gußmann, H. J., J. Molzahn & B. Bicks (1985): Vergiftungen bei Jungrindern durch die Blaualge *Nodularia spumigena*. Bh. Vet.- Med. 40, 76 - 79.

- Haelke, A. (1981): Anpassungsverhalten von *Synechocystis aquatilis* in Turbidostatkultur: Photosynthese und Respiration. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hahn, W. (1981): Fischereibiologische Untersuchungen am Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua* Linnaeus) der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hahnenfeld, S. (1979): Temperatureinfluß auf das Wachstum isolierter Bakterienstämme aus der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hammer, A., R. Burckhardt & R. Heerkloss (1998): Tageszeitliche Variabilität der Freßrate ausgewählter Zooplankter in den vorpommerschen inneren Küstengewässern. Deutsche Ges. f. Limnologie, Tagungsbericht 1997: 316-320.
- Hantke, H., G. Schlungbaum & U. Berth (1996): Zur Wirkung von Sedimentationsfallen in Flußmündungsgebieten - ein Beitrag zum Schutz der Darß-Zingster Boddengewässer. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4: 33-45.
- Hantke, H., G. Schlungbaum & K. Storch. (1997): Möglichkeiten der Anwendung eines speziell entwickelten Flachwasserecholotsystems zur Binnen- und Küstengewässercharakterisierung sowie zur Kontrolle und Darstellung der im Wasserkörper und Oberflächensediment durchgeführten Probenahme-, Meß- und Sanierungsarbeiten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1996, (Schwedt / Oder): 630-634.
- Harder, K. (1974): Chemische, biochemische und biologische Charakterisierung ausgewählter Sedimenttypen der Darß-Zingster Boddenkette - Teil 1: Untersuchungen zur Sedimentzusammensetzung. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Harder, K. (1990) Robben in der Ostsee - Die Auswirkungen des Seehundsterbens 1988 in Nordsee und Kattegatt, an der DDR-Küste und zur Situation der Robbenbestände in der Ostsee. Meer und Museum 6: 47-51.
- Harder, K. (1995) Die Entwicklung der Robbenbestände an der südlichen Ostseeküste. Meer und Museum 14: 21-30.
- Harder, K. (1995): Die Bedeutung der Flachwassergebiete am Darßer Ort, vor Pramort und der Insel Bock im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft für die Wiederansiedlung der Robben. Bericht aus dem Deutschen Museum für Meereskunde und Fischerei Stralsund.
- Harms, A., D. Krenzel & I. Simon (1996): Schwermetalle in den Oberflächensedimenten der Küsten- und Boddengewässer Mecklenburg-Vorpommerns 1994 - ein Ausschnitt. Bodden 3: 173-178.
- Harms, A. & A. Schröder (1999): Erhebung und Interpretation von Umweltdaten zur Entscheidungsfindung in komplexen Ökosystemen unter Verwendung von Geo- Informationssystemen mit einem Beispiel aus der Darß-Zingster Boddenkette. Bodden 7: 79-94.
- Hecht, K. (1991): Strahlungsmessungen an hocheutrophierten Küstengewässern. Abschlußbericht im Postgradualstudium Umweltschutz.
- Heath, M. F. & M. I. Evans (2000): Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation. 2 vols. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 8).
- Heerkloss, R. (1976): Entwicklung von Methoden zur in-situ Analyse der Nahrungsbiologie des Zooplanktons. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 25, 3: 311-317.
- Heerkloss, R. (1979): Selektivität der Nahrungsaufnahme, Ingestionsrate und Faecesabgabe bei *Eurytemora affinis* (Poppe) (*Calanoida, Copepoda*). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 28, 6: 525-529.
- Heerkloss, R. (1996): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in Boddengewässern der südlichen Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4: 85-95.
- Heerkloss, R. & H. Arndt (1981): Eine Lichtfalle zur Reinigung von Zooplankton. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 30, 4/5: 49-52.
- Heerkloss, R., H. Arndt, J. Hellwig, U. Vietinghoff, F. Georgi, B. Wessel & W. Schnese (1984b): Consumption and assimilation by zooplankton related to primary production in the Baltic coastal water inlet Barther Bodden. Limnologia 15: 387-394.
- Heerkloss, R., R. Börner, B. Krummhaar, H. Arndt & W. Schnese (1984a): Growth inhibition in estuarine zooplankters due to blue-green algae. Ophelia Suppl. 3: 45-49.
- Heerkloss, R., U. Brenning & M. Ring (1990): Secondary production of calanoids (Copepoda, Crustacea) in brackish waters. Limnologia 20: 65-69.
- Heerkloss, R., U. Brenning, R. Ihlenfeld & R. Franke (1990): Influence of temperature and epizoic ciliates on the growth of *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda) under laboratory conditions. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 39, 3: 12-15.
- Heerkloss R., R. Burckardt & A. Hammer (1999): Funktionale Untersuchungen an dominanten Arten des Zooplanktons. (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD) Bodden 8: 25-28.
- Heerkloss, R. & S. Hlawa (1995): Feeding biology of two brachionid rotifers: *Brachionus quadridentatus* and *Brachionus plicatilis*. Hydrobiologia 313/314: 219-221.
- Heerkloss, R. & M. Ring (1989): Ingestion rate and amylase activity in the estuarine copepod *Eurytemora affinis* (Poppe). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 38, 5: 13-17.
- Heerkloss, R., U. Schiewer, N. Wasmund & E. Kühner (1992): A long-term study of zooplankton in enclosures with special reference to *Eurytemora affinis* (Poppe), Calanoida, Copepoda. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 1: 25-35.
- Heerkloss, R., & W. Schnese (1994): Jahreszeitliche Variabilität und Langzeitentwicklung des Metazooplanktons im zentralen Teil der Darß-Zingster Boddenkette. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 85-92.
- Heerkloss, R. & W. Schnese (1995): Long-term monitoring of zooplankton in the bodden waters south of Darß Zingst. In: The future of the Baltic (J. Köhn, U. Schiewer, eds.). Marburg: Metropolis-Verlag: 55-63.
- Heerkloss, R., W. Schnese & B. Adamkiewicz-Chojnacka (1991): Influence of eutrophication on seasonal variation of zooplankton biomass in shallow coastal lagoons of the Southern Baltic. Acta Ichthyologica et Piscatoria 21: 67-76.
- Heerkloss, R., W. Schnese, H. Arndt & F. Fischer (1980): Konsumtionsrate und Vertikalwanderung des Zooplanktons in einem flachen Küstengewässer. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 73-76.
- Heerkloss, R. & U. Vietinghoff (1981): Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in den Darß-Zingster Boddengewässern.
- Heil, F. (1992): Pommerns Jagdparadiese - Der Darß. Deutsche Jagd Zeitung 1992 (II): 8 - 10.
- Helbig, A. J., V. Dierschke & H. Dittberner (1999): Ornithologischer Jahresbericht 1997 für Rügen und Hiddensee. Berichte der Vogelwarte Hiddensee, 15, 79-124.
- HELCOM (1990): First Meeting of the Environmental committee. Kopenhagen 10.-14. September, EC 1/7/1.
- HELCOM 70 (1998): The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC - 3). - Helsinki Commission. Baltic Sea Environment Proceedings 70.
- HELCOM II 1994: Übereinkommen über den Schutz der Meeresumwelt des Ostseegebietes vom 9.4.1992 in Helsinki (Helsinki - Konvention). EG - Beschluß 94/157/EG, Amtsblatt 73 vom 16.3.1994 oder BG Bl. II, 39: 1397-1431.
- Hellwig, A. (1976): Produktionsbiologische Untersuchungen am Phytoplankton des Barther Boddens mit Hilfe der ¹⁴C-Methode. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Henle, K., K. Hertweck, U. Binner, A. Hagenguth, R. Klenke, A. Waterstraat & K. Frank (1999): Gefährdungspotential beim Fischotter durch Zerschneidung und Störung. Fachtagung „Freiraum und Naturschutz Wirkungen von Störungen und Zerschneidungen in der Landschaft“ des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie. Kurzfassungen der Vorträge. Endbericht.
- Henking, H. (1915): Die Fischereiverhältnisse auf der Recknitz und dem Saaler Bodden. Mittl. DSV: 97 - 110.
- Henking, H. (1923): Die Fischwanderungen zwischen Stettiner Haff und Ostsee. Zeitschr. f. Fischerei Bd. XXII: 1-92.
- Hering, P. (1976): Untersuchungen zum Freßeffekt von Zooplankton der Darß-Zingster Boddengewässer (Zingster Strom) mit Hilfe einer simulierten in-situ Methode. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock-
- Herr (1864): Der Oderstrom mit seinen Ausflüssen in die Ostsee im Regierungsbezirk Stettin. Z. Bauwesen 14, 7-10: 321-386.
- Herrmann, C. (1994): Neue HELCOM - Empfehlungen zum Na-

- turschutz im Ostseeraum. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 37: 8-11.
- Herrmann, C. (1995): Neue HELCOM-Empfehlungen zum Erhalt der natürlichen Küstendynamik. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern, 38: 5.
- Herrmann, C. & R. Holz (1997): Küstenüberflutungsräume zwischen Ökologie und Ökonomie - Probleme und Perspektiven. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz H. 52: 37-44 (BfN, Bonn- Bad Godesberg).
- Herz, L. (1980): Einfluß der Salinität auf *Chara aspera* in Laboratoriumskultur. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hilbert, A. (1993): Hydrologische und sedimentologische Untersuchungen an einer künstlichen Rinne und Falle in hochtophen flachen Boddengewässern. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock und Wasserwesen / Technische Univ. Dresden.
- Hilbricht-Ilkowska, A., J. Spodniewska & T. Weglenska (1979): Changes in the phytoplankton - zooplankton relationship connected with the eutrophication of lakes. Symp. Biol. Hung. 19: 59 - 75.
- Hinkelmann, R., H. Stückrad & W. Zielke (1994): Hydrodynamisch-numerische Modellierungen der Darß-Zingster Boddenkette. Univ. Hannover, Institut für Störungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen. Interner Bericht Nr.-RHHS/01, Studie im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock.
- Hinkelmann, R. & W. Zielke (1993): Hydrodynamisch-numerische Modellierungen der Darß-Zingster Boddenkette. Teilaufgabe: Modellerstellung, Eichung und Verifikation. Univ. Hannover, Institut für Störungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen. Interner Bericht Nr.-RH/01, Studie im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock.
- Hilawa, S. (1991): Zur Ernährungsbiologie von Rotatorien der Boddengewässer unter besonderer Berücksichtigung von *Brachionus quadridentatus*. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hilawa, S. & R. Heerkloss (1994): Experimental studies on the feeding biology of brackish water rotifers. J. Plankton Res. 16:1021-1038.
- Hoffmann, U. (1977): Clupeidennachwuchs in der Darßer Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hoffmann, U., F. Friedrich & E. Biester (1979): Untersuchungen des Nachwuchses vom Hering (*Clupea harengus*, Linnæus 1758) in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 28, 6: 591-595.
- Hölke, H. (1963): Die Klapperfischerei auf dem Eis. Deutsche Fischereizeitung 10: 346 - 353.
- Holtfreter, J. (1973): Quantitative und qualitative Untersuchungen des Mikrobenthos der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Holz, R. (1982): Unser Küstenvogelschutz im Überblick. Meer und Museum 3: 12-21.
- Holz, R. (1991): Die landwirtschaftliche Nutzung, ihre ökologischen Konsequenzen und die Möglichkeiten der Renaturierung im Nationalparkbereich der Halbinsel Darß - Zingst. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Holz, R. (1992): Renaturierung landwirtschaftlicher Nutzflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Holz, R., C. Heremann & G. Müller-Motzfeld (1996): Vom Polder zum Ausdeichungsgebiet. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 32: 3-27.
- Holzlhöner, S. (1960): Die Methoden der Netz- und Garnfischerei im Bereich der FGS Warnemünde. Deutsche Fischereizeitung 6: 172-186.
- Hoppe, E. (1967): Ein Beitrag zur Kenntnis der Vegetation der Boddengewässer südlich des Zingst und des Bock. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Hoppe, E. & H. Pankow (1968): Ein Beitrag zur Kenntnis der Vegetation der Boddengewässer südlich der Halbinsel Zingst und der Insel Bock. Natur und Naturschutz in Mecklenburg 6: 139-151.
- Hübel, H. (1965): Die Primärproduktion des Phytoplanktons der nördlichen Rügenschon Boddengewässer unter Anwendung der ¹⁴C-Methode. Dissertation, Biologie, Univ. Greifswald.
- Hübel, H. (1965): Die Primärproduktion des Phytoplanktons der Brackwässer Rügens und des Darß. Abstr. XVI, Limnologiae Conventus in Polonia, Warszawa: 74-75.
- Hübel, H. (1966): Die ¹⁴C-Methode zur Bestimmung der Primärproduktion des Phytoplanktons. Limnologica 4: 267-280.
- Hübel, H. (1969): Die Primärproduktion des Phytoplanktons in Brackwassern unterschiedlichen Salz- und Nährstoffgehaltes. Limnologica 7: 185-190.
- Hübel, H. (1969): Großalgen der Ostsee. Zwischen Düne und Meeresgrund. Kap. 4: 75-100.
- Hübel, H. (1970): ¹⁴C- oder Radiokohlenstoffmethode. Ausgew. Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. II: 1-11, Jena.
- Hübel, H. (1970): Hell-Dunkel-Flaschen-Methode. Ausgew. Methoden der Wasseruntersuchung, Bd. II, 1, C: 1-5, Jena.
- Hübel, H. (1973): Die Primärproduktion des Phytoplanktons in den Boddengewässern südlich der Halbinseln Darß und Zingst im Jahre 1972 unter besonderer Berücksichtigung der Ergebnisse einer synoptischen Aufnahme. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 6: 1101-1104.
- Hübel, H. (1982): Fünf Jahrzehnte produktionsbiologischer Untersuchungen in den Brackgewässern Rügens und des Darß. Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R. 31: 3-9.
- Hübel, H. (1984): Die Bindung des molekularen Stickstoffs durch autotrophe und heterotrophe Mikroorganismen in Küstengewässern der DDR und einigen Stationen der Ostsee. Habilitationsschrift, Biologie, Univ. Greifswald.
- Hübel, H. & M. Hübel (1974): Stickstoff-Fixierung in Küstengewässern der mittleren Ostsee. Z. für Allgemeine Mikrobiologie 14, 7: 617-619.
- Hübel, H. & M. Hübel (1976): Die Rolle der N₂ - Bindung im Stickstoffhaushalt von Küstengewässern der Ostsee. Limnologica 10: 425-426.
- Hübel, H. & M. Hübel (1976): Die Stickstoff-Fixierung in Küstengewässern der Ostsee. Entosym 76, Mat. des Intern. Symp. über Eutrophierung und Sanierung von Oberflächengewässern 20.-25.8.1976, Karl-Marx-Stadt (Chemnitz). UNEP und Institut f. Wasserwirtschaft Berlin III: 189-200.
- Hübel, H., C. Wolff & L.-A. Meyer-Reil (1998): Salinity, inorganic nutrients, and primary production in a shallow coastal inlet in the Southern Baltic Sea (Nordreugensche Bodden). Results from long-term observations (1960- 1989). Int. Revue ges. Hydrobiol. 83, 479-499.
- Hupfer, P. (1959): Zur Hydrographie der Boddengewässer südlich des Darß. Wiss. Z. Univ. Leipzig, Math.-nat. R. 11: 175-186.
- Hupfer, P. (1960): Beitrag zum Problem des Wasseraustausches in der Boddenkette südlich des Darß. Z. Fischerei und deren Hilfswiss. N. F. 9: 447-456.
- Hupfer, P. (1970): Über einige Probleme der maritimen Meteorologie im Bereich der westlichen Ostsee.,Veröffentl. Geophys. Inst. Univ. Leipzig. Bd. XIX, H. 4: 345-362.
- Hupfer, P. (1973): Hydrologisch-meteorologische Verhältnisse, Wasser- und Wärmehaushalt im östlichen Teil der Darßer Boddenkette in der Zeit vom 29. Mai bis 03. Juni 1972. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 23, 10: 1067-1077.
- Hupfer, P. (1983): Bodden und Haffe. Poseidon, 5: 16-17.
- Hupfer, P. & W. Foken (1977): Zum Verhalten des mittleren Salzgehaltes an der Ostsee- und der Boddenküste von Zingst im Zeitraum 1961/75. Wasserwirtschaft - Wassertechnik 27, 3: 83-85.
- Hupfer, P., G. Schlungbaum & D. Ventz (1973): Der Salzgehalt in den Boddengewässern während der synoptischen Boddenaufnahme 1972. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 10: 1079-1083.
- Hupfer, P., G. Schlungbaum, H. Kleinschmidt & V. Memmel (1980): Der Wasserhaushalt der Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 9-11.
- Hurtig, T. (1953): Jahreszeitlicher Viehauftrieb zu den Weideflächen des Zingst, Bock und Gellen in der Mecklenburgischen Boddenlandschaft. Zeitschrift für den Erdkundeunterricht 5, 10/11: 289-304.
- Hurtig, T. (1954): Die Mecklenburgische Boddenlandschaft und ihre entwicklungsgeschichtlichen Probleme. 148 S.
- Huth, J. & W. Krause (1979): Versuche zur morphologischen und physiologischen Charakterisierung von Bakterienstämmen der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit,

- Biologie, Univ. Rostock.
- IKZM (1999): Eine europäische Strategie für das integrierte Küstenzonenmanagement - Allgemeine Prinzipien und politische Optionen. Ein Relexpapier. EU- Kommission, 30 Seiten mit Anlagen.
- Irmisch, A. & G. Jost (1980): Bestimmung des Gehaltes an gelösten organischem Kohlenstoff in der Darß-Zingster Boddenkette und ihren Zuflüssen. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 83-85.*
- Irion, G. (1998): Schlicke im Watt. In: Türkay, M. (Ed.) *Wattenmeer. 25-29. Kleine Senckenberg - Reihe Nr. 29.*
- Isermann, M. (1992): Dünen im Widerspruch der Interessen - Ein Beispiel: Das Regenbogencamp Prerow (Darß / Ostsee).
- Isermann, M. (1993): Zur Kenntnis der Vegetation und Morphologie unterschiedlich stark genutzter Dünen auf dem Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern, 30: 58-63.*
- Isermann, M. (1994): Vegetationskundliche Untersuchungen auf dem Darß und auf dem Gellen. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- IUCN (1994): Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten - Herausgegeben von der Internationalen Union zum Schutz der Natur und der natürlichen Ressourcen. Übersetzung: Förderung der Natur- und Nationalparke, Sektion Deutschland e.V., Grafenau.
- Jaeckel, S. H. (1936): Zur Ökologie der Molluskenfauna des Darßes. *Arch. Moll. 68: 167-193.*
- Janke, W. (1987): Landschaftsgenetisch-reliefstrukturelle Bautypen des küstennahen Jungmoränengebietes und der Boddenküste (Raum Barth) sowie ausgewählte Aspekte seiner jungweichselglazialen und holozänen Landschaftsentwicklung. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R. 36, 2/3: 122-126.*
- Janke, W. & R. Lampe (1996): Relief, Morphologie und Stratiographie der Karrendorfer Wiesen. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern, 32: 28 - 42.*
- Janke, W. & R. Lampe (1998): Die Entwicklung der Nehrung Fischland-Darß-Zingst und ihres Umlandes seit der Litorina-Transgression und die Rekonstruktion ihrer subrezenten Dynamik mittels historischer Karten. *Z. Geomorph., N. F., Suppl. 112: 177-194.*
- Jansen, W. (1979): Untersuchungen zur Populationsentwicklung und ökologischen Resistenz von *Neomysis integer* (Leach) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Jansen, W. (1983): *Neomysis integer* (LEACH) (Crustacea, Mysidacea) in der Darß-Zingster Boddenkette - Untersuchungen zur Populationsentwicklung und Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit von Umweltfaktoren. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Jansen, W., E.-A. Arndt, W. Hahn, T. Bittorf, F. Wronna & U. Raschewski (1980): Untersuchungen zur Populationsentwicklung von *Neomysis integer* (LEACH) in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 95 -97.*
- Jansen, W., H. Arndt & R. Heerkloss (1983 b): Die Rolle von *Neomysis integer* LEACH (Mysidacea, Crustacea) im Stoffumsatz des eutrophierten Brackgewässers Barther Bodden (Südliche Ostsee). II. Konsumption von Zooplankton. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 32, 5: 44-48.*
- Jansen, W. & R. Heerkloss (1983 a): Die Rolle von *Neomysis integer* (LEACH) (Mysidacea) im Stoffumsatz des eutrophierten Brackgewässers Barther Bodden (Südliche Ostsee). I. Konsumption von Phytoplankton. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 32, 5: 39-44.*
- Jensen, K. (1994): Pflege- und Entwicklungsplan - Landschaftsbildbewertung. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Jeschke, L. (1959): Einstweilige Sicherungen von Naturschutzgebieten - 2. Kreis Ribnitz-Damgarten. *Naturschutzarbeit und naturkundliche Heimatforschung in den Bezirken Rostock - Schwerin - Neubrandenburg, 2: 23.*
- Jeschke, L. (1960): Die Vegetation der als Vogelschutzinsel geplanten Insel OIE im Barther Bodden. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg, 3: 22-27.*
- Jeschke, L. (1982): Salzgrasland als Vogelbiotop. *Meer und Museum 3: 40 - 52.*
- Jeschke, L. (1983): Landeskulturelle Probleme des Salzgraslandes an der Küste. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg 26, 1: 5 - 12.*
- Jeschke, L. (1985): Vegetationsveränderungen in den Küstenlandschaften durch Massentourismus und Nutzungsintensivierung. *Archiv f. Naturschutz u. Landschaftsforschung 25, 4: 223 - 236.*
- Jeschke, L. (1987): Vegetationsdynamik des Salzgraslandes im Bereich der Ostseeküste der DDR unter dem Einfluß des Menschen. *Hercynia N. F. 24, 3: 321 - 328.*
- Jeschke, L. (1996): Entwicklungsgeschichte der Bodden. *Bodden 3: 3 - 18.*
- Jeschke, L., G. Klafs, H. Schmidt & W. Starke (1980): Inseln Oie und Kirr. In: Weinitschke, H. (Hrsg.): *Handbuch der Naturschutzgebiete in der DDR 1: 55 -57.*
- Jeschke, L. & H. Kögler (1992): National- und Naturparkführer Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin: 1-83.
- Jeschke, L. & E. Lange (1993): Zur Genese der Küstenüberflutungsmoore im Bereich der vorpommerschen Boddenküste. In: Billwitz, K., K. D. Jäger & W. Janke (eds): *Jungquartäre Landschaftsräume. Berlin: 208-215.*
- Jönsson, N. & E. Biester (1981): Herring tagging experiments 1980/81 along the coast of GDR. *ICES, C. M. 1981 / J: 29.*
- Jost, G. (1978): Untersuchungen zur Struktur und Funktion gelöster organischer Substanzen anhand eines Modelles (Erdextrakt) als Grundlage für die Einschätzung der Bedeutung natürlich gelöster organischer Stoffgemische im Stoffkreislauf und Energiefluß der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Jost, G. & G. Ballin (1980): Bestimmung der Bakterienzahl und Abschätzung der Bakterienbiomasse in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 87-89.*
- Jost, G. & G. Nausch (1980): Zielsetzung und Realisierung der "Synopta' 79". *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 1-4.*
- Junker, C. (1988): Vergleichende Studien zur Biologie des Hechtes (*Esox lucius*, Linnaeus 1758) in Brackgewässern der DDR-Küste (Greifswalder Bodden, Darß-Zingster Boddenkette, Oderhaff / Peenestrom). Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kähne, D. (1985): Phosphatgleichgewichte in eutrophen Flachgewässern (Boddengewässer) unter dem Einfluß variierter Temperatur- und pH-Wertbedingungen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kahl, G. (1973): Chemische, biochemische und biologische Charakterisierung ausgewählter Sedimenttypen der Darß-Zingster Boddenkette-Teil 2: Untersuchungen zur Sedimentaktivität. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kalbe, L. & D. Tiess (1964): Entenmassensterben durch Nodularia-Wasserblüte am Kleinen Jasmunder Bodden auf Rügen. *Arch. Exp. Vet. Med. 18. 536 - 555.*
- Kallweit, R. (1975): Untersuchungen zur Nährstofflimitation in den Darß-Zingster Boddengewässern. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kändler, R. (1953): Hydrologische Untersuchungen zum Abwasserproblem in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schleswig - Holsteins, Kieler Meeresforschung, 11: 176-200.
- Karbe, L. & U. Schiewer (1994): Bioindikation in küstennahen Gewässern. In: Grundlagen der Bioindikation in aquatischen Systemen. (Hrsg.: Gunkel, G.) Fischer Verl., Jena, Stuttgart, S. 262-322.
- Kell, V. (1973): Kurzzeitige Veränderungen des Phytoplanktonvolumens Ende Mai / Anfang Juni 1972 in den Darßer Boddengewässern (südl. Ostsee). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 1105-1110.*
- Kell, V. & R. Börner (1980): Zur Primärproduktion des Phytoplanktons in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 55-60.*
- Kell, V., B. Martens, H. Pankow & S. Riesenweber (1975): Die Mikroalgenbesiedlung der Darßer Boddengewässer (südliche Ostsee), Artenliste. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 24, 3: 725-734.*
- Kell, V. & S. Riesenweber (1975): Das Phytoplankton der Darßer Boddengewässer (südliche Ostsee) in den Jahren 1971 und 1972. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 24, 3: 719-724.*

- Kiep, A. (1995): Zur Bedeutung heterotropher Ciliaten im Nahrungsgefüge des Zingster Stroms unter besonderer Berücksichtigung autökologischer Untersuchungen zur Herbivorie bei Ciliaten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kindler, A. (1993): Potentiale touristischer Lenkung in ökologisch sensiblen Gebieten-Beispiel Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (Mecklenburg-Vorpommern). Diplomarbeit, Betriebswirtschaft, Univ. München.
- Kirchner, K. (1994): Zur Rolle der Mikroorganismen in den Gewässerökosystemen Mecklenburg-Vorpommerns: Küstengewässer. Staatsexamensarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Klafs, G. & J. Stübs (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. 3. neubearbeitete Auflage, Jena.
- Kleinhempel, C. (1986): Zur Physiologie der NH₄-Rhythmik bei Cyanobakterien. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kleiss, A. (1987): Untersuchungen zur Sedimentation in der Darß-Zingster Boddenkette unter Berücksichtigung der hydrographischen Bedingungen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kliewe, H. & W. Janke (1991): Holozäner Küstenausgleich im südlichen Ostseegebiet bei besonderer Berücksichtigung der Boddenausgleichsküste Vorpommerns. Petermanns Geogr. Mitt. 135: 1-14.
- Klinkenberg, G. (1987): Untersuchungen zum Einfluss von Schwermetallen auf die Denitrifikationsleistung von Gewässern. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Klinkenberg, G. & U. Schiewer (1991): Influence of nutrients on bacterial production in enclosure experiments. Kieler Meeresforsch., Sonderh. 8: 20-28.
- Klinkenberg, G., G. Schlungbaum & G. Ballin (1988): Untersuchungen zum Vorkommen von Denitrifikanten und zum Einfluss von Schwermetallen auf ihr Wachstum. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 37, 5: 38-40.
- Klinkenberg, G., G. Schlungbaum & L. Brüggmann (1986): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. -XXVI. Zur Wirkung ausgewählter Schwermetalle auf die potentielle Denitrifikationsleistung am Beispiel eutropher Brackwassersysteme. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 35, 5: 44-46.
- Klinkenberg, G., G. Schlungbaum & L. Brüggmann (1987): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. -XXIX. Zur Wirkung von Kupfer-II-Ionen auf die Denitrifikationsleistung am Beispiel von Brackwasser - Sedimentsystemen. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 36, 2: 9-11.
- Klinkenberg, G., G. Schlungbaum & L. Brüggmann (1989): Der Einfluß der Schadstoffe auf den Denitrifikationsprozess in flachen Küstengewässern - Untersuchungen zur Mikrobiologie und Stoffbilanz. Limnologica 20, 1: 149-152.
- Klinkhardt, M. (1989a): Investigations into the occurrence of abnormal herring embryos (*Clupea harengus*) at a spawning place in the inner coastal waters of the GDR. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 190: 178-182.
- Klinkhardt, M. (1989b): Plädoyer für die natürliche Reproduktion unserer Fischbestände. Ichthyofaunistik: 43-46.
- Klinkhardt, M. (1989c): Untersuchungen zur Karyologie und Fruchtbarkeit von *Pomatoschistus microps* (Krøyer) und *P. minutus* (Pallas) (Teleostei, Gobiidae) aus einem inneren Küstengewässer der südwestlichen Ostsee. Zoolog. Anzeiger 222, 3/4: 177-190.
- Klinkhardt, M. (1990a): Karyologische Studien an verschiedenen Süßwasserfischarten aus brackigen Küstengewässern der südwestlichen Ostsee: I. Der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*, Linnaeus, 1758). Zool. Anz. 224, 3/4: 156-164.
- Klinkhardt, M. (1990b): Orientierende ökologische "Kenndaten" zur Reproduktionsphase unserer einheimischen Wildfische. Ichthyofaunistik: 37-44.
- Klinkhardt, M. (1991): Vergleich der Karyologie von Aalmuttern (*Zoarces viviparus*) aus dem Weißen Meer und der Ostsee. Fischerei-Forschung 29, 3: 96-97.
- Klinkhardt, M. (1993): Cytogenetics of the herring (*Clupea harengus*, Linnaeus 1758). I Karyotypes of North European stocks. Cytobios 75: 113-128.
- Klinkhardt, M. & B. Buuk (1990a): Die Chromosomen des Karpfens (*Cyprinus carpio*). Zeitschr. Binnenfisch. DDR 37, 6: 188-191.
- Klinkhardt, M. & B. Buuk (1990b): Karyologische Studien an verschiedenen Süßwasserfischarten aus brackigen Küstengewässern der südwestlichen Ostsee: II. Die Plötze (*Rutilus rutilus*, Linnaeus 1758). Zool. Anz. 224, 5/6: 359-368.
- Klinkhardt, M. & B. Buuk (1990c): Karyologische Studien an verschiedenen Süßwasserfischarten aus brackigen Küstengewässern der südwestlichen Ostsee: III. Der Dreistachelige Stichling (*Gasterosteus aculeatus*, Linnaeus 1758) und der Neunstachelige Stichling (*Pungitius pungitius*, Linnaeus 1758). Zool. Anz. 225, 5/6: 341-352.
- Klinkhardt, M. & B. Buuk (1990d): Karyologische Studien an verschiedenen Süßwasserfischarten aus brackigen Küstengewässern der südwestlichen Ostsee: IV. Der Barsch (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758). Zool. Anz. 227: 38-43.
- Klinkhardt, M. & T. Reschke (1980): Bestandszusammensetzung und Bestandsverbreitung des Herings südlich und westlich Rügens. Diplomarbeit, Biologie/ Univ. Rostock.
- Klinkhardt, M. & H. M. Winkler (1989): Einfluß der Salinität auf die Befruchtungs- und Entwicklungsfähigkeit der Eier von vier Süßwasserfischarten Plötz (*Rutilus rutilus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 38, 5: 23-30.
- Klitzing, M. v. (1991): Konzeption zum Rückbau des Meliorationssystems im Rahmen der Renaturierung der Kernzone des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft auf dem Ost-Zingst. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Klitzing, M. v. (1992): Konzeption zum Rückbau des Meliorationssystems im Darßwald. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Köhler, S. (1981): Faunistisch ökologische Untersuchungen der Ostracodenfauna des Grabow. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Köhler, S. (1990): Verbreitung der Muschelkrebse (Ostracoda) in der Darß-Zingster Boddenkette - eine Studie auf der Basis von Naturprogrammanalysen von 1977-1980 unter besonderer Berücksichtigung des Mesozoobenthos im Saaler Bodden. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Kolodziejski, R. (1992): Verlandungsprozesse in der Darß-Zingster Boddenkette, unter besonderer Berücksichtigung des Bodstedter Boddens. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock und Univ. Hamburg.
- Kolp, O. (1952): Entwicklung und Chronologie des Vor- und Neudarßes. Petermanns Geograph. Mitt. 126: 85-94.
- Kolp, O. (1955): Sturmflutgefährdung der deutschen Ostseeküste zwischen Trave und Swine. Stralsund.
- Kolp, O. (1978): Das Wachstum der Landspitze Darßer Ort. Petermanns Geogr. Mitt., 122, 2: 103-111.
- Kommission Flensburger Förde (1980): Sedimentuntersuchungen 1979 in der Flensburger Förde. Das Sekretariat, Aabenraa (Appenrade).
- Konopka, S. (1982): Fischereibiologische Untersuchungen an der Güster (*Blicca bjoerkna*, Linnaeus 1758) der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Köppen, U. (1998): Küstenvogelschutz in Mecklenburg Vorpommern heute - Organisation, Problem und Konzepte. Seevögel, Zeitschrift Verein Jordsand, Sonderband 19: 31-40.
- Kossakowski, K. (1988): Erfahrungen bei der Ausarbeitung einer langfristigen Konzeption zur Entwicklung der Boddenlandschaft. Natur und Umwelt, H. 13: 60-62.
- Köster, R. (1996): Entstehung der Ostsee. In: Reinheimer, G. (Hrsg.): Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl., Berlin.
- Köster, M. & L. A. Meyer-Reil (1999): Verbundprojekt ÖKO-BOD - Fragestellung und Zielstellung (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKO-BOD). Bodden 8: 1-4.
- Kottelat, M. (1997): European freshwater fishes. Biologia 52, Suppl. 5, Bratislava: 1 - 271.
- Kozerski, H.-P. & G. Schlungbaum (1978): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - IV. Ein erster Versuch zur Anwendung eines mathematischen Modells für die Berechnung des Phosphoraustausches zwischen Sediment und Freiwasser in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 27, 4: 399-403.
- Kramer, H.-J. (1983): Entwicklung einer Anlage zur Bestimmung der Reproduktions- und Mortalitätsraten von Zoo-

- plankton unter verschiedenen Umweltbedingungen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kranz, W. (1912): Die Umgebung von Swinemünde, Ahlbeck, Heringsdorf, Bansin und Misdroy. Swinemünde.
- Krause, M. (1977): Produktionsbiologisch-ökologische Untersuchungen zum Mikrophytobenthos im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Krech, M. & G. Schlungbaum (2000): Leitbilder im Gewässerschutz - Gedanken zur Entwicklung von Leitbildern für die inneren Küstengewässer der südlichen Ostseeküste. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock): 372-377.
- Krech, M. & G. Schlungbaum (2000): Leitlinien als Instrumentarien der ökologischen Gewässerentwicklung - erste Untersuchungen zur Zeitbildentwicklung für innere Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste. Rostock, Meeresbiolog. Beitr. 8, im Druck.
- Kreisverwaltung Nordvorpommern (1998): Rund ums Wasser - Häfen - Freizeitangebote - Adressen (Fischland - Darß - Zingst, Boddenkette, Recknitz- und Trebeltal). 35 Seiten.
- Kremling, K. (1996): Ionenanomalien (Kap. 5.1.1). In: Rheinheimer, G. (Ed.): Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage, Berlin, Heidelberg, New York.
- Kres, J. (1911): Deutsche Küstenflüsse. Berlin.
- Kreutzmann, R. & H. D. Nagel (1973): Nahrungsbiologische und resistenzökologische Untersuchungen an einigen Protozoen und Evertebraten der Darß-Zingster Boddengewässer. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kreuzberg, M. (1973): Literaturstudien zum gegenwärtigen Stand der Untersuchungen des Energieflusses in Ökosystemen und zu Fragen mikrokalorimetrischer Methoden in der Produktionsbiologie. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kreuzberg, M. & J. A. von Oertzen (1973): Zusammenstellung von Energieäquivalenten aquatischer Organismen unter besonderer Berücksichtigung der Ostsee. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 10: 1153-1158.
- Krisch, H. (1990): Die Tangwall- und Spülsaumvegetation der Boddenküste. Tuexenia 10: 99-114.
- Krisch, H. (1990): Ökologisch - soziologische Artengruppen und Pflanzengesellschaften im Geolitoral der Boddenküste (Ostsee). Phytocoenologia 19: 1-28.
- Krüger, A., H. Weilbeer & W. Zielke (1998): Hydrodynamische Systemanalyse von Neubauvarianten der Barther Hafemole. Univ. Hannover, Institut für Störungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen. Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock.
- Krüger, B. (1985): Zur Wachstumsphysiologie diskontinuierlicher und kontinuierlicher Cyanobakterien-Chlorophyceen-Mischkulturen. Dissertation, Univ. Rostock.
- Krüger, O. (1994): Untersuchungen zum Verhalten des Sestons in der Darß-Zingster Boddenkette bei unterschiedlichen Salzgehaltgradienten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Krummhaar, B. (1983): Untersuchungen zur Nahrungsverwertung von Sekundärkonsumenten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kube, J. (1992): Das Makrozoobenthos des Windwatts am Bock - Szenario des Jahres 1991, Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kube, J. (1994): Aspekte der Nahrungsökologie ziehender Limikolen an der südlichen Ostseeküste. Corax 15, Sonderheft 2: 57-72.
- Kube, J. (2000): Der rapide Rückgang der Brutbestände von Strand- und Seevogelarten im Bereich der vorpommerschen Boddengewässer und seine Ursachen. In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. Bodden 10: 123-133.
- Kube, J. & G. Graumann (1994): Der Mauserzug des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*) im Ostseeraum. Corax 15, Sonderheft 2: 93-101.
- Kube, J., G. Graumann & B. Grube (1994): Die Herbstzugphänologie des Goldregenpfeifers (*Pluvialis apricaria*) an der deutschen Ostseeküste und im nordostdeutschen Binnenland. Corax 15, Sonderheft 2: 83-92.
- Kube, J., H. U. Rösner, H. Behmann, U. Brenning & J. Grodzka (1994): Der Zug des Alpenstrandläufers (*Calidris alpina*) an der südlichen Ostseeküste und im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer im Sommer und Herbst 1991. Corax 15, Sonderheft 2: 73-82.
- Kube, J. & B. Struwe (1994): Die Ergebnisse der Limikolenzählungen an der südwestlichen Ostseeküste 1991. Corax 15, Sonderheft 2: 4-56.
- Kuhnke, K.-H. (1976): Die Wirkung steigender NaCl-Konzentrationen auf die Photosynthese und Atmungsintensität der Blaualge *Microcystis firma*. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Küster, A. (1997): Charakterisierung der Characeenbestände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kwiatkowski, B. (1996): Studien zum Sauerstoffhaushalt von Oberflächengewässern sowie Untersuchungen zu Einsatzmöglichkeiten des ARAS Sensor BSB bei der Ermittlung der Sauerstoffzehrung von Sedimenten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Kwiatkowski, B., G. Schlungbaum & E. Grabert (1996): Eine Möglichkeit zur Differenzierung der Sauerstoffzehrungsleistung von Sedimenten der Darß-Zingster Boddenkette mit Hilfe der ARAS Sensor-BSB-Technik. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4: 47-56.
- Kwiatkowski, B., G. Schlungbaum & E. Grabert (1997): Neue Möglichkeiten zur Bestimmung der Sedimentsauerstoffzehrung durch den Einsatz des ARAS Sensor-BSB. Mat. der Jahrestagung der Fachgruppe Wasserchemie, 1997 in Lindau: 313-319.
- Kwiatkowski, B. & G. Schlungbaum (1998): Differenzierung der Sauerstoffzehrung von partikulären Materialien und Sedimenten der Darß-Zingster Boddengewässer. Bodden 6: 121.
- Kwiatkowski, B., G. Schlungbaum & E. Grabert (2000): Der potentielle Sauerstoffbedarf in hocheutrophen Gewässern - ein mögliches Gütekriterium für die Bewertung? Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock): 173-178.
- Lampe, R. (1992): Morphologie und Dynamik der Boddenküsten Vorpommerns. Geograph. Rostock 44: 632-638.
- Lampe, R. (1994): Die vorpommerschen Boddengewässer - Hydrographie, Bodenablagerungen und Küstendynamik. Die Küste 54: 25-50.
- Lampe, R. (1996): Bodden und Haffe: Veränderungen durch Überdüngung. S. 249-259. In: Lozan, J., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. Westernhagen (Hrsg.): Warnsignale aus der Ostsee. Berlin.
- Lampe, R. (1997): Langfristige Uferlinienveränderungen und ihre Auswirkungen auf Inventar und Stoffhaushalt von Küsten und Küstengewässern im Bereich der vorpommerschen Boddenlandschaft. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, H. 52: 17-24 (BfN, Bonn- Bad Godesberg).
- Lampe, R. & B. Wohlrab (1996): Geländeklimatische und hydrologische Untersuchungen. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern, 32: 43-55.
- Landesamt für Forste und Großschutzgebiete (1999): Nationalparkplan und Leitbildziele (Entwurf) - Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft.
- Landesraumordnungsprogramm, erstes (1993): Hrsg.: Der Wirtschaftsminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, ADAC (Hrsg.), (1992): Betriebsvergleich für Campingplätze, München.
- Lange, A. (1996): Untersuchungen zur partikelgebundenen Phosphorverteilung in den Darß-Zingster Boddengewässern - eine Grundlage für die Erarbeitung von Sanierungskonzepten für den Ostseeschutz. Diplomarbeit, Landeskultur und Umweltschutz, Univ. Rostock.
- Lange, E., L. Jeschke & H.-D. Knapp (1986): Die Landschaftsgeschichte der Insel Rügen seit dem Spätglazial. Schr. F. Ur- u. Frühgeschichte, 38: 172 S.
- Lange, J., S. Stynka & Scharnweber (1971): Qualitative und quantitative Untersuchungen am Makrobenthos der Darß-Boddenkette, sowie experimentell-ökologische Untersuchungen zweier Charakterarten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Lau, B. (1997): Der Schutz der Ostseeküste in Mecklenburg-Vorpommern am besonderen Beispiel des Hochwasserschutzes und ökologischer Aspekte. Diplomarbeit im weiterbildenden Fernstudium Umweltschutz, Univ. Rostock.
- LAWA (1998): Gewässerbewertung stehender Gewässer.

- Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach biologischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Jan. 1998: 1-74.
- Leipe, T., L. Brüggmann & U. Bittner (1989): Zur Verteilung der Schwermetalle in recenten Brackwassersedimenten der Boddengewässer der DDR. Chem. Erde 49: 21-38.
- Lemmermann, E. (1901): Zur Kenntnis der Algenflora des Saaler Boddens. Forschungsberichte a.d. Biol. Station z. Plön 8: 74 - 85.
- Leps, W. (1933): Salzgehalt und Strömungsverhältnisse in den Binnengewässern westlich Rügens. Dissertation, Univ. Greifswald.
- Libbert, W. (1936): Der Zug des Kranichs *Grus grus grus*. J. Orn. 84: 297-337.
- Libbert, W. (1940): Die Pflanzengesellschaften der Halbinsel Darß. Repertorium specierum novarum regni.
- Lilje, S. (1993): Möglichkeiten ökologischer Bildung in Nationalparks. Entwicklung einer Bildungskonzeption für den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Diplomarbeit, Erziehungswissenschaften, Univ. Hannover.
- Lindner, A. (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Lindner, A. (1975): Katalog der submersen Makrophyten in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst unter Berücksichtigung der Autökologie produktionsbiologisch wichtiger Species. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 24, 6: 735-742.
- Lindner, A. (1976): Verteilungskarten der produktionsbiologisch wichtigen Makrophyten und Makrophytengesellschaften in der Boddenkette des Zingst und des Darß. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 25: 263-265.
- Lindner, A. (1976): Bemerkenswerte Vorkommen des Phycomyceten *Tetramyxa parasitica* GOEBEL in den Bodden der südwestlichen Ostsee. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 25, 3: 267-269.
- Lindner, A. (1978): Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Limnologica 11: 229-305.
- Lindner, A. & G. Wolff (1976): Möglichkeiten und Vorteile des Einsatzes von Farbluftbildern bei der Kartierung der Makrophyten in Gewässern mit geringer Sichttiefe, Eutrosym 76: Internat. Symposium über Eutrophierung und Sanierung von Oberflächengewässern. Bd. 3: 255-265, Karl-Marx Stadt (Chemnitz).
- Lippert, K. (1989): Untersuchungen zur Veränderung und Bonitierung von Schilfröhrichtvorkommen an den Boddenküsten der DDR. Dissertation, Biologie, Univ. Greifswald.
- Lippert, K. & C. Schnürer, (1985): Untersuchungen zur naturräumlichen Kennzeichnung und Typisierung von Boddenküsten mit Verlandungsufern sowie ihre kartographische Darstellung. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Greifswald.
- Litterski, B. (1994): Analyse der Flechtenflora auf den Untersuchungsflächen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg - Vorpommern.
- Lorenz, T. (1989): Untersuchungen zur Ökologie des Dreistacheligen Stichlings (*Gasterosteus aculeatus*, Linnaeus 1758) und des Neunsatachigen Stichlings (*Pungitius pungitius*, Linnaeus 1758) im Flachwasser des Barther Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Lovvorn, J.-R. & C.-M. Kirkpatrick (1981): Roosting behavior and habitat of migrant Greater Sandhill Cranes. J. Wildl. Manage. 45, 4: 842-857.
- Lozan, J., R. Lampe, W. Matthäus, E. Rachor, H. Rumohr & H. Westernhagen (1996): Warnsignale aus der Ostsee. Berlin.
- Luckas, B. & E. Wittenburg (1980): Über das Vorkommen von chlorierten Kohlenwasserstoffen in den Nahrungsketten der Darß-Zingster Boddengewässer. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 127-129.
- Luftgütebericht (1994): Luftgütebericht 1992/1993 für Mecklenburg-Vorpommern Hrsg.: Umweltminister des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Luftgütebericht (1996): Luftgütebericht 1994/1995 für Mecklenburg-Vorpommern. Hrsg.: Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern.
- LUNG (1998): Life-Projekt "Renaturierung Recknitztal". Prospekt, Landesamt, Natur und Geologie, Gülzow-Güstrow.
- Mac Donald, S. M. (1983): The status of the otter (*Lutra lutra*) in British Isles. Mammal Rev. 13: 11 - 13.
- Malkus, J., W. Rühle & J. Purps (1993): Zur Kenntnis der Heuschreckenfauna unterschiedlich stark genutzter Dünenbereiche auf dem Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 30: 64-66.
- Mansfeld, K. (1972): Zur Fluktuation der Kraniche, *Grus grus*, während ihrer Rastzeit auf der Insel Rügen. Beitr. Vogelkd., Leipzig 18: 207-213.
- Marggraff, F. (1988): Die Entwicklung der Fischerei im Ribnitzer See und im Saaler Bodden. Natur u. Umwelt. Beiträge Bezirk Rostock, H. 13: 25-27.
- Martens, B. & H. Pankow (1972): Taxonomische Bemerkungen zu einigen Algen aus den Boddengewässern des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Int. Revue ges. Hydrobiol. 57: 779-800.
- Mathes, J. (1974): Ein mathematisches Modell der Station 6 im Barther Bodden und seine Lösung am Analogrechner. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Matthes, H. D. & J. Matthes (1997): Ökologische Bedeutung und naturverträgliche Weidenutzung von Küstenübergleitungsräumen. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 52: 45-53 (BfN, Bonn-Bad Godesberg).
- Mayr, C. (1999): Auseinandersetzungen um Schutzgebiete (IBAs und SPAs): 20 Jahre EG-Vogelschutzrichtlinie. Falke 46: 310-313.
- Mehner, T. (1992): Ökologische Untersuchungen an Fischen der Altersgruppe 0+ in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Mehner, T. (1993): Distribution and diet composition of 0+ herring (*Clupea harengus*, Linnaeus 1758) and perch (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) in a shallow estuary of the Southern Baltic. Arch. Hydrobiol. 128, 3: 309-316.
- Mehner, T. (1993): Einige Angaben zum Jungfischauftreten im Freiwasser des Barther Stroms im Frühjahr 1990. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 1: 87 - 94.
- Mehner, T. & R. Heerkloss (1994): Direct estimation of food consumption of juvenile fish in a shallow inlet of the Southern Baltic. Int Revue ges. Hydrobiol. 79, 2: 295-304.
- Merck, T. & H. von Nordheim (1992): Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereiches der Ostsee. Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H. 48: 1-108 (BfN, Bonn- Bad Godesberg).
- Mertinkat, L. (1994): Wasserhaushalt der Bodden und Haffgewässer, BSH (unveröffentlicht), Ergänzung zu Correns, M. (1979).
- Messal, C. W. Göcke, G. Holzhutter & T. Gerber (1999): Physik und Biologie der Aggregation (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD). Bodden 8: 13-18.
- Methling, W. (2000): Tourismus und Naturschutz im Ostseeraum. Ostseeforum der Herdergesellschaft am 7.8.2000 in Rostock.
- Mewes, W., G. Nowald & H. Prange (1999): Kraniche - Mythen, Forschung, Fakten. Karlsruhe.
- Meyer, P.-F. (1934): Die Salz- und Brackwasserfische Mecklenburgs. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 9: 59 - 97.
- Meyer-Reil, L. A. (1999): Verbundprojekt ÖKOBOD - Beitrag zum wissenschaftlichen Verständnis der Ökologie der Boddengewässer. (Abschlußbericht zum BMBF - Projekt ÖKOBOD). Bodden 8: 83-102.
- Meyer-Reil, L. A. (2000): Die Boddengewässer - ein einzigartiger Lebensraum vor unserer Tür. In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. Bodden 10: 3-7.
- Miehlik, O. (1976): Mitteilung über wissenschaftliche Arbeiten und erste Ergebnisse zur biokybernetischen Modellierung des Ökosystems einer Boddenkette an der Ostseeküste der DDR. Umweltbiophysik, Abh. d. AdW der DDR. Jg. 1974: 17-26.
- Mikulski, Z. (1966): Wasserhaushalte der Baltischen Haffe. Beitr. Meereskunde 19: 5-17.
- Minister für Landwirtschaft und Naturschutz (1998): Verordnung zur Regelung der Jagdausübung in den Nationalparks des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Nationalpark-Jagdverordnung. Gesetz- u. Verordnungsblatt f. M.-V.
- Ministerium für Landwirtschaft und Naturschutz (1998): Verordnung über die Ausübung der Fischerei im Nationalpark

- Vorpommersche Boddenlandschaft. GS M.-V. GI Nr. 793: 2-3.
- Ministerrat der DDR (1990): Verordnung über die Festsetzung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. Gesetzblatt der DDR Nr. 1466.
- Minkwitz, A. (1993): Bakteriophagen des Bakteriums *Sphingomonas* sp. (Stamm B18) in verschiedenen Gewässern Nord- und Ostdeutschlands. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Minkwitz, A. (1999): Zum Vorkommen von Viruspartikeln und Phagen-Wirt-Systemen in der Ostsee vor Rostock-Warnemünde und im Zingster Strom. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Mohapatra, P. K. & U. Schiewer (1996): Influence of dimethoate on the structure and function of the natural phytoplankton assemblage of the Darss-Zingst bodden chain reared in a laboratory. Polish J. of Environm. Stud. 5, No. 2: 31-36.
- Möller, R. (1984): Verbreitungsökologische Untersuchungen am Makrozoobenthos im Winterhalbjahr 1883/84 im Barther Bodden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Möller, S. (1974): Qualitative und quantitative Untersuchungen der Meiofauna des Barther Boddens unter besonderer Berücksichtigung der Nematoden. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Möller, S., U. Brenning & G. Arlt (1976): Untersuchungen über die Meiofauna des Barther Boddens unter besonderer Berücksichtigung der Nematoden. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 25, 3: 271-281.
- Mothes, G., G. Schlungbaum & M. Nausch (1981): Sedimentationsrate. In: Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchungen. Band 2, 2. Auflage, Jena.
- Müller-Motzfeld, G. (1991): Ein Beitrag zur Käferfauna des NSG „Bock und Hohe Düne von Pramort“. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 34, 1: 51-56.
- Müller-Motzfeld, G. (1994): Das Spannungsfeld zwischen Grundlagenforschung und Naturschutzstrategie in der Boddenlandschaft. Bodden 1: 105-122.
- Müller-Motzfeld, G. (1994): Ökologische Zustandserfassung im Bereich der Kernzone "Sundische Wiese" des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft, Teil 4: Terrestrische Evertebraten und Boden. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Müller, K. (1982): Jungfischwanderungen zur Bottensee. Arch. Hydrobiol. 95, 1 / 4: 271-282.
- Müller, S. (1982): Brutvögel auf Schmidt-Bülten. Meer und Museum, 3: 32 - 33.
- Münster, C. (1991): Untersuchungen zum Nährstoffeintrag in die Barthe im Bereich Velgast. Abschlussarbeit im Postgradualstudium Umweltschutz.
- Nagel, H.-D., P. Spittler, J. A. von Oertzen & R. Kreuzmann (1973): Benthogener Phytodetritus eutrophierter Küstengewässer als Energiequelle für Sekundärproduzenten. Wiss. Z. d. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 10: 1129-1133.
- Nasev, S. (1977): Ökologische Planktonuntersuchungen in den Boddengewässern südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Nasev, S. (1977a): Untersuchungen am Phytoplankton in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 26, 2: 175-181.
- Nasev, S. (1977b): Untersuchungen über die Mannigfaltigkeit des Phytoplanktons in den Boddengewässern des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 26, 2: 183-188.
- Nasev, S. (1977c): Untersuchungen über die Systemstabilität der Boddengewässer des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 26, 2: 189-191.
- Nasev, S. (1980): Kurzzeitige Veränderungen des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee) Ende Juni 1979. Teil I: Quantitative Auswertung und Nachweis von Phytoplanktonschwankungen. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 69-72.
- Nasev, S. (1980): Kurzzeitige Veränderungen des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee) Ende Juni 1979. Teil I: Qualitative Auswertung und Nachweis von Phytoplanktonschwankungen. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 69-72.
- Nasev, D., S. Nasev & V. Guiard (1978): Einige Aspekte der qualitativen Untersuchungen am Phytoplankton des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 27: 1-4.
- Nasev, S., D. Nasev & H. Pankow (1977): Eine statistische Auswertung von Phytoplankton- und Nährstoffwerten aus den Boddengewässern südlich des Darss und des Zingst unter Anwendung des nicht parametrischen Rangkorrelationskoeffizienten nach SPEARMAN. Intern. Revue ges. Hydrobiol. 62.
- Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft, Monitoring rastender Wat- und Wasservögel, Zählbögen 1997. 99 Seiten.
- Nationalpark (1999): Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft - Leitbild und Ziele : Entwurf des Nationalparkplanes. Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommern. 61 Seiten.
- Nationalparkplan (2000): Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft, Nationalparkplan (Entwurf) 2000. Malchin, Born - Bd.1, Leitbild und Ziele.
- Nationalpark-Verordnung (1990): Verordnung über die Festsetzung des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft vom 12.09.1990, Sonderdruck Nr. 1466, Gesetzblatt der DDR, Berlin, 1.10.1990.
- Nausch, G. (1976): Beitrag zur Bilanzierung des P-Kreislaufes in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Eisen/Phosphor-Verhältnisse in den Sedimenten und im Schlammwasser. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Nausch, G. (1981): Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer-Zustandsanalyse und Phosphorkreislauf. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Nausch, G., S. Dietrich & B. Wessel (1980): Ergebnisse der Untersuchungen zur Nährstoffbelastung und Nährstoffverteilung. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.29, 4/5: 23-26.
- Nausch, G. & M. Nausch (1980): Sedimentationsuntersuchungen im Barther Bodden im Jahre 1979. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 65-67.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1977): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - III. Phosphor / Eisenverhältnisse im Bodenkontaktwasser, Schlammwasser und in den Sedimenten der Darß-Zingster Boddenkette. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 5, 5: 455-463.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. XIV. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Bodstedter Boddens. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.-R. 31, 6: 61-68.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XV. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Saaler Boddens. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 31, 6: 69-74.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1983): Sedimentbericht Darß - Zingster Boddenkette, Teil 1: Textteil, Teil 2: Sedimentatlas. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Küste / Stralsund).
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1984a): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XX. Die Sedimente der Darss-Zingster Boddengewässer - eine zusammenfassende und vergleichende Übersicht. Wiss. Z. Universität Rostock, Math.-nat. R. 33, 6: 59-63.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1984b): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. -Teil XVII: Spezielle Untersuchungen zur Dynamik der Oberflächensedimente eines flachen Boddengewässers (Barther Bodden). Acta Hydrochim. Hydrobiol. 12, 1: 61-72.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1988a): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Küstenwassersystem und eine potentielle Oberflächenwasserressource. Natur und Umwelt (Beiträge aus dem Bezirk Rostock) 13: 3-13.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1988b): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XXVII. Untersuchungen zur Sedimentbeschaffenheit im südlichen Saaler Bodden (Ribnitzer See) - ein Beitrag zur Intensivierung der fischereilichen Bewirtschaftung. Fischereiforschung 26, 3: 87-90.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1991a): Entwicklung und Prognose der Beschaffenheit innerer Küstengewässer und

- Möglichkeiten der Sanierung. Umweltbundesamt Berlin-
Texte 14/91: 59-69.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1991b): Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingst Bodden chain. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 75: 451-463.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1993): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern. - XXXII. Langzeitvergleiche zur Sedimentqualität in flachen eutrophen Küstengewässern, dargestellt am Beispiel des Barther Boddens (Darß-Zingster Boddenkette, südliche Ostsee). *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 1: 37-46.
- Nausch, G. & G. Schlungbaum (1995): Nährstoffdynamik in einem flachen Brackwassersystem (Darß-Zingster Bodden-gewässer) unter dem Einfluß variierender meteorologischer und hydrografischer Bedingungen. *Bodden* 2: 153-163.
- Nausch, G., G. Schlungbaum & H. Petzoldt (1991): Investigations about the potential nitrification and denitrification capacity in inner coastal waters on the southern Baltic coast. *Kieler Meeresforschungen, Suppl.* 8: 29-33.
- Nausch, G., G. Schlungbaum & S. Stolle (1980): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - IX. Charakterisierung des Freiwasserversuchsgeländes "Kirr- Bucht". *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 107-110.
- Nausch, M. (1982): Experimentell-ökologische Untersuchungen an Polychaetenspecies der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation, Biologie, Chemie, Agrarwissenschaften, Univ. Rostock.
- Nausch, M. (1983): Zur Verteilung der Polychaetenfauna im östlichen Teil der Darß-Zingster Boddengewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 32, 5: 48-52.
- Nausch, M. (1984): The distribution of *Streblospio shrubsolei*, *Alkmaria romijni* and *Fabricia sabella* and their resistance to temperature, oxygen deficiency and hydrogen sulphide. *Limnologica* 15, 2: 467 - 502.
- Nausch, M. (1988): Untersuchungen zur Reproduktion von *Alkmaria romijni* (HORST) und *Streblospio shrubsolei* (BUCHANAN), *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37: 47-50.
- Nausch, M. (1988): Untersuchungen zur Reproduktion von *Fabricia sabella* (EHRENBERG), *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37: 51-54.
- Nausch, M., G. Schlungbaum & J. A. von Oertzen (1980): Untersuchungen zur Sedimentation in den Darß-Zingster Boddengewässern. - Ein Beitrag zur Aufstellung einer Energie- und Stoffbilanz im Ökosystem. - Teil 1: Die Bestimmung der Sedimentationsrate und die Erfassung produktionsbiologisch wichtiger Parameter des sedimentierten Materials. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 8, 1: 59-69.
- Nausch-Stengl, M. (1980): Untersuchungen zur Sedimentation in der Darß-Zingster Boddenkette - ein Beitrag zur Aufstellung einer Energie- und Stoffbilanz im Ökosystem. Teil 2: Untersuchungen zur Sedimentation des Planktons. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 8, 1: 71-82.
- Nehls, H. W. (1963): Die Wasservogelzählungen im Winter 1962/63 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 1: 17-24.
- Nehls, H. W. (1964): Die Wasservogelzählungen im Winter 1963/64 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 3: 20-28.
- Nehls, H. W. (1967a): Die Brutvögel der mecklenburgischen Ostseeküste - Bestand und Probleme. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 5: 9 - 6.
- Nehls, H. W. (1967b): Die Wasservogelzählungen im Winter 1964/65 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 6: 16-22.
- Nehls, H. W. (1968a): Die Wasservogelzählungen im Winter 1965/66 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 7: 14-24.
- Nehls, H. W. (1968b): Die Wasservogelzählungen im Winter 1966/67 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 8: 18-28.
- Nehls, H. W. (1969a): Die gegenwärtige Situation des Seevogelschutzes an der mecklenburgischen Ostseeküste. *Naturschutzarb. Meckl.* 12: 3-14.
- Nehls, H. W. (1969 b): Die Wasservogelzählungen im Winter 1967/68 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 9: 46-58.
- Nehls, H. W. (1971a): Die Wasservogelzählungen im Winter 1968/69 an der mecklenburgischen Küste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 12: 35-48.
- Nehls, H. W. (1971b): Die Lebensräume der Seevögel und der Seevogelschutz an der mecklenburgischen Ostseeküste. *Beitr. Vogelkd.* 17: 323-330.
- Nehls, H. W. (1972): Die Januarzählung der Wasservögel im Winter 1969/70 an der mecklenburgischen Ostseeküste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 13: 46-54.
- Nehls, H. W. (1974): Die Januarzählungen der Wasservögel in den Wintern 1970/71 und 1971/72 an der mecklenburgischen Ostseeküste. *Orn. Rundbr. Meckl. N. F.* 15: 29-43.
- Nehls, H. W. (1982): Die ornithologische Bedeutung des Feuchtgebietes Darßer Boddenkette und des NSG Bock. *Beiträge zur Vogelkunde* 28: 21-34.
- Nehls, H. W. & U. Büttner (1967): Kolbenenten-Ansammlung auf dem Barther Bodden. *Falke* 14: 354.
- Nehls, H. W. & B. Struwe (1998): Die Wasservogelbestände der deutschen Ostseeküste in den Mildwintern 1991-1995. *Seevögel* 19: 105-115.
- Nellen, W. (1965): Beiträge zur Brackwasserökologie der Fische im Ostseeraum. *Kieler Meeresforschungen* 21, 2: 192-198.
- Nellen, W. (1974): In: Nellen, W. & G. Rheiheimer (1974): Chemisch, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schlei im Hinblick auf die Abwasserlast (Sammelheft), *Kieler Meeresforschung* 26, 2: 105-215.
- Nerge, I. (1999): Herpetologische Kartierung von Fischland, Darß und Zingst (Kreisverwaltung Nordvorpommern, unveröffentl.).
- Nessim, R. B. (1980): Untersuchungen zur Verteilung der Hauptkomponenten des Salzgehaltes im Wasser und Sediment der Darß-Zingster Boddengewässer unter besonderer Berücksichtigung der Ionenanomalie - sowie erste Erhebungen über den Schwermetallgehalt. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Nessim, R. B. & G. Schlungbaum (1980): Untersuchungen zur Salzgehaltsanomalie. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 19-22.
- Niedermeyer, R. O. (2000): Küstenformen und Sedimente der Bodden - Archive der Erd- und Klimageschichte. In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. *Bodden* 10: 9-21.
- Niedermeyer, R. O., H. Liewe & W. Janke (1987): Die Ostseeküste zwischen Boltenhagen und Ahlbeck. *Geographische Bausteine, Neue Reihe* 30, Gotha.
- Nietz, K. (1988): Zusammenhang zwischen Nitratassimilation und Ammoniumabgabe während der Ammoniumrhythmik bei *Microcystis firma*. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Noack, U. (1972): Ein einfaches mathematisches Modell für ein aquatisches Ökosystem und seine Lösung am Analogrechner. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Noack, B. (1978): Probleme zur Nutzung der natürlichen Nahrungsangebote durch Fische in Gewässern der Insel Rügen und ihre Bedeutung für die fischereiliche Bewirtschaftung. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Nöllert, A. (1990): Die Knoblauchkröte. Die Neue Brehm Bücherei 561, Wittenberg Lutherstadt.
- Nordheim, H. von (1997): Die Empfehlungen der Helsinki-Kommission zum Schutz des Küstenstreifens und zum Erhalt der natürlichen Küstendynamik im Ostseeraum. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 52: 7-12 (BfN, Bonn-Bad Godesberg).
- Nowald, G. (1994): Habitatnutzung einer Frühjahrsrastpopulation des Kranichs *Grus grus*. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Osnabrück.
- Nowald, G. (1996): Nahrungspräferenzen des Kranichs während der Herbstrast. *Vogelwelt* 117: 153-157.
- Nowald, G. (1999): Nahrungsbedarf rastender Kraniche *Grus grus* während der Frühjahrsrast. In: Prange, H., G. Nowald & W. Mewes (eds.): *Proceedings 3rd European Crane Workshop*: 115-122.
- Nukleis, R. & G. Pfüller (1972): Soziologisch-ökologische Untersuchungen am Verlandungsstreifen der Darßer Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Ocik, M. (1993): Bestandscharakterisierung und fischereiliche Bedeutung des Plötz (*Rutilus rutilus*, Linnaeus 1758) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.

- Oertzen, J. A. von (1979): Versuch einer kausalökologischen Leistungsanalyse an in brackwasserlebenden Tieren. Habilitationsschrift, Biologie, Univ. Rostock.
- Oertzen, J. A. von (1982): A comparative study of the respiratory responses of *Pomatoschistus microps* (KROYER) and *Palaemon adspersus* (RATHKE) to declining oxygen tension. *OPHELIA* 21, 1: 65-73.
- Oertzen, J. A. von (1982): Ergebnisse zur Ökophysiologie von Brackwassertieren. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R.* 31, 4: 61-62.
- Oertzen, J. A. von (1983): Open and closed systems - their suitability for functional respiration measurements. *Limnologia* 15, 2: 126-130.
- Oertzen, J. A. von (1983): Seasonal respiration changes in *Pomatoschistus microps* and *Palaemon adspersus*: an experimental simulation. *Marine Biology* 74: 95-99.
- Oertzen, J. A. von (1984): Influence of Steady-state and fluctuating salinities on the oxygen consumption and activity of some brackish water shrimp and fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 80, 29-46.
- Oertzen, J. A. von (1984): Metabolic similarity of *Palaemon* populations from different brackish waters. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69: 753-755.
- Oertzen, J. A. von (1985): Resistance and capacity adaptation of juvenile siver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.), to temperature and salinity. *Aquaculture* 44: 321-332.
- Oertzen, J. A. von (1987): Das Leben im Brackwasser - Konfrontation oder Opportunismus? *Biolog. Rdsch.* 26: 197-212.
- Oertzen, J. A. von (1987): Ecograms of important Baltic species - a simple possibility for autecological data storage - a suggestion. - Proceedings - 4th Baltic Marine Biologists Symposium Gdansk. Sea Fisheries Institute, Gdynia: 286-289.
- Oertzen, J. A. von (1988): Boddenbiologie - ein Beitrag zur Ökosystemanalyse von Küstengewässern der Ostsee. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R.* 37: 2-3.
- Oertzen, J. A. von, E.-A. Arndt, H. J. Subklew & H. Hübel (1988): Notes on the history of brackish water biology at the universities of Rostock and Greifswald. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 414-423.
- Oertzen, J. A. von, H. Sandberg & G. Kahl, G. (1976): Sedimentaktivität als Eutrophierungsindikator für oligohaline Küstengewässer. *Limnologia* 10, 2: 427-435.
- Oertzen, J. A. von & G. Schlungbaum (1976): Die Bestimmung der Grenzwertkonzentrationen einiger industrieller und landwirtschaftlicher Abprodukte für Organismen der Küstengewässer der DDR (russ.). *RGW-Symposium "Verschmutzung salziger Meere"*. Institut für Meeresfischerei, Gdynia: 272-291.
- Oertzen, J. A. von, G. Schlungbaum & A. Behling (1987): Resistance of Baltic organisms to phenolic substances in relation to temperature and salinity. - Proceedings - 4th Baltic Marine Biologists Symposium Gdansk. Sea Fisheries Institute, Gdynia: 306-313.
- Oertzen, J. A. von, A. D. Wulf & L. Brüggemann (1988): Ecotoxicological effects of two mercury compounds on *Neomysis integer* (LEACH) and *Pomatoschistus microps* (KROYER). *Kieler Meeresforschung, Sonderh.* 6: 414-423.
- Oppermann, J. (1982): Säugetiere auf den Inseln. *Meer und Museum* 3: 65 - 66.
- Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern e.V. (1997): Kartierung der Brutvögel in Mecklenburg-Vorpommern 1994-97, Meßtischblattquadranten: 1543/4, 1544/3.
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beihefte zu den Veröff. für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden - Württemberg, 68: 173-280.
- Otto, H. J. (1994): Waldökologie. Stuttgart.
- Otto, T. (1913): Der Darß und Zingst. Ein Beitrag zur Entwicklungsgeschichte der vorpommerschen Küste. *Jahresbericht Geogr. Ges. Greifswald*, 13: 238-485.
- Overbeck, J. (1955/56): Meeresdüngungsversuche in einem Boddengewässer Rügens. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math. nat. R.* 5/6: 343-372.
- Overbeck, J. (1964): Der Fe/P-Quotient des Sedimentes als Merkmal des Stoffumsatzes in Brackwässern. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 10: 420-447.
- Pankow, H. (1971): Algenflora der Ostsee I - Benthos: Blau-, Grün-, Braun- und Rotalgen. Jena.
- Pankow, H. (1974): Bemerkungen über die Schädlichkeit von Blaualgenwasserblüten für Tiere. *Naturwiss.* 51: 146-147.
- Pankow, H. (1976): Taxonomische Bemerkungen zu einigen Algen aus den Boddengewässern des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 25, 3: 255-262.
- Pankow, H. (1980): Die benthischen Kieselalgen-Gesellschaften der Boddengewässer des Darß und des Zingst. *Wiss. Zeitschr. der Universität Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 131-137.
- Pankow, H. (1982): *Paulinella chromatophora* Lauterb., eine bisher nur im Süßwasser nachgewiesene Thekamöbe, in den Boddengewässern des Darß und des Zingst (südliche Ostsee). *Archiv für Protistenkunde* 126, 3: 261-263.
- Pankow, H., V. Kell & B. Martens (1976): Algenflora der Ostsee II - Plankton (einschl. Kieselalgen). Jena.
- Pankow, H. & B. Martens (1973): Die Beziehungen der Kleinalgenflora der Darßer Boddenkette (südliche Ostsee) zur Qualität dieser Gewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22: 1147-1151.
- Pankow, H. & N. Wasmund (1994): Produktionsbiologie und Soziologie des Makro- und Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 2: 61-68
- Paulson, C. & R. Raskin unter Mitarbeit von Lennartz, G. & M. Ross (1994a): Vegetationskundliche Erfassung und Bewertung im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft: Inseln Kirr, Insel Barther Oie, Schmidtbüten, Salzgrasland und Grünland am Prerowstrom, Sundische Wiese (4 Transekte des Nordteils) und Buchhorster Maase (Darß). - Gutachten i. A. des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Paulson, C. & R. Raskin unter Mitarbeit von P. Tautz (1994b): Erfassung und Bewertung der Vegetation auf vier Transekten des Südteils der Sundischen Wiese im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. - Gutachten i. A. des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Paulson, C. & R. Raskin (1995): Bestandserfassung und Bewertung der Vegetation auf der Insel Großer Werder im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Landes Mecklenburg-Vorpommern.
- Paulson, C. & R. Raskin (1998): Die Vegetation des Großen Werder (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft) als Ausdruck von Küstendynamik und Landnutzung. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern*, 34: 24 - 42.
- Perlet, L. (1999): Wasserhaushalt der Bodden und Haffgewässer., BSH (unveröffentlicht). Fortsetzung zu: Mertinkat (1994).
- Petersson, H. v. (1968): Zehnjährige Salzgehaltsmessungen im fernnahen Ostseegebiet bei Zingst sowie im boddenseitigen Zingster- und Koppelstrom. *Deutsche Fischerei-Zeitung* 15, 7: 204-208.
- Petersson, H. v. (1969): Veränderungen des Sauerstoffgehaltes unter einer festen Eiskecke im Bereich der Darßer Bodden während des letzten Winters (1968/69). *Deutsche Fischerei-Zeitung* 16, 6: 183-185.
- Petersson, H. v. (1971): Zur Frage des Einflusses der winterlichen Salzgehaltsschwankungen in der westlichen Ostsee auf die Eisbildung vor der Darß-Küste. *Acta Hydrophysica* 16, 2: 95-104.
- Petersson, H. v. (1972): Der Jahresgang des Salz- und Sauerstoffgehaltes im Koppelstrom bei Born/Darß im Jahre 1970. *Zeitschrift f. d. Binnenfischerei der DDR* 19, 3: 86-88.
- Petersson, H. v., P. Hupfer & G. Müller (1967): Die hydrologischen Verhältnisse in den Boddengewässern südlich des Darß und des Zingst sowie des Kubitzer Boddens. *Maritimes Observatorium der Karl Marx Univ. Leipzig. Zingst, Leipzig.*
- Petzoldt, H. (1986): Stickstofftransformation an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. *Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.*
- Pochert, H. (1994): Zur Rolle der Mikroorganismen in den Gewässerökosystemen Mecklenburg-Vorpommerns: Binnengewässer. *Staatsexamensarbeit, Biologie, Univ. Rostock.*
- Podelleck, P. (1980): Saprobiologische Untersuchungen in der Ribnitzer See. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29,

- 4/5: 103-105.
- Podelleck, R. (1982): Saprobologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Podelleck, R. & H. Pankow (1986): Saprobologische Untersuchungen der Kleinalgenflora in einem Brackgewässer (Darß-Zingster Boddenkette). *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 14: 135-151.
- Polzin, W. P. (1988): Experimentell-ökologische Untersuchungen an Chironomidenlarven unter besonderer Berücksichtigung der Nahrungsaufnahme und -verwertung. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Pourriot, R. (1977): Food and feeding habits of Rotifera. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 8: 243 - 260.
- Praesent, H. (1914): Beiträge zur Kenntnis des Greifswalder Boddens. I: Vorläufiger Bericht über die hydrographischen Untersuchungen. XIV. Jb. Geogr. Ges. Greifswald.
- Prandke, H. & H.-J. Brosin (1980): Zur Lichtstreuarakteristik in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 43-46.
- Prandke, H. & N. Erdmann (1980): Zum Zusammenhang zwischen der Konzentration des suspendierten Materials und der Lichtstreuintensität in der Darß-Zingster-Boddenkette während der synoptischen Aufnahme. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 47-49.
- Prange, H. (1966): Über den Rastplatz des Kranichs am Bock. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg* 4: 145-162.
- Prange, H. (1974): Kranichrast und -zug auf Rügen. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 14, 3: 157-177.
- Prange, H. (1989): Der Graue Kranich. Die Neue Brehm-Bücherei 229, Wittenberg Lutherstadt.
- Prange, H. (1996): Entwicklung der Kranichrast in Deutschland von 1960 bis 1995. *Vogelwelt* 117: 125-138.
- Prange, H. (1998): Darstellung der Kranichrast 1996. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Kranichschutz Deutschland. Unveröffentl. Rundbrief.
- Prange, H. & C. Lucas (1968): Über den Rastplatz der Kraniche am Bock. 2. Mitteilung: Der Frühjahrsdurchzug 1967. *Natur u. Naturschutz in Mecklenburg* 6: 19-26.
- Preisser, B. (1975): Ein Überblick über die bisherigen Erfahrungen bei der Aufzucht und kontinuierlichen Produktion von Lebendfutter und dessen Verwendung als Nahrungsgrundlage für die Vorstreckung von Jungfischen sowie orientierende Vorversuche zu dieser Problematik. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Prena, A. (1990): Zur Bedeutung heterotropher Protozoen im Nahrungsgefüge des Zingster Stromes (Darß-Zingster Boddenkette). Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Pribbernow, S. (1984): Untersuchungen zum Jungfischauftreten der Süßwasserfische in einem typischen Laichgebiet der Darß-Zingster Boddenkette in der Saison 1983. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Pribbernow, S., H. M. Winkler & L. Debus (1985): Das Jungfischauftreten in einem typischen Laichgebiet der Darß-Zingster Boddenkette im Saisonverlauf. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 34, 6: 50-54.
- Prignitz, H. (1991): Fischland - Darß - Zingst - Halbinsel unterm Wind. Rostock.
- Prognos Ag et al. (1993): Leitbilder und Ziele für eine umweltschonende Raumentwicklung in der Ostsee - Küstenregion Mecklenburg-Vorpommerns, Entwicklungsperspektiven und Leitbilder. Berlin / Basel.
- Prutz, (1924): Über den Zanderbestand in den Gewässern des Bezirkes Stralsund. *Mitt. Fischereivereine Brandenburg, Ostpreußen, Pommern u. Grenzmark. Sonderheft* 6a: 121-122.
- Purps, J. (1993): Zur Geschichte des Grabensystems im Darßwald. Born. Nationalparkamt Mecklenburg-Vorpommern.
- Purps, J. (1993): Zur Bedeutung des Adlerfarns für die Waldsukzession auf dem Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Nationalparkamt Mecklenburg-Vorpommern.
- Purps, J. (1998): Zur Nutzungsgeschichte der Vorpommerschen Boddenlandschaft. *Bodden* 3: 19 - 36.
- Purps, J. (im Druck): Schutz des Darßer Ortes im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft als Teil des Höfflandgebietes Neu Darß. Tagungsband der 2. Arbeitstagung Geotopschutz in Gerolsting 1994.
- Rabius, E. W. & R. Holz (Hrsg.) (1993): Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- Raskop, T. (1991): Betrachtungen zum gegenwärtigen Effekt und zur notwendigen Weiterentwicklung der Abwasserbehandlungsanlage in Ribnitz-Damgarten / Ortsteil Körkwitz (Boddengewässer). Abschlussarbeit im Postgradualstudium Umweltschutz, Univ. Rostock.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1979): Richtlinie des Rates über die Erhaltung wildlebender Vogelarten (79/409/EWG). *Abl. EG Nr. L* 103.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1991): Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 21.5.1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser (EU - Abwasserrichtlinie) 91/271/EWG, *Amtsblatt der EU*, Nr. 135 vom 30.5.1991.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (1992): Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen 1992 (FFH-Richtlinie). Richtlinie 92/43 EWG vom 21. Mai 1992, *Amtsblatt der EG Nr. L* 206: 7 Seiten.
- Rat der Europäischen Gemeinschaften (2000): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. EU - Wasserrahmenrichtlinie.
- Rat des Bezirkes Rostock (1984): Behandlungsrichtlinien für die Naturschutzgebiete des Bezirkes Rostock. Behandlungsrichtlinie zur Entwicklung, Gestaltung und Pflege des Naturschutzgebietes - Der Bock und Hohe Düne von Pramort: 105-110.
- Rat des Bezirkes Rostock (1986): Behandlungsrichtlinie zum Schutz sowie Entwicklung, Gestaltung und Pflege des Feuchtgebietes von internationaler Bedeutung (FIB).
- Rechlin, O. & K. Fadschild (1991): Fischereierträge aus den Boddengewässern der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. In: Fragen der fischereilichen Nutzung küstennaher Flachwassergebiete - Wattenmeer und Boddengewässer. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* 52: 61-77.
- Redeke, H. C. (1923): Abriß der regionalen Limnologie der Niederlande, *Publ. Hydrobiol. Club, Amsterdam* 1.
- Reinhard, H. (1953): Der Bock. Entwicklung einer Sandbank zur neuen Ostseeinsel. *Gotha, Peterm. Geogr. Mitt., Erg. H.* 251: 1-485.
- Reinhardt, H. & A. Seeler (1958): Das untere Recknitztal. *Mitt. Geogr. Ges. Lübeck* 48: 47-68.
- Reinicke, R. (1986): Vom Werden der Landschaft. In: *Wanderatlas Fischland-Darß*. Berlin - Leipzig: 6-10.
- Reinicke, R. (1994): Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Rostock: 80 S.
- Reinicke, R. (1996): *Boddenküste*. Rostock: 80 S.
- Reinsch, D. & I. Sauerberg (1995): Gutachterliche Bearbeitung zur Hydrologie und den Bodenverhältnissen im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Remane, A. & C. Schlieper (1958): *Die Biologie des Brackwassers*. Stuttgart.
- Rentz, G. (1940): Das Zooplankton der Hiddensee-Rügenschen Boddengewässer und seine Produktionsphasen im Jahreszyklus. *Arch. Hydrobiol.* 36.
- Rentz, U. (1994): Brutvogelbestandsaufnahmen im Waldbereich des Neudarß und des östlichen Darßvorlandes im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Reuther, C. & A. Festetics (1980): *Der Fischotter in Europa*. Göttingen: 288 S.
- Riecken, U., U. Ries & A. Ssymank (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 41.
- Riedel, A. (1991): Öffentlichkeitsarbeit im Nationalpark "Vorpommersche Boddenlandschaft". Abschlussarbeit im Postgradualstudium Umweltschutz, Univ. Rostock.
- Rieling, T. (1999): Remineralisierung organischer Materials in Boddengewässern Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Partikeln und Aggregaten. Dissertation, Biologie, Univ. Greifswald.
- Rieling, T. J., H. Stodian, J. Blank, M. Köster & L. A. Meyer-Reil (1999): Aspekte des mikrobiellen Kohlenstoffkreislaufes (Abschlußbericht zum BMBF-Projekt ÖKOBOD). *Bodden* 8: 49-57.
- Riesenweber, S. (1972): Qualitative und quantitative Untersu-

- chungen von Phytoplanktonproben des Jahres 1971 in den Boddengewässern südlich des Darß-Zingstes. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Ring, M. (1984): Untersuchung möglicher Hemmfaktoren der Entwicklung von *Eurytemora affinis* unter besonderer Berücksichtigung der Frefrate als Testparameter. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Ring, M. (1987): Autökologische Untersuchungen an *Eurytemora affinis* (Poppe). Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Ring, M., R. Heerkloss & H. Albrecht (1985): Saisonale Veränderungen in der Besiedlung von *Eurytemora affinis* (Poppe) (Calanoida, Copepoda) mit peritrichen Ciliaten. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 35, 5: 64-68.
- Ring, M., R. Heerkloss & W. Schnese (1985): Einfluß von Temperatur, pH und Nahrungsqualität unter Laborbedingungen auf *Eurytemora affinis*. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 34, 6: 22-26.
- Rippe, H. & V. Dierschke (1997): Picking out the plum jobs: feeding ecology of curlews *Numenius arquata* in a Baltic Sea wind flat. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 159: 239-247.
- Rodig, U. (1986): Die schwedische Landesmatrikel von Vorpommern als Quelle für die Heimatgeschichte und Ortschronik. In: Küstenbilder. Beiträge zur Heimatgeschichte und zur Denkmalpflege im Bezirk Rostock: 48-52.
- Roll, H. J. & R. Zimmermann (1985): Untersuchungen des Aufbaus und der Genese von Haken. Greifswald.
- Rose, P. M. & D. A. Scott (1997): Waterfowl population estimates. Second edition, Wageningen, Wetlands International Publ. 44.
- Rossow, M. (1986): Die Fischerei im Gebiet von Barth-Zingst-Darß. *Seewirtschaft* 18, 1: 37-44.
- Rudloff, N. (1992): Küstendynamik und Küstenschutz am Westdarß. Nationalparkamt Mecklenburg-Vorpommern, Außendezernt Born.
- Rühle, W. (1992): Kartierung der Amphibien und Reptilien 1992 auf dem Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Rühle, W. (1993): Kartierung der Heuschrecken auf Zingst im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Sarr, D. (1992): Ammonium/Ammoniak-Gleichgewichte an der Grenzfläche Wasser/Atmosphäre verschiedener Oberflächengewässer bei unterschiedlichen pH-Werten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Scharf, E.-M. (1975): Nahrungsbiologische Untersuchungen an ausgewählten Evertebraten der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der trophischen Bedeutung von Makrophytendetritus. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Scharf, E.-M. (1979): Die Bedeutung benthischer Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Scharf, E.-M., W. Schnese & G. Schlungbaum (1985): Short term response of benthic and pelagic ciliates to artificial eutrophication. *OPHELIA, Suppl.* 3: 195-200.
- Scharf, E.-M., P. Spittler & J. A. von Oertzen (1976): Nahrungsbiologische Untersuchungen an ausgewählten Evertebraten der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der trophischen Rolle von Detritus emerger Spermatophyten. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 25, 3: 317-326.
- Scharf, E.-M., P. Spittler & J. A. von Oertzen (1979): Zum Einfluß von *Mikrocystis aeruginosa* (Cyanophyta) auf das Populationswachstum von *Chydorus sphaericus* (Cladocera). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 28, 6: 531-535.
- Scheer, A. (1998): Quellen, Verteilung und UV-Stabilität gelöster organischer Verbindungen (DOM) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Scheufler, H. (1998): Die Insel Kirr - Über Vögel, Menschen und Boddenwiesen. Kückenshagen: 125 S.
- Scheufler, H. (2000): Kraniche in Vorpommern. Kückenshagen: 63 S.
- Scheufler, H. & A. Stiefel (1978): Das Seevogelschutzgebiet Insel Kirr - Aufgaben und Probleme. Naturschutzarbeit in Mecklenburg 21: 5-12.
- Scheufler, H. & A. Stiefel (1985): Der Kampfläufer (*Philomachus pugnax*). Neue Brehm-Bücherei 574, Wittenberg Lutherstadt.
- Scheufler, H. & A. Stiefel (1987): Die Entwicklung des Entenbrutbestandes im NSG Insel Kirr (Barther Boddenkette) von 1972-1986. *Hercynia N. F.* 24: 134-141.
- Scheufler, H. & A. Stiefel (1989): Landwirtschaft, Landschaftspflege und Artenschutz: Das Beispiel Limikolenbrutgebiet Insel Kirr (Darßer Boddenkette). *Beitr. Vogelkd.* 35: 141-147.
- Scheufler, H. & A. Stiefel (1990): Kanadagansbruten im NSG Inseln Oie und Kirr. *Der Falke* 37: 256-258.
- Scheufler, H. & A. Stiefel (1993): Hochzeiten auf der Vogelinsel (zur Brutortstreuung brütender Feuchtwiesenvögel). *Bodden-Blick extra*: 16-17.
- Scheufler, H., A. Stiefel & J. Oppermann (1979): Zwillinge in einem Ei der Uferschnepfe. *Der Falke* 26: 166-167.
- Scheufler, H., A. Stiefel & E. Sturmhoefel (1982): Die Brutvögel des NSG Inseln Oie und Kirr und ihre Betreuung durch die Vogelwärter. *Meer und Museum* 3: 55-64.
- Schiemenz, P. (1898 a): Untersuchungen über die Fischereiverhältnisse des Kleinen Jasmunder Boddens. *Mitt. Dt. Seefischereivereins* 14, 12: 397-441.
- Schiemenz, P. (1898 b): Über den Einfluß der Absperrung des Kleinen Jasmunder Boddens auf die Zusammensetzung seiner Umwelt. *Fischereizeitung* 1: 718-721.
- Schiewer, U. (1978): Zur Salzresistenz limnischer Blaualgen. *Habilitationschrift, Biologie, Univ. Rostock.*
- Schiewer, U. (1978): NaCl-Einfluß auf den Stickstoffbedarf und -umsatz bei der Blaualge *Microcystea firma*. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math. nat. R.* 27, 4: 371-380.
- Schiewer, U. (1982): Zur potentiellen Produktivität der Phytoplanktonpopulationen des Zingster Stromes und der Kirr-Bucht. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R.* 31: 57-58.
- Schiewer, U. (1982): Grenzen und Potenzen des NH₄-Eintrages für das Pelagialsystem des Zingster Stromes. PEKOM 81 - Bericht. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock* (Auftraggeber: WWD Stralsund).
- Schiewer, U. (1984a): In vitro primary productivity (assimilation number) of phytoplankton from the Darss-Zingst estuary. *Limnologica* 15: 575-579.
- Schiewer, U. (1984b): Photosynthetische Leistung und Biomasseproduktion bei Meeresalgen und in marinen Ökosystemen. *Colloquia Pflanzenphysiol. Humboldt Univ. Berlin, Nr. 7*: 197-207.
- Schiewer, U. (1984): Hypertrophie. PEKOM 83 - Bericht. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock* (Auftraggeber: WWD Stralsund).
- Schiewer, U. (1984): Entwicklung eines Teilmodells zur Steuerung der Phytoplankton Sukzession, -biomasse und Primärproduktionsentwicklung durch limitierende Nährstoffe, Salz, Licht und Temperatur. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock* (Auftraggeber: WWD Stralsund).
- Schiewer, U. (1985): Analyse und Bewertung des im 5-Jahrplanzeitraum 1981/85 erreichten Kenntnisstandes und seiner volkswirtschaftlichen Verwertbarkeit auf der Grundlage der erbrachten Teilleistungen. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock* (Auftraggeber: WWD Stralsund).
- Schiewer, U. (1986): Experimentelle Analyse der Biomasseproduktion in brackigen Flachwasserbereichen. *Colloquia Pflanzenphysiol. Humboldt Univ. Berlin, Nr. 10*: 137-140.
- Schiewer, U. (1987): Steuerung der Phytoplanktonentwicklung. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock* (Auftraggeber: WWD Stralsund).
- Schiewer, U. (1988): Experimentelle Ökosystemanalyse - Ergebnisse und Probleme. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37: 13-17.
- Schiewer, U. (1988): Wechselwirkungen im Kohlenstoffkreislauf der Darß-Zingster Boddenkette und seine Steuerungsmöglichkeiten. *Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock* (Auftraggeber: WWD Stralsund).
- Schiewer, U. (1989): Effects on cyanobacteria of gut passage in the Silver and Big Head Carp. *Wiss. Z. Univ. Rostock* 38: 44-46.
- Schiewer, U. (1989): Nutrient changed dynamics of the pelagic carbon flow and community structure in a Baltic estuary. *Proc. 21st. Europ. Marine Biol. Symp. Gdansk, 14 - 19 Sept. 1986, Poland*: 447-453.
- Schiewer, U. (1990): Werner Schnese and the development of coastal waters ecology in Rostock, GDR. *Int. Revue ges.*

- Hydrobiol. 75: 1-13.
- Schiewer, U. (1990): Studie zur Auswahl der Hauptforschungsräume für das Ökosystemforschungsprogramm der BRD - Innere und äußere Küstengewässer und Küstenlandschaften der Ostsee.
- Schiewer, U. (1990): Einfluß eines massiven Eintrages von Picoplankton auf das mikrobielle Nahrungsgefüge und die Nährstofffreisetzung. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: BMBF, Förderkennzeichen 30C 13560).
- Schiewer, U. (1990/91): Auswirkungen der Freisetzung bakterieller Monokulturen auf das mikrobielle Nahrungsnetz von Brackgewässern der Ostsee. Teilprojekt im Rahmen des Projektes "Auswirkungen der Freisetzung bakterieller Monokulturen auf die natürliche Mikroflora aquatischer Ökosysteme". Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock, Max-Planck-Institut Plön (Auftraggeber: BMFT, Förderkennzeichen PBE 12/7200-K42).
- Schiewer, U. (1991): Bottom - up regulation of food webs in shallow Baltic estuaries. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 2609-2611.
- Schiewer, U. (1991): Ökologie eutrophierter Küstengewässer. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Stralsund / STAUN Stralsund).
- Schiewer, U. (1992): Ökosystemare Forschungsansätze des Wissenschaftsbereiches Experimentelle Ökologie - Übersicht und Anforderungen. In: Btr. z. Workshop "Modellierung und Simulation im Umweltbereich": 33-39.
- Schiewer, U. (1991/93): Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette. - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: BMFT, Förderkennzeichen 03F 0048A und 03F 0048A/7).
- Schiewer, U. (1993): Eutrophication processes in the Darß-Zingst estuary - a long term study. Proc. Conf. "The ecology of Baltic terrestrial, coastal and offshore areas - protection and management". Part 1 - Marine Environment. Sopot, 10 - 12th Dec. 1992: 61-71.
- Schiewer, U. (1993): Stabilitätsverhalten mikrobieller Nahrungsgefüge in Brackwasserökosystemen. In: Klimaänderung und Küste - Einblick ins Treibhaus. (Hrsg.: H. J. Schellenhuber & H. Sterr), Berlin: 233-243.
- Schiewer, U. (1994a): Vorkommen und Bedeutung der Protozoen in der Darß-Zingster Boddenkette. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 77-83.
- Schiewer, U. (1994b): Stoffkreisläufe in der Darß-Zingster Boddenkette: Kohlenstoffkreislauf. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 121-137.
- Schiewer, U. (1994c): Regulationsmechanismen und Wechselwirkungen zwischen Pelagial und Benthos. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 179-189.
- Schiewer, U. (1994): Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur und Funktionsveränderungen im Plankton. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: BMFT, Förderkennzeichen 03F0048A).
- Schiewer, U. (1994): Makrophytenkartierung und Ground - Truth - Messungen in der Darß - Zingster Boddenkette Juli/August 1994. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Stralsund / STAUN Stralsund).
- Schiewer, U. (1994/95): Makrophytenkartierung und Ground-Truth-Messungen in der Darß - Zingster Boddenkette (1994) - (Makrophytenkartierung). Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Stralsund / STAUN Stralsund).
- Schiewer, U. (1994/95): Klassifizierung von Aggregattypen und biotische Regulationsvorgänge im Präsediment. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: Kultusministerium M.-V.).
- Schiewer, U. (1995): Inner coastal waters of the Baltic Sea - ecological status and links between ecology and economic uses. In: The future of the Baltic Sea - ecology, economics, Administration, and Teaching. Eds.: Köhn, J, and U. Schiewer. Ökologie und Wirtschaftsforschung Bd. 10. Metropolis Verl., Marburg: 63-74.
- Schiewer, U. (1997): Design, experiences and selected results of meso - and microcosm experiments in shallow coastal waters 1981/95. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 37-51.
- Schiewer, U. (1998a): 30 years eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. Hydrobiologia 363: 73-79.
- Schiewer, U. (1998b): Cyanobacteria in brackish coastal waters - eutrophication, succession, changes in dominance and biotechnological implications. Cyanobacterial Biotechnology - Proc. Internat. Symp., Sept. 18 - 21 1996. Tiruchirapalli, India. Eds.: Subramania, G., B. D. Kaushik & G. S. Venkataraman. Oxford & IBH Publ. Co., New Delhi, Calcutta: 347-360.
- Schiewer, U. (1998c): Hypertrophy of a Baltic estuary - changes in structure and function of the planktonic community. Verh. Internat. Verein. Limnol. 26: 1503-1507.
- Schiewer, U. (1999): Die Darß-Zingster Boddenkette - Experimentierfeld mit Zukunft? - 6. Wiss. Workshop Ökosystem Boddengewässer - Lebensraum zwischen Land und Meer. Hiddensee 17 - 18. September 1998. Bodden 7: 123-135.
- Schiewer, U. (2000): Phytoplankton - kleine Lebewesen produzieren viel. In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. Bodden 10: 31-42.
- Schiewer, U. (2000): Zur Ökologie ausgewählter Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock): 378-382.
- Schiewer, U. & E.-A. Arndt (1990): Round table discussion on "Perspectives in Estuary Research and Management". Limnologia 20, 1: 199-200.
- Schiewer, U., H. Arndt, G. Baader, G. Ballin, R. Börner, F. K. Evert, F. Georgi, R. Heerkloss, G. Jost, V. Kell, B. Krüger & Th. Walter (1986): The bounds and potential effects of NH₄ (loading) on the pelagic system of a Baltic Estuary. Limnologia 17: 7-28.
- Schiewer, U., E.-A. Arndt & G. Schlungbaum (1990): Estuary Symposium, Kühlungsborn, GDR, Nov. 16. -21. 1987, Limnologia 20, 1, 3.
- Schiewer, U., H. Arndt, G. Jost, R. Heerkloss & N. Wasmund (1990): Carbon flux dynamics in a shallow eutrophic estuary. Limnologia 20: 95-100.
- Schiewer, U., H. Arndt, R. Heerkloss, G. Jost, Th. Walter & N. Wasmund (1997): Experiments with controlled carbon flux variations in shallow brackish waters. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4: 57-65.
- Schiewer, U. & G. Baader (1982): Pelagic NH₄ rhythm independent of the sediment in eutrophic shallow waters. Intern. Rev. ges. Hydrobiol. 67: 845-850.
- Schiewer, U., R. Börner, B. Krüger & F. K. Evert (1984): Estuarine phytoplankton response to nutrient changes in controlled ecosystem enclosures. Ophelia, Suppl. 3: 201-212.
- Schiewer, U., R. Börner, F. K. Evert & B. Krüger (1984): Energiekonvertierung im kompartimentierten Pelagial eines brackigen Flachgewässers. Wiss. Z. Univ. Berlin, Math.-nat. R. 33: 392-393.
- Schiewer, U., R. Börner & N. Wasmund (1988): Deterministic and stochastic influence of nutrients on phytoplankton function and structure in coastal waters. Kieler Meeresforsch., Sonderh. 6: 173-183.
- Schiewer, U., B. I. Dybern & H. W. Paerl (1999): Sustainable development in coastal regions - a comparison between North Atlantic Coast and Baltic Sea. Synopsis. Limnologia 29: 205-211.
- Schiewer, U. & K. Gocke (1995): Ökologie der Bodden und Förden. In: Meereskunde der Ostsee. (Hrsg.: Rheinheimer, G. & D. Nehring.) 2. Aufl., Berlin: 216-221.
- Schiewer, U. & R. Heerkloss (1995/99): Ökosystem Boddengewässer. - Organismen und Stoffhaushalt (ÖKOBOD). Teilprojekt: Charakterisierung und Klassifizierung von Aggregaten. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: BMFT, Förderkennzeichen 03F 016288).
- Schiewer, U., R. Heerkloss, K. Gocke, G. Jost, H. P. Spittler & R. Schumann (1993): Experimental bottom-up influences on microbial food webs in eutrophic shallow waters of the Baltic Sea. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 991-994.
- Schiewer, U., G. Jost & R. Heerkloss (1983): Vergleich des C - Umsatzes in regelmäßig und unregelmäßig durchmischten Bereichen der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 32: 35-38.
- Schiewer, U. & G. Jost (1986): Ecosystem research during the 1981/85 period in the Darß-Zingst estuary. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 35: 28-36.
- Schiewer, U. & G. Jost (1991): Microbial food web in eutrophic

- shallow brackish estuaries of the Baltic Sea. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76: 339-350.
- Schiewer, U., G. Jost, R. Heerkloss, G. Klinkenberg, R. Schumann, H. P. Spittler, H. Schubert & G. Nausch (1993): Massiver Bakterieneintrag in das Pelagialsystem eines Ästuars. DGL, Erweiterte Zusammenfassung, Jahrestagung 1992 Konstanz, Bd. 1: 84-89.
- Schiewer, U., G. Jost, K. Gocke, R. Schumann, H. P. Spittler & R. Heerkloss (1997): Daily pattern of microbial communities in mesocosms. In: *Proc. 14th Baltic Marine Biologists Symposium, Pärnu/Estonia, 5 - 8 August 1995*. Ed. E. Ojaveer, pp. 248-259.
- Schiewer, U., M. Plinski & G. Andrushaitis (1999): Discharge areas - a comparison between three regions of the southern Baltic. *Limnologia* 29: 274-281.
- Schiewer, U., D. Rentsch & R. Schumann (1999): Composition and size fractions of particulate material in the polytrophic Darss-Zingst lagoon a coastal area of the southern Baltic Sea. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27.
- Schiewer, U. & A. Richter (1990): Wasserressourcen. In: *Wirtschaftsraum Mecklenburg-Vorpommern. Analyse und Entwicklungsmöglichkeiten*. Bericht Nr. 4, 34-41.
- Schiewer, U. & G. Schlungbaum (1991): Segelhafen im Nationalpark "Vorpommersche Boddenlandschaft - Umweltverträglichkeitsstudie. Auftraggeber: WWF Deutschland.
- Schiewer, U., G. Schlungbaum & E.-A. Arndt (1992): Monographie der Darß-Zingster Boddenkette - Überblick über 20 Jahre Boddenforschung. Zusammenfassender Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: Stau Stralsund).
- Schiewer, U., G. Schlungbaum & R. Heerkloss (1994a): Nährstoffkreisläufe in den Darß-Zingster Boddengewässern. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 2: 139 - 148.
- Schiewer, U., R. Schumann, G. Jost & C. Sievert (1991): Microbial food web dynamics in tideless eutrophic estuaries of the Baltic Sea. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 8: 20-28.
- Schiewer, U., R. Schumann, R. Heerkloss & G. Klinkenberg (1994b): Hypertrophierung der Darß-Zingster Boddenkette - Struktur- und Funktionsveränderungen im Plankton. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 2: 149 - 178.
- Schiewer, U. & J. U. Wünsch (1996): Heterotrophic nanoflagellates: Spring development in two different estuarine biotopes. In: *Estuarine Ecosystems and Species Proc. 2nd Internat. Estuary Symposium, Gdansk, October 18 - 22, 1993*, Ed.: Styczynska, E. & Jurewicz - CRANGON - Issues of the Marine Biology Centre in Gdynia, No. 1 Gdynia: 169-179.
- Schildmacher, H. (1977) In: Klafs, G. u. J. Stübs (Hrsg.): *Die Vogelwelt Mecklenburgs*. Jena 1977, 13 -17.
- Schiller, H. (1975): Methodische Vorarbeiten für den Einsatz der ¹⁴C - Technik zur Ermittlung der Fraß-, Filtrier- und Assimilationsraten bei *Chydorus ephaericus*. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Schiller, H., H. P. Spittler & R. Heerkloss (1977): Bestimmung von Fraß-, Assimilations- und Abgaberaten planktischer Crustaceen mit Hilfe von Radiokohlenstoff. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 26, 2: 223-229.
- Schlumpberger, W. (1961): Überblick über die Probleme der Zanderwirtschaft in den Küstengewässern der DDR. *Z. Fischerei X*: 715-720.
- Schlumpberger, W. (1964): Fischmarkierungen zur Lösung von Bewirtschaftungsfragen in inneren Küstengewässern. *Deutsche Fischereizeitung*, XI, 6: 177-182.
- Schlumpberger, W. (1972): Untersuchungen zur fischereilichen Produktivität der inneren Küstengewässer der DDR. *Z. Binnenfischerei DDR*, 19, 11: 350-355.
- Schlumpberger, W. (1976): Markierungsexperimente mit Fischen in Randgewässern der mittleren Ostsee. 1. Markierungen von Zandern (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758) in der Darß-Zingster Boddenkette. *Z. Binnenfischerei DDR*, 23, 9: 274-277.
- Schlumpberger, W. (1977): Analyse und Ergebnisse einer Mindestmaßänderung für den Zander (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758) in Küstengewässern der mittleren Ostsee. *Z. Binnenfischerei DDR*, 24, 1: 7-13.
- Schlungbaum, G. (1977): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - V. Weitere Untersuchungen zum Huminsäurekomplex. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 26, 2: 169-173.
- Schlungbaum, G. (1978): Komplexe ökologische Untersuchungen an den Darß-Zingster Boddengewässern unter besonderer Berücksichtigung des Nährstoffkreislaufes. *Geograph. Ber.* 88, 3: 161-176.
- Schlungbaum, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. *Habilitationschrift, Biologie, Univ. Rostock*.
- Schlungbaum, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in den Küstengewässern der DDR. -Teil X: Die Rolle der Stoffaustauschprozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer und Möglichkeiten zur Untersuchung am Beispiel des Phosphatkreislaufes - ein Überblick am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 10, 2: 119-134.
- Schlungbaum, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - Teil XI: Phosphorsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 10, 2: 135-152.
- Schlungbaum, G. (1987): Die Interessengemeinschaft zur Pflege, zum Schutz und zur Nutzung der Boddenlandschaft - eine neue Form der gesellschaftlichen Mitverantwortung. *Natur und Umwelt (Beiträge aus dem Bezirk Rostock)* 12: 18-22.
- Schlungbaum, G. (1988): 10 Jahre Laborstation Zingst der Sektion Biologie der Wilhelm-Pieck-Universität Rostock - ein Überblick zur Entwicklung der Station für Aufgaben in der Forschung, in der Lehre und Weiterbildung sowie für volkswirtschaftliche Entscheidungen. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37, 5: 3-5.
- Schlungbaum, G. (1988): Die Interessengemeinschaft zur Pflege, zum Schutz und zur Nutzung der Boddenlandschaft. *Natur und Umwelt (Berlin)* 1: 22-24.
- Schlungbaum, G. (1988): Die naturwissenschaftlichen Grundlagen und der Entwurf eines Küstengewässer - Standards - ein Ergebnis komplexer ökologischer Forschungen der Sektion Biologie der Wilhelm-Pieck-Universität und ihrer Kooperationspartner. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37, 5: 18-24.
- Schlungbaum, G. (1989): Die Interessengemeinschaft zur Pflege, zum Schutz und zur Nutzung der Boddenlandschaft - ein Beispiel einer Kooperation von Wissenschaft und Praxis. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 38, 5: 7-12.
- Schlungbaum, G. (1989): Konzepte und Arbeitsergebnisse zur Aufstellung für Gewässerschutzkriterien für Salz- und Brackgewässer - Umweltgespräche Niedersachsen Nieders. Umweltministerium: EXPERT 1989: 34-36.
- Schlungbaum, G. (1989): Steuerung beschaffenheitsbestimmender Faktoren in inneren Küstengewässern - dargestellt am Beispiel der Darß-Zingster Boddenkette. *Wasserwirtschaft - Wassertechnik*, 33: 26-28.
- Schlungbaum, G. (1990): Ökologie und Nutzung von Küstenlandschaften - Fallstudie Ostsee-Küste. UNESCO - MAN and BIOSPHERE PROGRAM. *Mitt. des deutschen Nationalkomitees, MAB* 33: 60 - 61. (Bericht der deutsch - deutschen Beratung Mai 1990 in Bonn - Bad Godesberg).
- Schlungbaum, G. (1990): Stellungnahme zur Erkundungsstudie "Boddensedimente Ribnitzer See". Auftraggeber: Rat des Kreises Ribnitz-Damgarten / VEG Geol. Forsch. und Erkundung Schwerin, Bodengeologie.
- Schlungbaum, G. (1991): Die Sediment-Wasser-Wechselwirkung in Oberflächengewässern und ihr Einfluß auf die Beschaffenheit unter besonderer Berücksichtigung des P-Austausches. 16. Jahrestagung BONITO, 20. - 22.04.1990, Neubrandenburg.
- Schlungbaum, G. (1991): Die Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns als Urlaubsmagnet - eine Zustandseinschätzung. 1. Fremdenverkehrstag Mecklenburg-Vorpommerns, 13.-15. Dez. 1991 in Rostock: 35-38.
- Schlungbaum, G. (1993): Umweltschutz und Naturschutz an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns - ein Widerspruch zum Tourismuskonzept? *Jb. Naturschutz und Landschaftspflege* 48: 182-188.
- Schlungbaum, G. (1994): Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe. *Bodden* 1: 13-29.
- Schlungbaum, G. (1994): Funktionen der Boddengewässer bei

- der Reinhaltung der Ostsee. Mat. des Symposiums Wasserschutzpolitik in M-V (EU-Arbeitsgruppe). Mat. zur Umwelt in M-V, LAUN 9: 54-59.
- Schlunbaum, G. (1994): Aspekte des nationalen und internationalen Gewässerschutzes im Ostseeraum - HELCOM/EU. Mat. des Symposiums Wasserschutzpolitik in M-V (EU-Arbeitsgruppe). Mat. zur Umwelt in M-V, LAUN 9: 35-40.
- Schlunbaum, G. (1997): Die Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg-Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu fließenden und stehenden Gewässern. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 5: 9-35.
- Schlunbaum, G. (1997): Was leisten die Bodden und Haffe der Küste Mecklenburg-Vorpommerns für den Ostseeschutz? Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste (SDN), Mitt. 1997, 1: 37-40.
- Schlunbaum, G. (1999): Die EU - Rahmenrichtlinie für eine gemeinsame Wasserschutzpolitik aus besonderer Sicht der Ökologie der Ästuare und Küstengewässer. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 7: 5-43.
- Schlunbaum, G. (2000): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - ein Vergleich von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff - Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse - eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend EU - Wasserrahmenrichtlinie. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8: 61.
- Schlunbaum, G. (2000): Förden - Bodden - Haffe an der südlichen Ostseeküste - eine strukturelle Vielfalt von Küstengewässerökosystemen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock): 1-20.
- Schlunbaum, G., B. Bacher & H. Baudler (1995): Gelöste Phosphatbindungsformen und ihre biologische Verfügbarkeit - eine Diskussion zum Limitationsproblem. Bodden 2: 165-186.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1991): Wirksamkeit einer Anlage zur Gewässerschlammkonditionierung. Im Zusammenhang mit: Sanierung eutrophierter Oberflächengewässer durch Schlammkonditionierung. Gutachten, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: IMG Ingenieurtechnik und Maschinenbau GmbH).
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1995) Gutachten zu Auswirkungen von Abwasserableitungen in die Darß-Zingster Boddenkette (Gemeinden am Südufer des Bodstedter und Saaler Boddens).
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1996): Gewässergütebericht I für die Darß-Zingster Boddenkette 1994-1995 - mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1996): Sanierungskonzepte für Bodden und Haffe an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns - eine wichtige Voraussetzung für einen wirksamen Ostseeschutz. Bodden 3: 145-166.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1996): Schlämme in hochenergetischen Küstengewässern - Gibt es zum Baggern eine Alternative? Mitt. BfG (Koblenz), H. 11: 77-90.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1997): Die Darß-Zingster Boddenküste - ein Teil der Ästuarsysteme an der deutschen Ostseeküste. Mat. des Symp. Schutzgemeinschaft Deutsche Ostseeküste (SDO): 23-45.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1998): Neubau der Hafemole Barth - eine Umweltverträglichkeitsstudie. UVS.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (1999): Gewässergütebericht II für die Darß-Zingster Boddenkette 1996-April 1999.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (2000): Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - ein Vergleich von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff - Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8: 5-59.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (2000 a): Eutrophierung der Küstengewässer. Kap. 3.2.2 in Guderian, R. & G. Gunkel (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd. III/1, Heidelberg: 299-328.
- Schlunbaum, G. & H. Baudler (2000 b): Struktur und Funktion der Küstengewässer. Kap. 1.2 in: Guderian, R. & G. Gunkel (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd. III/1, Heidelberg: 45-80.
- Schlunbaum, G., H. Baudler, H. Hantke & C. Schwarz (1997): Morphologie, Wasser und Sediment im Versuchsgelände "Kirr - Bucht" am Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette. Bodden, 5: 57-78.
- Schlunbaum, G., H. Baudler, M. Krech & B. Kwiatkowski (im Druck): Die Darß-Zingster Bodden - eine Studie 1999/2000. Materialien zur Umwelt, Biologie, Univ. Rostock.
- Schlunbaum, G., H. Baudler & G. Nausch (1994): Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 2-26.
- Schlunbaum, G., H. Baudler & C. Neumann (1995): Langzeitreihen zur Beschaffenheitsentwicklung in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette. Dt. Hydrogr. Z., Suppl. 5: 183-196.
- Schlunbaum, G., H. Baudler & U. Selig (1997): Zur Nährstoffelimination im Küstengewässerökosystem der Darß-Zingster Boddenkette - ein Beitrag zum Ostseeschutz. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1996, (Schwedt / Oder): 196-200.
- Schlunbaum, G. & A. Behling (1974): Beitrag zur Kenntnis der organischen Substanzen in den Küstengewässern der DDR. III. Die Bestimmung organischer Substanzen mit phenolischen Strukturen im Meerwasser mit Hilfe der p-Nitranilinreaktion. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 2: 423-431.
- Schlunbaum, G. & A. Behling (1976): Die Bestimmung von im Meerwasser gelösten Substanzen mit phenolischen Strukturen mit Hilfe der p-Nitranilin-Reaktion (russ.). RGW-Symposium "Verschmutzung salziger Meere", - Hrsg.: Institut für Meeresfischerei, Gdynia: 32-48.
- Schlunbaum, G., A. Behling & J. A. von Oertzen (1975): Beitrag zur Kenntnis der organischen Substanzen in Küstengewässern der DDR. - VI. Einige Bemerkungen über den Charakter und die Verbreitung phenolischer Substanzen. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 24, 6: 715-717.
- Schlunbaum, G., F. Brzezinski, G. Nausch, H. Wohlfeil, G. Klinkenberg & T. Walter (1986): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. -XXV. Durchflusssysteme zur Messung von Stoffumsätzen an der Sediment / Wasser - Grenzfläche. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 35, 5: 40-43.
- Schlunbaum, G. & J. Duty (1979): Sedimentatlas der Darß-Zingster Boddenkette-Teil 1. Eigenpublikation zur Habilitationsschrift, Biologie, Univ. Rostock.
- Schlunbaum, G., F. Fischer & S. Stolle (1973): Beitrag zur Kenntnis der organischen Substanzen in Küstengewässern der DDR. - V. Die Veränderlichkeit des chemischen Sauerstoffverbrauches an ausgewählten Stationen der Boddenküste südlich der Halbinsel Zingst während der synoptischen Boddenaufnahme 1972. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 10: 1095-1100.
- Schlunbaum, G., S. Köhler & A. Stöcker (1980): Untersuchungen zur Variabilität des Sauerstoffgehaltes in den Darß-Zingster Boddenküste. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 29, 4/5: 61-63.
- Schlunbaum, G. & M. Krech (2000): Ästuare an der südlichen Ostsee und die EU- Wasserrahmenrichtlinien - Teil 1: Ökologische Gliederung. Wasser und Abfall 2: 12-19.
- Schlunbaum, G. & M. Krech (2001): Ästuare an der südlichen Ostsee und die EU- Wasserrahmenrichtlinie - Teil 2: Hintergrundwerte für Nährstoffe. Wasser und Abfall 3, im Druck.
- Schlunbaum, G. & B. Kwiatkowski (1997): Neue Erkenntnisse zur Messung der Sedimentsauerstoffzehrung mit Hilfe des Sensor-BSB. Mat. 8. Magdeburger Abwassertage, Dr. Bruno Lange GmbH, Berlin/Düsseldorf, 1.-2. Oktober 1997: 45-52.
- Schlunbaum, G. & A. Lindner (1974): Beitrag zur Kenntnis der organischen Substanzen in den Küstengewässern der DDR. - II. Die Wirkung von Lichtfeldveränderungen durch Wasserinhaltsstoffe auf Produktionsprozesse der Gewässer der Darß-Zingster Boddenkette. Umweltbiophysik - Abh. der AdW der DDR: 157-164.
- Schlunbaum, G. & G. Nausch (1977): Contributions towards our knowledge of the organic substances in the coastal water of GDR. - VII. A few remarks on the occurrence of turbulences with a phenolic character in the Southern Baltic. Ambio - Special Report 5: 87-91.
- Schlunbaum, G. & G. Nausch (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. -XVI. Der

- Phosphatgehalt von Küstengewässern - ein Ergebnis der Wechselwirkung zwischen Sediment und Wasser. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R.* 31, 4: 63-65.
- Schlunghbaum, G. & G. Nausch (1982): Bodden-Eutrophierung / Boddenutzung. Forschungsbericht zum Thema Ökosystemanalyse von Küstengewässern. Univ. Rostock, 98 S.
- Schlunghbaum, G. & G. Nausch (1982): Boddensanierung - Boddeneutrophierung. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Küste / Stralsund).
- Schlunghbaum, G. & G. Nausch (1985): Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Boddenkette West und der Warnow - Teil 1: Warnow, Teil 2: Boddenkette - West, Teil 3: Zusammenfassender Bericht. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Küste / Stralsund).
- Schlunghbaum, G. & G. Nausch (1987): Erarbeitung der naturwissenschaftlichen Grundlagen und des 1. Entwurfes einer Küstengewässer - TGL (= Küstengewässer - Standard). Teil 1: Bericht, Anlage 1: Standardverlauf, Anlage 2: Anwenderrichtlinie. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: WWD Küste/ Stralsund).
- Schlunghbaum, G. & G. Nausch (1988): Nutrient turn over at the sediment water interface in shallow eutrophic coastal waters. *Kieler Meeresforschung. Sonderheft 6:* 184-190.
- Schlunghbaum, G. & G. Nausch (1990): Phosphate sorption equilibrium at sediment - water interfaces - consequences for the rehabilitation of waters. *Coastal and Estuarine Studies* 36: 261-264.
- Schlunghbaum, G., G. Nausch, G. Arlt & E. M. Scharf (1983): Erste Ergebnisse über Untersuchungen zur Belastbarkeit von flachen eutrophen Küstengewässerökosystemen. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 32, 5: 20-28.
- Schlunghbaum, G., G. Nausch, G. Arlt, S. Stolle & C. Stellmach (1978): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - VII. Spezielle Untersuchungen zur Qualität der Sedimentoberflächenschicht des Barther Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 27, 4: 405-416.
- Schlunghbaum, G., G. Nausch & H. Baudler (1994): Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddenengewässern. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 2: 27-40.
- Schlunghbaum, G., G. Nausch, R. B. Nessim, G. Arlt & S. Stolle (1981): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XIII. Spezielle Untersuchungen zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Grabow. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 30, 4/5: 79-91.
- Schlunghbaum, G., G. Nausch & M. Stengl (1976): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - VI. Der Einfluß der Sedimente auf die Eutrophierung in Küstengewässern. *EUTROSYM76 - Mat. d. Int. Symp. Über Eutrophierung, 20.-25.9.1976 Chemnitz (Karl - Marx-Stadt)*. Bd. III, 297-319, - Hrsg.: UNEP und Institut für Wasserwirtschaft Berlin (dt., russ., engl. und frz.).
- Schlunghbaum, G., G. Nausch & S. Stolle (1979): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - VIII. Spezielle Untersuchungen zur Verteilung von Phosphaten und Eisenverbindungen in der Sedimentoberflächenschicht des Barther Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 28, 6: 499-505.
- Schlunghbaum, G., G. Nausch & S. Stolle (1990): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XXXI. Zur Verteilung phosphorreicher Sedimente in inneren Küstengewässern. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 1: 37-46.
- Schlunghbaum, G. & J. A. von Oertzen (1976): Beitrag zur Kenntnis der organischen Substanzen in Küstengewässern der DDR. - IV. Zum Vorkommen und zur Verbreitung ausgewählter industrieller und landwirtschaftlicher Abprodukte im Bereich der Zingster Boddenengewässer (russ.). *RGW-Symposium "Verschmutzung salziger Meere"*. Hsbg.: Institut für Meeresfischerei, Gdynia: 135-145.
- Schlunghbaum, G., U. Schiewer & E.-A. Arndt (1994): Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddenengewässer mit ausgewählten Vergleichen zu anderen Bodden und Haffen. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 2: 191-202.
- Schlunghbaum, G., U. Schiewer & E.-A. Arndt (1994): Sanierung und Bewirtschaftung der Darß-Zingster Boddenengewässer als Teil der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Rostock. Meeresbiol. Beitr.* 2: 203-213.
- Schlunghbaum, G. & U. Selig (1998): Zur Bewertung von Küstengewässerökosystemen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/Main):* 986-989.
- Schlunghbaum, G. & S. Stolle (1976): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - II. Der Huminsäurekomplex der Oberflächensedimente der Darß-Zingster Boddenengewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 25, 3: 247-253.
- Schlunghbaum, G., D. Ventz, U. Schultze & S. Stolle (1973): Bemerkungen zur kurzzeitigen Veränderlichkeit der Parameter des Nährstoff- und Sauerstoffhaushaltes während der synoptischen Boddenaufnahme 1972. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1085-1094.
- Schlunghbaum, G. & V. Vobach (1975): Beitrag zur Kenntnis der organischen Substanzen in den Küstengewässern der DDR. - I. Ergebnisse der Eliminierungsanalyse. *Limnologica* 10, 2: 437-451.
- Schlunghbaum, G., M. Voelkner, S. Stolle & J. A. von Oertzen (1977): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - I. Zur Methodik der Untersuchungen der chemischen Zusammensetzung von Sedimentoberflächenproben in eutrophierten Küstengewässern. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 5, 2, 123-134.
- Schlunghbaum, G., B. Voigt, H. Wanke, B. Kühne & H. Sporns (1990): Nationalpark Küstenlandschaft: Diskussionsmaterial für Bürger und Gäste des Kreises Ribnitz-Damgarten, Initiativgruppe für die Entwicklung des Nationalparkes.
- Schlunghbaum, G., M. Weigmann & A. Schleicher (1980): Entwicklung des Salzgehaltes in den Boddenengewässern. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 13-17.
- Schmid-Egger, C. (1994): Die Wildbienen- und Wespenfauna (Hymenoptera, Aculeata) des Darß im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung der Schweb- und Raubfliegen. (Diptera: Syrphidae, Asilidae) Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Schmidt, D. (1991): Die Characeen der vorpommerschen Boddenkette und ihre Gefährdung. *Botanischer Rundbrief für Mecklenburg-Vorpommern*, 23: 91-98.
- Schmidt, D. (1993): Rote Liste der gefährdeten Armleuchteralgen Mecklenburg-Vorpommerns, 1. Fassung. Hrsg.: Umweltministerium des Landes M-V, Schwerin.
- Schmidt, I. (1967): Über die Vorkommen mariner Ascomyceten und Fungi Imperfecti in der Ostsee und einigen angrenzenden Boddenengewässern. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg* 5: 115-126.
- Schmidt, I. (1974): Untersuchungen über höhere Meeresspilze an der Ostseeküste der DDR. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg* 12: 3-148.
- Schmidt, I. (1995): Erfassung und Bewertung der Pilzflora ausgewählter Flächen des Darß im Jahr 1994. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Schmidt, R. (1994): Brutvogelbestandsaufnahmen im Waldbereich des Altdarß. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.
- Schmiedel, J. (1996): Vegetationskundliches und bodenkundliches Monitoring in Grünlandbereichen der Sundischen Wiese (Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft) - Bericht zur Errichtung der Flächen und ihrer erstmaligen Untersuchung 1996. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Vorpommersche Boddenlandschaft.
- Schmiedel, J. (1999): Störungen von Vögeln und marinen Sängern auf den Bodden- und Ostseeegewässern des Nationalparkes Vorpommersche Boddenlandschaft durch Freizeitaktivitäten - ein Überblick. *Bodden* 7: 95-106.
- Schmieder, S. (1994): Nährstoff-Sediment-Wasser-Wechselwirkungen bei naturnahen Konzentrationsgradienten. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Schnese, W. (1968): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens. *Habilitationschrift, Biologie, Univ. Greifswald*.
- Schnese, W. (1969): Die Stellung des Greifswalder Boddens im System der angrenzenden Küstengewässer. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R.* 28, 1/2: 181-187.
- Schnese, W. (1969): Untersuchungen zur produktionsbiologischen Dynamik der Brackwässer um Rügen. *Limnologica* 7, 2: 171-180.
- Schnese, W. (1973): Abundanzen und Biomasse des Zooplanktons während der synoptischen Aufnahme der Bod-

- den südlich der Halbinsel Zingst (südliche Ostsee) im Mai/Juni 1972. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1115-1118.
- Schnese, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee) - I. Die Hydrographie, Salzgehalt, Sauerstoffgehalt, Temperatur und Sestonagehalt. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math. nat. R.* 22, 6/7: 629-639.
- Schnese, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee) - II, Die Verteilung von Phosphor, Stickstoff und Silizium in den Jahren 1962-1965. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 6/7: 641-652.
- Schnese, W. (1973): Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee) - III, Abundanzen und Biomasseverteilung des Phytoplanktons im Jahreszyklus (1962-1965). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 6/7: 657-673.
- Schnese, W. (1973): Relations between phytoplankton and zooplankton in brackish coastal waters. *Oikos, Suppl.* 15: 28 - 33.
- Schnese, W. (1975): Estimations of plankton production in shallow inlets of the GDR Baltic coastline. *Merutüt Kimus Lait Julk/ Mavforskningsiat Skr.* 239: 131-136.
- Schnese, W. (1978): Produktionsbiologische Grundlagen für die Einbürgerung von Planktonfressern in der Darß-Zingster Boddenkette. III. *Wiss. Konferenz zu Fragen der Physiologie und Biologie von Nutzfischen. Materialien, Univ. Rostock:* 33-41.
- Schnese, W. & F. Fischer (1973). Abundanzen und Biomasse des Zooplanktons während der synoptischen Aufnahme der Bodden südlich der Halbinsel Zingst (südliche Ostsee) im Mai/Juni 1972. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1115-1118.
- Schnese, W. & R. Heerkloss (1978): Nutrition-biological studies on the zooplankton of the chain of boddens south of the Darß-Zingst peninsula: Determination of feeding and assimilation rates by means of ^{14}C under field conditions. *Kieler Meeresforsch.* 4: 267 - 274.
- Schnese, W. & O. Miehle (1972): Bemerkungen zu Problemen des Gewässerschutzes in der Küstenregion der DDR. *Internat. Symp. Umweltpolitik im Ostseeraum, Rostock:* 49-52 (Ministerium f. Umweltschutz und Wasserwirtschaft).
- Schnese, W. & G. Schellenberger (1976): Stoffkreislauf und Energiefluß in Küstengewässern der südlichen Ostsee und das Problem ihrer Modellierung. *EUTROSYM 76-Mat. d. Internat. Sympos. über Eutrophierung und Sanierung von Oberflächengewässern, UNEP und Min. f. Umweltschutz und Wasserwirtschaft Bd. III:* 320-339.
- Schnese, W. & G. Schlungbaum (1991): Ökosysteme des Meeres. In: R. Schubert (Hrsg.) *Lehrbuch der Ökologie.* 3.Aufl., Jena, 6: 424-464.
- Schnese, W., G. Schlungbaum & O. Miehle (1973): Zu Aspekten der Küstengewässerforschung der DDR, unter besonderer Berücksichtigung der Aufgaben der Sektion Biologie der Universität Rostock und ihrem Zusammenwirken mit den Kooperationspartnern. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1057-1065.
- Schnese, W. & S. Schwarz (1972): Plankton. In: *Ausgew. Mat. der Wasseruntersuchung, Bd. II Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden.* Jena.
- Schöfer, W. (1979): Untersuchungen zur Fortpflanzungsfähigkeit der Plötze (*Rutilus rutilus*, L.) im Brackwasser. *Archiv Hydrobiol.* 36: 371-395.
- Scholz, M. (1988): Bedeutung der Boddenlandschaft für Urlaub und Erholung. *Natur und Umwelt, H.* 13: 22-24.
- Schönfeldt, H. J. (1997): Hydronumerische Modellierung der Darß-Zingster Boddenkette während des Sturmhochwassers vom 3. und 4. November 1995. *Dt. Hydrogr. Z.* 49: 45-55.
- Schönfeldt, H. J., A. Raabe & H. Baudler (1996): Bestimmung des Bodenreibungsbeiwertes und der Oberflächenreibung eisbedeckter Wasserflächen im Meiningenstrom der Darß-Zingster Boddenkette und Anwendung auf vertikal integrierte hydronumerische Modelle. *Wiss. Mitt. a. d. Inst. f. Met. d. Univ. Leipzig u. d. Inst. f. Troposphärenforsch. e.V. Leipzig. Meteorologische Arbeiten aus Leipzig II Bd. 4:* 187-203.
- Schoor, A. (1992): Untersuchungen zur Stickstofftransformation in einem inneren Küstengewässer mit hoher partikulärer Stickstofffracht unter besonderer Berücksichtigung der $^{15}\text{NH}_4^+$ / $^{15}\text{NO}_3^-$ -Aufnahme. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.*
- Schopp-Guth, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. *Schr. R. f. Landschaftspflege u. Naturschutz H.* 57: 1-220 (BfN, Bonn-Bad Godesberg).
- Schröder, H. (1978): 10 Jahre für eine Insel. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 21: 31-34.
- Schröder, H. (1980): Bemerkenswerte Fischnachweise aus der Ostsee. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 23, 1: 10-15.
- Schröder, H. (1982): Amphibien und Reptilien auf Oie und Kirr. *Meer und Museum* 3: 69.
- Schröder, H. (1986): Über die Tierwelt. In: *Wanderatlas Fischland-Darß.* Berlin - Leipzig: 13-15.
- Schröder, H. (1988): Das Küstenvogelschutzgebiet „Inseln Oie und Kirr“ im Barther Bodden. *Natur und Umwelt* 13: 38-41.
- Schubert, H. (1987): Fluoreszenzverhalten der Cyanobakterien. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.*
- Schubert, H. (2000): Blaualgen - Signale der Nährstoffbelastung der Boddenwasser. In: *Ringvorlesung: Die Boddenwasser - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. Bodden* 10: 43-57.
- Schubert, H. & U. Schiewer (1988): Fluoreszenzverhalten der Cyanobakterien. - *Colloquia Pflanzenphysiol. Humboldt Univ. Berlin* (Hrsg.: Hoffmann, P. & B. Hieke) 12: 157-162.
- Schubert, H., U. Schiewer & T. Walter (1988): Entwicklung und Erprobung eines einfachen Fluoreszenzmeßgerätes für Gewässeruntersuchungen. *Wiss. Univ. Rostock, Math. nat. R.* 37: 85-88.
- Schubert, H., U. Schiewer & E. Tschirner (1989): Fluorescence characteristics of cyanobacteria. *J. Plankton Res.* 11: 353-359.
- Schüler, H. (1985): Induktion der NH_4 -Rhythmik bei Cyanobakterien. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.*
- Schultze, U. & D. Ventz (1971): Physikalisch-chemische Untersuchungen der Wasserbeschaffenheit der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst 1969-1970. *Forschungsbericht, WWD Küste, Stralsund.*
- Schultze, U. & D. Ventz (1972): Physikalisch-chemische Untersuchungen der Wasserbeschaffenheit der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst 1969-1971. *Forschungsbericht, WWD Küste, Stralsund.*
- Schultze, U. & D. Ventz (1973): Physikalisch-chemische Untersuchungen der Wasserbeschaffenheit der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst (Bodden-west) 1972. *Forschungsbericht, WWD Küste, Stralsund.*
- Schulz, F. (1992): Ahrenshoop - Die Geschichte eines Dorfes zwischen Fischland und Darß. Ahrenshoop.
- Schulz, F. (1995): *Im Zeichen der Eule.* Scheunen-Verlag Kückenshagen, 54 S.
- Schulze, G. (1971): Zur Verbreitung der Gammariden (Amphipoda, Crustacea) in den Chara-Wiesen des östlichen Teiles der Darßer Boddenkette. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg* 9: 5-18.
- Schulze, G. & E.-A. Arndt (1971): Zur Verbreitung der Gammariden (Amphipoda, Crustacea) in der Darßer Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 20, 1: 33-47.
- Schulze, G. (1982): Robben in der Darß-Zingster Boddenkette. *Meer und Museum* 3: 66-69.
- Schumann, R. (1989): Analyse von Wechselwirkungen in Pelagialgemeinschaften. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.*
- Schumann, R. (1993): Zur Rolle des Pico- und Nanophytoplanktons im mikrobiellen Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. *Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.*
- Schumann, R. & D. Rentsch (1997): Charakterisierung von Aggregatgrößenklassen in der Sedimentauflage der Kirr-Bucht (Darß-Zingster Boddenkette). *Bodden* 5: 195-206.
- Schumann, R. & D. Rentsch (1998): Staining particulate organic matter with DTAF - a fluorescence dye for carbohydrates and protein: a new approach and application of a 2D image analysis system. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 163: 77-88.
- Schumann, R., D. Rentsch, S. Görs & U. Schiewer (1999): Charakterisierung und Klassifizierung von Aggregaten. In: *Abschlußbericht Verbundprojekt "Ökosystem Boddenwasser - Organismen und Stoffhaushalt (ÖKOBOD)". Bodden* 8, 5-11.
- Schumann, R., S. Sandrock, E. M. Scharf & U. Schiewer (1995): Veränderungen in der Besiedlung des Barther Stro-

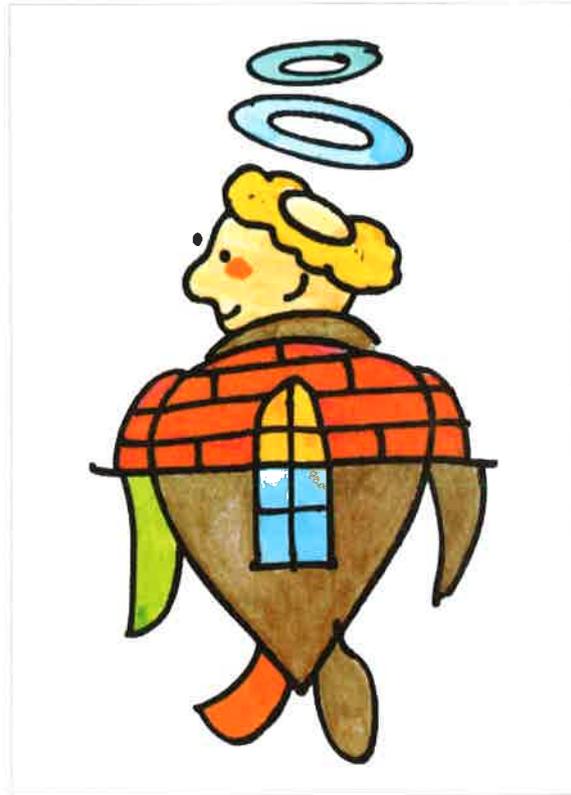
- mes (Darß-Zingster Boddenkette) mit submersen Makrophyten. DGL - Tagungsberichte Bd. 2: 769-773.
- Schumann, R. & U. Schiewer (1994): Influence of abiotic induced phytoplankton changes on protozoan communities from the Darß-Zingst Bodden chain (Germany). *Mar. Microb. Food Webs* 8: 265-282.
- Schumann, R., C. Sievert & U. Schiewer (1992): Structural compositions of pelagic communities in the river Warnow and their changes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 77: 173-185.
- Schuster, E. (1974): Untersuchungen über die nahrungsbiologische Bedeutung des Detritus in eutrophischen Bodden-gewässern. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Schuster, E., P. Spittler & J. A. von Oertzen (1975): Untersuchungen über die trophische Bedeutung von Sedimentdetritus eutropher Küstengewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 30, 4/5: 753-758.
- Schütze, H. (1938): Morphologischer Beitrag zur Entstehung von Darß und Zingst (Ostsee). *Geol. d. Meere und Binnen-gewässer*, 3: 173-200.
- Schwarz, C. (1996): Sedimentqualitäten und Sedimentverteilungen in der Kirr-Bucht der Darß-Zingster Boddenkette - als Grundlage für ökologische Forschungen - als Grundlage für Sanierungsstrategien. Diplomarbeit, Landeskultur und Umweltschutz, Univ. Rostock.
- Schwarz, H. (1976): Untersuchungen zur Nährstofflimitation des Algenwachstums an einer inneren und einer äußeren Station der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Schwarz, S. (1959): Vergleichende Studien an tierischem Netz- und Vollplankton aus Brackwassergebieten der Ostsee. *Zeitschr. f. Fischerei* Bd. 8, H. 4-6: 351-370.
- Schwarz, S. (1960): Zur Crustaceenfauna der Brackwassergebiete Rügens und des Darß (*Acartia tonsa*, *Caligus lacustris*, *Microdeutopus gryllotalpa*). *Hydrobiologia* 16: 293-300, Den Haag.
- Schwarz, S. (1961): Produktionsbiologische Untersuchungen am Zooplankton der Rügenschens, Hiddenseer und Darßer Boddengewässer (1953 bis 1955). I. Ciliaten. *Zeitschr. f. Fischerei* 10: 401-428.
- Schwarz, S. (1961): Produktionsbiologische Untersuchungen am Zooplankton der Rügenschens, Hiddenseer und Darßer Boddengewässer (1953 bis 1955). II. Rotatorien. *Zeitschr. f. Fischerei* 11: 641-672.
- Schwarz, S. (1964): Produktionsbiologische Untersuchungen am Zooplankton der Rügenschens, Hiddenseer und Darßer Boddengewässer (1953 bis 1955). III. Crustaceen. *Zeitschr. f. Fischerei* 12: 13-44.
- Schwarz, S. (1975): Biomasseuntersuchungen am Zooplankton der ostmecklenburgischen Küstengewässer - ein Beitrag zum Eutrophierungsstatus. Teil 1. Zur Biomasse und Hydrodynamik der Darßer Boddenkette. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 3, 3: 227-237.
- Schwarz, S. (1979): Biomasseuntersuchungen am Zooplankton der ostmecklenburgischen Küstengewässer - ein Beitrag zum Eutrophierungsstatus - 10. Einordnung der Küstengewässer und Stellung des Zooplanktons im trophischen System. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 7, 3: 317-324.
- Schwarz, S. (1979): Biomasseuntersuchungen am Zooplankton der ostmecklenburgischen Küstengewässer - ein Beitrag zum Eutrophiestatus - 11. Die Klassifizierung der ostmecklenburgischen Küstengewässer. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 7, 3: 325-336.
- Schwoerbel, J. (1999): Einführung in die Limnologie. 8.Aufl., Stuttgart.
- Seifert, C. & A. Rinn (1993): Nationalpark und Tourismus-Wustrow. Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg - Vorpommern.
- Selig, U., S. Berghoff, A. Lange & G. Schlungbaum (1997): Partikelgrößen abhängige Verteilung von Phosphorfractionen in Sedimenten der Darß-Zingster Boddengewässer. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht, (Frankfurt / Main):* 995-999.
- Seligo, A. (1926): Die Fischerei in den Fließen, Seen und Strandgewässern Mitteleuropas. Stuttgart, Bd. V: 422 S.
- Seneshaw, M. (1995): Der Einfluß der Sedimente auf den Sauerstoffgehalt im Pelagial ausgewählter Oberflächengewässer des Küstenbereiches Mecklenburg-Vorpommerns. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Siegemund, A. (2000): Ionenvariabilitäten in den Übergangsbe-reichen vom limnischen Ökosystem zum Brackwasser im Ostseeküstenbereich Mecklenburg-Vorpommerns - natürliche Funktion anthropogener Prägungen, Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Siegemund, A. & G. Schlungbaum (1999): Ionenanomalien im Salzgehalt der Darß-Zingster Boddengewässer - die Bedeutung der Hauptzuflüsse. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 7: 125-134.
- Siegemund, A. & G. Schlungbaum (2000): Auswirkungen der Landnutzung auf die Ionenspektren in den Küstengewässerflüssen. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock):* 399-403.
- Sierigk, U. (1976): Nahrungsuntersuchungen am Zander (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758), Hecht (*Esox lucius*, Linnaeus 1758) und Flußbarsch (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Sioli, E. (1992): Auswirkungen des Betritts auf die Fauna des Strandanwurfs. *Faunistisch - Ökologische Mitteilungen, Supplement* 13: 9-20.
- Slobodda, S. (1985): Zur Struktur und Dynamik von Bodenverlandungssäumen an der Ostseeküste der DDR unter Berücksichtigung der aktuellen Nutzungsverhältnisse und erhöhter Umweltbelastung. - Tagungsmaterial d. VII. Intern. Symp. Probl. Ökol. Landschaftsforsch. 3, Bratislava Pezinok, Paneel 2, Bd. 3.
- Slobodda, S. (1989): Landschaftsökologische Kennzeichnung und Typisierung von Bodenverlandungsufern an den inneren Seegewässern der DDR unter Einbezug vegetationsökologischer Untersuchungen. *Habilitationsschrift, Geographie, Univ. Greifswald.*
- Slobodda, S. (1991): Die Verlandungsufer an den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns - landschaftsökologische Kennzeichnung und Typisierung im Hinblick auf künftige Nutzungsinteressen. *Pertermanns Geogr. Mitt.* 1/1991: 17-26.
- Smolnik, K. (1920): Merkbuch der Binnenfischerei. Bd. 1, Fischereiförderung GmbH Berlin, Fenter & Nicolaus (Hrsg.), Berlin: 1-449.
- Soldat, C. (1979): Einfluß der Salinität auf das Wachstum isolierter Bakterienstämme aus der Boddenkette südlich des Darß und Zingst. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Sozialministerium M.-V. (2000): Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Herausgeber: Sozialministerium Mecklenburg-Vorpommern.
- Spittler, P. (1976): Beiträge zur Kenntnis der Nahrungsauswahl von Zooplanktern eutropher Küstengewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 25, 3: 305-310.
- Spittler, H. P. & U. Schiewer (1999): On the feeding ecology of ciliates: what size particles do they prefer? *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 7: 65-78.
- Spittler, P., S. Schwarz & W. Schnese (1978): Einige Aspekte der Produktion und des biologischen Umsatzes organischer Materials in Gewässern - eine Literaturübersicht. *Acta Hydro Hydrobiol.* 6: 499-528.
- Sporns, H. (1990): Zur Bedeutung der Darß-Zingster Boddenkette als Limikolenbrutgebiet in den Jahren 1987-1989. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern*, 33: 7-12.
- Staats, K. (1977): Die Mikroalgenbesiedlung der Zuflüsse der Darß-Zingster Boddengewässer. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Stellmach, C. (1978): Untersuchungen über die Verteilung der Phosphor- und Stickstoffkomponenten im Oberflächenwasser, Bodenkontaktwasser, Schlammwasser und Sediment im östlichen Teil der Darß-Zingster Boddengewässer unter spezieller Berücksichtigung der hydrographischen Bedingungen. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Stengl, M. (1976): Untersuchungen zur Sedimentation als Beitrag zur Aufstellung einer Energie- und Stoffbilanz im Ökosystem Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Stengl, M., G. Schlungbaum & J. A. von Oertzen (1980): Untersuchungen zur Sedimentation in der Darß-Zingster Boddenkette - ein Beitrag zur Aufstellung einer Energie- und Stoffbilanz im Ökosystem. Teil 1: Die Bestimmung der Sedimentationsrate und die Erfassung produktionsbiologisch wichtiger Parameter des sedimentierten Materials. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 8, 2: 59-69.
- Stenglin, V. von (1988): Landschaftliche Besonderheiten und

- Gedanken zur Landschaftsgestaltung des Boddenbereiches im Kreis Ribnitz-Damgarten. *Natur und Umwelt* 13: 55-58, Rostock.
- Stiefel, A. (1985 a): Der Zug von DDR-Kiebitzen nach Ringfunden. *Migracii ptic vostochnoi evropy i severnoj asii*, 4, Moskau: 59-81
- Stiefel, A. (1985 b): Der Zug einiger osteuropäischer Brutpopulationen des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*). *Migracii ptic vostochnoi evropy i severnoj asii*, 4, Moskau: 82-97.
- Stiefel, A. (1985 c): Das Zugverhalten in der DDR beringter Rotschenkel (*Tringa totanus*). *Migracii ptic vostochnoi evropy i severnoj asii*, 4, Moskau: 105 - 123.
- Stiefel, A. (1985 d): Der Zug von Kampfläufern (*Philomachus pugnax*) - beringt und gefunden auf DDR-Territorium. *Migracii ptic vostochnoi evropy i severnoj asii*, 4, Moskau: 154-171.
- Stiefel, A. (1985 e): Der Zug in der DDR beringter Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*). *Migracii ptic vostochnoi evropy i severnoj asii*, 4, Moskau: 193-219.
- Stiefel, A. & H. Scheufler (1982): 10 Jahre Betreuung des Küstenvogelschutzgebietes Insel Kirr durch die ornithologische Kulturbundfachgruppe Halle. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 25: 63 - 68.
- Stiefel, A. & H. Scheufler (1984): Der Rotschenkel (*Tringa totanus*). Neue Brehm-Bücherei 562, Wittenberg Lutherstadt.
- Stiefel, A. & H. Scheufler (1989 a): Zur Habitatwahl und Fortpflanzungsstrategie von Rotschenkel und Kampfläufer im Küstenvogelschutzgebiet Insel Kirr. *Beitr. Vogelkd.* 35: 52-56.
- Stiefel, A. & H. Scheufler (1989 b): Der Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*). Neue Brehm-Bücherei 592, Wittenberg Lutherstadt.
- Stiefel, A., & H. Scheufler (1998): 25 Jahre Naturschutzarbeit Hallescher Ornithologen im Küstenvogelschutzgebiet Insel Kirr. *Seevögel* 19, Sonderheft: 4-52.
- Stiefel, A., H. Scheufler & E. Sturmhoefel (1982): Die wissenschaftliche Vogelberingung auf Oie und Kirr und die bisherigen Ergebnisse. *Meer und Museum* 3: 55-64.
- Stiefel, A., C. Stiefel & H. Scheufler (1990): Zwergmöwen brüten auf dem Kirr. *Meer und Museum* 6: 60.
- Stöckel, G., R. Bellstedt & D. Braasch (1993): Zur Wasserkäferfauna der Halbinsel Fischland / Darß / Zingst sowie der Boddeninseln Großer Kirr und Oie. *Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern* 30: 53-57.
- Stodian, J. (1999): Der Eisen- und Mangankreislauf in Bodden-sedimenten unter besonderer Berücksichtigung dissimilatorischer Prozesse. *Dissertation, Biologie, Univ. Greifswald*.
- Stolle, S. (1971): Zur Problematik der Bestimmung von Aminosäuren und Eiweißsubstanzen im Brackwasser. Abschlussarbeit Berufsqualifikation, Biologie, Univ. Rostock.
- Streicher, S. (1964): Das Naturschutzgebiet „Inseln Oie und Kirr“. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 25, 2:14-16.
- Streicher, S. (Hrsg.) et al. (1982): Das Küstenvogelschutzgebiet „Inseln Oie und Kirr“. *Meer und Museum* 3: 72 Seiten.
- Streicher, S. (1982): 20 Jahre Küstenvogelschutz auf den Inseln Oie und Kirr. *Meer und Museum* 3: 2 - 11.
- Struwe, B. & H. W. Nehls (1992): Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung im Januar 1990 an der deutschen Ostseeküste. *Seevögel* 13, 17-28.
- Stückrad, H. & W. Zielke (1994): Auswertung des Naturmeßprogramms in der Darß-Zingster Boddenkette. *Univ. Hannover, Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen. Interner Bericht Nr.-HS/01, Studie i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock*.
- Stückrad, H. & W. Zielke (1994): Ermittlung von Deichhöhen in der Darß-Zingster Boddenkette unter Anwendung eines HN-Modells. *Gutachten i. A. des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern*.
- Stückrad, H. & W. Zielke (1995): Wirkung einer Verbreiterung der Meiningenenge auf den Wasseraustausch zwischen West- und Ostteil der Darß-Zingster Boddenkette. *Gutachten i. A. des Umweltministeriums Mecklenburg-Vorpommern*.
- Studiengesellschaft für Wirtschaft, Umwelt und Verkehr in Mecklenburg-Vorpommern e.V. (1993): Nachweisführung von Möglichkeiten einer wirtschaftlichen und raumverträglichen Entwicklung unter besonderer Berücksichtigung der naturräumlichen Situation im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft für die Gemeinden Zingst, Prerow, Born und Wieck in einem gemeindeübergreifenden Rahmenkonzept (Rahmenplanung Darß-Zingst). *Gutachten i. A. der Gemeindeverwaltung Ostseebad Zingst*.
- Stuhr, J. (1993): Vegetationskartierung von Flächen bei Bliessenrade (M-V). *Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern*.
- Subklew, H. J. (1983): Verarmung der Fischfauna des Greifswalder Boddens seit 1853. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg* 25, 1: 17-19.
- Succow, M. (1981): Die landschaftsökologische Kennzeichnung und Typisierung der Moore der DDR. *Habilitationsschrift, Landwirtschaft, Univ. Berlin*.
- Succow, M. (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Jena: 338 S.
- Succow, M. & L. Jeschke (1986): *Moore in der Landschaft*. Leipzig, Jena, Berlin: 268 S.
- Svazas, S., W. Meissner & H. W. Nehls (1994): Wintering Populations of Goosander (*Mergus merganser*) and Smew (*Mergellus albellus*) at the South Eastern Baltic Coast. *Acta Ornith. Lituanica* 9-10: 56-69.
- Tagungsband „Amphibien in der Agrarlandschaft“ vom 25.10.1998 in Potsdam
- Täuscher, L. (1976): Ökologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos im Zingster Strom der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock*.
- Teubner, J. (1989): Qualitative und quantitative Erfassung submerser Makrophyten 1986/1987 - Luftbildanalyse. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock*.
- TGL 22764 (1981): Nutzung und Schutz der Gewässer: Klassifizierung der Beschaffenheit von Fließgewässern, Fachbereichsstandard. *Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR, März 1981*.
- TGL 27885/01 (1982): Nutzung der Gewässer: Stehende Gewässer (Klassifizierung), Fachbereichsstandard. *Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR, Ausgabe März 1982*.
- Theel, C. (1996): Nutzungskonflikte im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. - Bewertung durch Betroffene und Möglichkeiten zur Lösung. *Diplomarbeit, Geographie, Univ. Bonn*.
- Thiel, R. (1986): Nahrungsökologische Untersuchungen am Barsch (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) und Jungzander (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758), *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock*.
- Thiel, R. (1987): Untersuchungen zur interspezifischen Nahrungskonkurrenz zwischen den Barschen der 0-Gruppe. In: *Physiologie, Biologie und Parasitologie von Nutzfischen*: 154-157.
- Thiel, R. (1987): Untersuchungen zur Nahrungsselektivität juveniler Barsche (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) und Zander (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758). *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math. nat.-R.* 36, 2: 46-49.
- Thiel, R. (1989): Die Ernährungsintensität juveniler Perciden im natürlichen Biotop. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 38, 5: 38-43.
- Thiel, R. (1989): Food resource utilisation and dietary relationship of juvenile perch and pikeperch in a shallow Baltic inlet. *Rapp. P.-v. R un. Cons. int. Explor. Mer.* 190: 133-138.
- Thiel, R. (1990): Untersuchungen zur Ökologie der Jung- und Kleinfischgemeinschaften in einem Boddengewässer der südlichen Ostsee. *Dissertation, Biologie, Univ. Rostock*.
- Thiel, R. (1991): Stoff- und Energieumsatz der Jung- und Kleinfische in Boddengewässern der südlichen Ostsee. *Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes* 52: 45-60.
- Thiel, R. & K. Fadschild (1988): Die Nahrungsbiologie des Flußbarsches (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) in ausgewählten Boddengewässern der DDR-Ostseeküste. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 38, 5: 38-43.
- Thiele, K. (1991): *Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft: Wildbestandsregulierung*. *Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern*.
- Thieme, R. (1978): Untersuchungen zur Kultivierung von *Chara aspera* im Labor aus Bulbillen und Stacklingen. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock*.

- Thienemann, A. (1928): Der Sauerstoff im eutrophen und oligotrophen See. Die Binnengewässer, Bd. IV, Stuttgart.
- Thust, R. (1964): Zur Ökologie der Cladoceren und Copepoden in den Darßer Boddengewässern. *Limnologica* 2, 3: 337-348.
- Tiepolt, L. (1994): Landerschliessung, Landnutzung und Land-erhaltung in der nordwestpommerschen Boddenland-schaft seit 1692. Dissertation, Univ. Rostock.
- Tourismuskonzept (1993): Tourismuskonzept Mecklenburg-Vorpommern - Ziele und Aktionsprogramm. Wirtschaftsministerium Mecklenburg-Vorpommern, 78 Seiten.
- Trahms, O. K. (1939 a): Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackgewässer. - 1. Das Phytoplankton des Großen Jas-munder Boddens. *Arch. Hydrobiol.* 35: 529 - 551.
- Trahms, O. K. (1939 b): Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackgewässer. - 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. *Arch. Hydrobiol.* 36: 1-35.
- Trahms, O. K. (1941): Die Bedeutung des Untergrundes für die Nährstoffregeneration in stark eutrophen Brackgewässern. *Z. f. Fischerei und deren Hilfswiss.* 39, 725-748.
- Trahms, O. K. & K. Stoll (1938): Hydrobiologische und hydro-chemische Untersuchungen in den Rügenschon Bodden-gewässern während der Jahre 1936 und 1937. *Kieler Meersforschungen* 3: 61-98.
- Tremp, D. & G. Wertz (1980): Der Verlauf von Hochwasserer-ignissen in der Boddenkette südlich der Halbinsel Darß-Zingst. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 29, 6: 81-83.
- Tscheuschner, S. (1992): Untersuchungen zur Ökologie eines Barthezufflusses als Beitrag für Renaturierungsmaßnahmen im Einzugsbereich der Barthe im Raum Velgast. Abschlussarbeit im Fernstudium Umweltschutz.
- UBA (1990): Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftspflege in: UBA- Daten zur Umwelt 1988/1989. Sonderausgabe des Umweltbundesamtes, E. Schmidt Verlag Berlin.
- UBA (1990): Daten zur Umwelt 1989/1990, Umweltbundesamt, Berlin.
- Ulbricht, J. (1999): Nahrungsflächen des Kranichs während der Herbstzeit auf Rügen. In: Prange, H., G. Nowald & W. Me-wes (eds.): *Proceedings 3rd European Crane Workshop*: 110-114.
- Umweltamt Landkreis Nordvorpommern (1998): Landschafts-schutzgebiete des Landkreises Nordvorpommern - Infor-mationen der Kreisnaturschutzbehörde.
- Velasco, A. (1989): Nahrungsökologische Untersuchungen an juvenilen Heringen (*Clupea harengus*, Linnaeus 1758). Di-plomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Ventz, D. (1976): Die chemische Wasserbeschaffenheit in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Beiheft 8 zum Mitteilungsblatt der Chemischen Gesellschaft der DDR.; 9, Rostock.
- Vietinghoff, U., P. Holm & W. Schneese (1975): Ein mathematisches Modell für den Zentralteil eines flachen eutrophen Brackwasser-Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 24, 6: 759-765.
- Vietinghoff, U., W. Schneese, R. Espinosa & M.-L. Hubert (1978): Über einige Schwerpunkte der mathematischen Modellierung der Boddenkette südlich von Darß und Zingst. *Abh. d. Akademie d. Wiss. d. DDR.* In: 2. Tagung Umweltbiophysik. Unger, K. und Stöcker, G. (Hrsg.).
- Vietinghoff, U., M.-L. Hubert & W. Schneese (1979): Die ma-thematische Modellierung der Sukzession von Kiesel-, Grün- und Blaualgen in einem flachen, eutrophen Brack-wasser-Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 28, 6: 477-485.
- Vietinghoff, U., G. Ballin, G. Jost, M.-L. Hubert & W. Schneese (1981): Ein mathematisches Teilmodell der Rolle der Mikroorganismen im Wasserkörper des Ökosystems Barther Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 30, 4/5: 53-61.
- Vietinghoff, U., R. Heerkloß, M.L. Hubert & W. Schneese (1981): Ein mathematisches Teilmodell für das Kompartiment Zooplankton-Copepoda des Ökosystems Barther Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 30, 4/5: 63-72.
- Vietinghoff, U., E.-M. Scharf, M. L. Hubert, & W. Schneese (1982): Ein mathematisches Teilmodell des Kompartimen-tes Protazoa-Ciliata im Benthos des Ökosystems Barther Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 31, 6: 79-87.
- Vietinghoff, U., H. Westphal, M. L. Hubert & W. Schneese (1982): Ein mathematisches Modell für das Kompartiment der benthischen Bakterien des Ökosystems Barther Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 31, 6: 75-78.
- Vietinghoff, U., M. L. Hubert, R. Heerkloß, H. Arndt, & W. Schneese (1984): A mathematical model for planktonic Ro-tatoria in the ecosystem of the Barther Bodden (Southern Baltic Sea). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 69: 159-172.
- Voderberg, K. (1955): Die Vegetation der neugeschaffenen In-sel Bock. *Feddes Repert., Beiheft* 135: 232 - 258.
- Voderberg, K. & E. Fröde (1959): Die Vegetationsentwicklung auf der Insel Bock. *Feddes Repertorium, Beiheft* 138.
- Voderberg, K. & E. Fröde (1963): Die Vegetationsentwicklung auf der Insel Bock in den Jahren 1956-1961. *Feddes Re-pert., Bh.* 140: 19 - 26.
- Voderberg, K. & E. Fröde (1967): Abschließende Betrachtung der Vegetationsentwicklung auf der Insel Bock in den Jah-ren 1946-1966. *Feddes Repertorium* 74, 3: 171 - 176.
- Voigt, B. (1988): Aspekte der volkswirtschaftlichen Nutzung der Boddenlandschaft und Erfordernisse ihres Schutzes und ihrer Pflege. *Natur und Umwelt* 13: 13-18.
- Voigt, A. & H. D. Bartenzien (2000): Vorkommen und Aktivität sulfatreduzierender Bakterien in den Sedimenten von Bod-dengewässern. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock)*: 409-413.
- Voigt, A. & H. D. Bartenzien (1997): Die Bedeutung anaerober Prozesse für die Bodden. *Bodden* 5: 207-211.
- Voigt, B. & G. Schlungbaum (1997): Die Sanierung der Bod-denkette - Der ökologisch-ökonomische Nutzen für die Region. - (1) Zur Rolle der ökologischen Voraussetzungen für die wirtschaftliche Entwicklung, - (2) Zur Rolle der Sedi-mente in der Gewässerökologie und ihre Bedeutung für die Gewässersanierung. *Mat. des Symp. "Erschließung al-ternativer Rohstoffquellen, Hafenschlick und Baggergut-aufbereitung"*, Umwelttechnik Messe-Nord Sept. 1997: 18 Seiten.
- Voigtland, B. (1983): Wasserchemismus und Biomasseproduk-tion in Schilfröhrichten und deren Beeinflussung durch Grund- und Boddenwasser. *Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat.* R. 32, 1/2: 113-119.
- Voelkner, M. (1975): Erste Versuche zur Ermittlung der Sedi-mentationsraten in den Boddengewässern und methodi-sche Untersuchungen zur chemischen Charakterisierung der Sedimentzusammensetzung. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Walter, T. (1980): Produktionsbiologische Untersuchungen an *Chara tomentosa* L. in der „Kirr-Bucht“. *Wiss. Z. Univ. Ro-stock, Math.-nat.* R. 29, 4/5: 117-120.
- Walter, T., F. Wronna, A. Waterstraat & G. Schlungbaum (1980): Lichtfeldmessungen an ausgewählten Standorten in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 29, 4/5: 51-53.
- Walter, U. (1988): Zur Parasitofauna von *Stizostedion lucio-perca* aus Boddengewässern der Ostseeküste der DDR. *Angew. Parasitol.* 29: 215-219.
- Wanke, H. (1992): Naturraum "Recknitztal". In: *Jahrbuch 1992 des Heimatverbandes e.V. Ribnitz-Damgarten*: 10-11.
- Wasmund, N. (1978): Produktionsbiologische Untersuchungen am Mikrophytobenthos des Sedimentes im Zingster Strom. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Wasmund, N. (1980): Zur Tagesproduktion des Mikrophyto-benthos. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 29, 4/5: 113-116.
- Wasmund, N. (1980): Über die Tiefenverteilung des Chloro-phyll im Sediment. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 29, 4/5: 121-121.
- Wasmund, N. (1980): Eine einfache Methode zur Gewinnung ungestörter Sedimentkerne für die Bestimmung der Primärproduktion benthischer Kleinalgen. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat.* R. 29, 4/5: 139-140.
- Wasmund, N. (1983): Produktionsbiologische Untersuchungen am Mikrophytenbenthos der Darß-Zingster Boddengewä-ser. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Wasmund, N. (1986): Ecology and bioproduction in the micro-phytobenthos of the chain of shallow inlets (Boddens) south of the Darß-Zingst Peninsula (southern Baltic Sea). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 71: 153-178.
- Wasmund, N. (1986): Die Größe der Primärproduktion im Bar-ther Bodden (südliche Ostsee) unter besonderer Berück-

- sichtigung des Mikrophytobentos. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 35, 5: 22-27.
- Wasmund, N. (1987): Die Primärproduktion des Phytoplanktons im Zingster Strom (südliche Ostsee) in den Jahren 1984-1986. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 36, 2: 17-21.
- Wasmund, N. (1989): Live algae in deep sediment layers. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 74: 589-597.
- Wasmund, N. (1989): Micro-autoradiographic determination of the viability of algae inhabiting deep sediment layers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28: 651-656.
- Wasmund, N. (1990): Characteristics of Phytoplankton in Brackish Waters of different trophic Levels. *Limnologica* 20: 47-51.
- Wasmund, N. (1991): Microautoradiographic determination of the viability of algae in deep sediment layers (abstract). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 3050.
- Wasmund, N. (1992): Temperatur- und Salzgehaltsansprüche von *Scenedesmus abundans* (Kirchn.) Chod. und *Scenedesmus obliquus* (Turp.) Kütz. (Chlorophyceae). *Limnologica* 22: 249-263.
- Wasmund, N. (1993): Der Sauerstoffbedarf des Sediments in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee). *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 1: 47-59.
- Wasmund, N. (1994): Phytoplankton periodicity in a eutrophic coastal water of the Baltic Sea. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 79: 259-285.
- Wasmund, N. (1994): Warum verschwinden die Cyanobakterien? *Wasser und Boden* 46 (Heft 8): 22-24.
- Wasmund, N. (1996): Periodicity and trends in the phytoplankton of a shallow coastal water. *Proceedings of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists*: 63-66.
- Wasmund, N. & R. Börner (1992): Phytoplanktonentwicklung in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wasser und Boden* 44, 10: 643-647.
- Wasmund, N. & R. Heerkloss (1993): Seasonal and long-term succession of phytoplankton in shallow coastal water of the Southern Baltic. *Sea. Studia i Materialy Oceanol.* No. 64: 203-213.
- Wasmund, N. & V. Kell (1991): Characterization of brackish coastal waters of different trophic levels by means of phytoplankton biomass and primary production. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76: 361-370.
- Wasmund, N. & U. Schiewer (1994): Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 2: 41-60.
- Weber, T. P., A. L. Houston & B. J. Ens (1999): Consequences of habitat loss at migratory stopover sites: a theoretical investigation. *J. Avian Biol.* 30: 416-426.
- Wefing, H. (1993): Bestandserfassung und Bewertung der Vegetation der Borner und Neuendorfer Bülden im Saaler Bodden sowie des Salzgraslandes der Borner Kaase. *Gutachten i. A. des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.*
- Wehrs, A. v. (1819): *Der Darß und der Zingst - Ein Beitrag zur Kenntnis von Neuvorpommern.* Hannover.
- Weiss, D. (1990): Ein anwendungsbezogenes Konzept zur Berechnung von Radionuklidkonzentrationen in Ökosystemkompartimenten von Boddengewässern infolge kontinuierlicher und temporärer Ableitungen flüssiger radioaktiver Stoffe aus Kernkraftwerken. *Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.*
- Weiß, R. (1988): Beobachtungen zum Verhalten der Kraniche auf Nahrungsflächen. *Falke* 35: 332-335.
- Westphal, H. (1980): Beiträge zur quantitativen und qualitativen Zusammensetzung der Bakterienflora im Pelagial und Sediment zweier Brackwassergebiete der mittleren Ostsee in den Jahren 1969-1978. *Dissertation, Biologie, Univ. Greifswald.*
- Westphal, H. & G. Gubsch (1973): Der Gesamtkeimgehalt aerober heterotropher Bakterien im Wasser der Darßer Boddenkette nach Untersuchungen mit dem Plattengußverfahren und der MPN-Methode. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1111-1113.
- Westphal, H., G. Ballin & G. Jost (1980): Mikrobiologische Untersuchungen in der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 29, 4/5: 91-93.
- Wiedemann, B. (1985): Simulation des dynamischen Ökosystemmodells Barther Bodden auf dem Digitalrechner unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffkreislaufes als Beitrag zur Ökosystemanalyse der Boddenkette West. *Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.*
- Wierner, R. & B. R. Gurwell (1991): Die Ostseeküste in Mecklenburg-Vorpommern. *Wasser und Boden* 1: 13-16.
- Wiese, G. (1984): Untersuchungen zur Nitratzehrungs-/Denitrifikationsleistung eutropher Brackwasser-Sediment-Systeme unter Einfluß potentieller Störung durch Schwermetallkontamination. *Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.*
- Willer, A. (1933): Vergleichende Untersuchungen an Strandgewässern. *Vert. Intern. Ver. Limnologie* V.
- Winkler, H. M. (1979): Zur morphologischen Charakteristik des Zanders (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758) aus der Darßer Boddenkette und dem Greifswalder Bodden. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 23, 6: 581-584.
- Winkler, H. M. (1980): Untersuchungen zur Fischerei und Biologie des Zanders (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758) in einem hocheutrophen brackigen Küstengewässer der westlichen Ostsee. *Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.*
- Winkler, H. M. (1981): Zur Sicherheit der Altersbestimmung beim Zander an verschiedenen registrierenden Strukturen. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 30: 121-123.
- Winkler, H. M. (1981): Zur Stellung des adulten Zanders (*Stizostedion lucioperca* L.) im Nahrungsgefüge der Darß-Zingster Boddenkette. In: *Mat. Physiologie, Biologie und Parasitologie von Nutzfischen.* Biologie, Univ. Rostock: 163-166.
- Winkler, H. M. (1987): Einige Bemerkungen zur Ernährung des Hechtes (*Esox lucius*, Linnaeus 1758) in den Küstengewässern der DDR. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 36, 2: 53-56.
- Winkler, H. M. (1988): Bemerkungen über den Zustand der Fischfauna der Darß-Zingster Boddenkette sowie zu einigen Tendenzen in der Fischerei. *Natur u. Umwelt. Beiträge Bezirk Rostock, H.* 13: 29-33.
- Winkler, H. M. (1988): Bemerkungen zum aktuellen Zustand der Ichthyofauna der Darß-Zingster Boddenkette. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 37, 5: 25-29.
- Winkler, H. M. (1989): Fische und Fangerträge im Greifswalder Bodden. *Meer und Museum* 5: 52 - 58.
- Winkler, H. M. (1989): The role of predators in fish communities in shallow coastal waters (south-east Baltic Sea - GDR). *Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer.* 190: 125-132.
- Winkler, H. M. (1989): Zur Fischfauna der brackigen Küstengewässer der DDR, Kenntnisstand und Gefährdung. *Arten- u. Biotopschutz für Fische u. Rundmäuler, II. Tagung ZAK Ichthyofaunistik der GNU in Feldberg, Neubrandenburg:* 32-41.
- Winkler, H. M. (1990): Fishery in shallow estuaries of the GDR, possibilities and limitations. *Limnologica* 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. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 3: 413-422.
- Winkler, H. M. (1991): Der Zander (*Stizostedion lucioperca*) in den Ostseerandgewässern, Bestandssituation und Bedeutung der Nahrungsbasis. *Fischerei-Forschung* 29, 3: 100-102.
- Winkler, H. M. (1995): Die Fischfauna des Nationalparks Vorpommersche Boddenlandschaft. *Gutachten im Auftrag des Nationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern.*
- Winkler, H. M. (1996): Peculiarities of fish communities in estuaries of the Baltic Sea; the Darß-Zingster Bodden Chain as an example. *Limnologica* 26, 2: 199-206.
- Winkler, H. M. (2000): Trübe Bodden – trübe Aussichten für Fische? In: Ringvorlesung: Die Boddengewässer - Ökologie eines einzigartigen Lebensraumes. *Bodden* 10: 107-122.
- Winkler, H. M., H. D. Bast & S. Konopka (1990): Die Güster (*Blicca bjoerkna*, Linnaeus 1758) aus Küstengewässern der südlichen Ostsee (DDR), fischereiliche und biologische Aspekte. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 39, 3: 16-22.
- Winkler, H. M., L. Debus & R. Thiel (1989): Bewirtschaftungsstrategie Zander. *Forschungsbericht zum Thema "Fisch und Umwelt", Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.*
- Winkler, H. M., L. Debus, D. Franek & T. Lorenz (1994): Strukturanalyse der Fischgemeinschaft eines typischen Küsten-

- gewässers der südlichen Ostsee. Forschungsabschlußbericht, Biologie, Univ. Rostock (Auftraggeber: BMBF Förderkennzeichen 03F 0027A).
- Winkler, H. M., S. Dibbern, K. Jarmatz & L. Debus (1984): Einige Angaben zum Jungfischauftreten in ausgewählten Gebieten der Darß-Zingster Boddenkette im Zeitraum 1981-1983. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 33, 6: 83-87.
- Winkler, H. M., N. Hamann & A. Waterstraat (1992): Rote Liste der gefährdeten Rundmäuler, Süßwasser- und Wanderfischarten Mecklenburg-Vorpommerns. Umweltministerium M.V. (Hrsg.), Schwerin: 28 S.
- Winkler, H. M., M. Klinkhardt & B. Buuk (1989): Zur Fruchtbarkeit und Reifeentwicklung von Zandern (*Stizostedion lucioperca*, Linnaeus 1758) aus Brackgewässern der südlichen Ostsee. *Wiss. Z. Universität Rostock, Math.-nat. R.* 38, 5: 31-37.
- Winkler, H. M. & S. Konopka (1984): Fischereibiologische Untersuchungen an der Güster (*Blicca björkna*) der Darß-Zingster Boddenkette. Forschungsbericht, Biologie, Univ. Rostock.
- Winkler, H. M. & R. Thiel (1993): Beobachtungen zum aktuellen Vorkommen wenig beachteter Kleinfische an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns (Nordostdeutschland). *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 1: 95-104.
- Winkler, H. M. & T. Thieme (1978): Untersuchungen an den Zanderbeständen der Küstengewässer der DDR. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 27, 4: 439-445.
- Wirtschaftsministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern (1993): Tourismuskonzeption Mecklenburg-Vorpommern, Ziele und Aktionsprogramm. Schwerin.
- Wittenburg, E. & H. Heinrich (1973): Bestimmung der Biomasse und des Detritusanteils bei natürlichen Phytoplankton-Schöpfproben. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1119-1127.
- Wohlfel, H. (1983): Untersuchungen zur Denitrifikationsleistung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone unter besonderer Berücksichtigung der Sedimentqualität und des Temperatureinflusses. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Wohlfel, H., G. Schlungbaum & G. Nausch (1985): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XXIII. Labortests für die Denitrifikationsleistung natürlicher Gewässer. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 34, 6: 41-43.
- Wohlfel, H., G. Schlungbaum & G. Nausch (1986): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. -XXIV. Laborexperimente zur pH-Wertwirkung auf die Denitrifikationsleistung von Gewässersystemen. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 35, 5: 37-39.
- Wolf, F. (1992): Populationsdynamische Charakterisierung der Flußbarschbestände (*Perca fluviatilis*, Linnaeus 1758) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Wolff, D. (1966): Akustische Untersuchungen zur Klapperfischerei und verwandte Methoden. *Z. Fischerei XIV*, 3-4: 277-315.
- Wolff, G. & A. Lindner (1973): Möglichkeiten der Luftbildinterpretation bei der Kartierung des Verlandungsgürtels und der submersen Pflanzengesellschaften in Gewässern mit geringer Sichttiefe. *Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R.* 22, 10: 1135-1140.
- Wolff, G. & A. Lindner (1974): Zur Luftbildinterpretation bei der Kartierung des Verlandungsgürtels und der submersen Pflanzengesellschaften in Gewässern mit geringer Sichttiefe. *Jenaer Rundschau* 19: 182-186.
- Wundsch, H. H. (1968): Briefliche Mitteilung vom 11.11. 68 an Dr. H. Hübel, Hiddensee. 4 Seiten.
- Wünsch, J.-U. (1992): Zur Rolle heterotropher Nanoflagellaten im Ästuarökosystem der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Wüst, G. (1952): Der Wasserhaushalt des Mittelländischen Meeres und der Ostsee in vergleichender Betrachtung. *Riv. Geof. Pura Appl.* 21.
- Wyrтки, K. (1954): Die Schwankungen im Wasserhaushalt der Ostsee. *Dt. Hydrogr. Z.* 7, 3/4: 91-129.
- Yap, H. T., J. A. von Oertzen & U. Schiewer (1987): Effects of turbidity caused by nutrient loading on benthic dynamics. *Continental Shelf Res.* 7: 1439-1444.
- Yousef, M. A. M. (1999): Ökophysiologie von Makrophyten und Epiphyten in Flachwasserökosystemen. Dissertation, Biologie, Univ. Rostock.
- Yousef, M. A. M., A. Küster, H. Schubert & H. von Nordheim (1997): Charakterisierung der Characeenbestände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. *Bodden* 5: 3-23.
- Zarncke, Th. (1997): Generelle Planung des Küstenschutzes in Mecklenburg-Vorpommern. *Schr. R. f. Landschaftspflege und Naturschutz H.* 52: 67-71 (BfN, Bonn- Bad Godesberg).
- Zentrale für die Wasservogelforschung und Feuchtgebietschutz in Deutschland, Forschungsstelle für Ökologie der Wasservögel und Feuchtgebiete, Uni Potsdam, Wasservogelzählkarten 1997-99.
- Zentrale für Ökologie der Wasservögel und Feuchtgebiete (1997): Wasservogelzählkarten 1997-99. Univ. Potsdam.
- Zettler, M. L. (1993): Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in der Darß-Zingster Boddenkette. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Zettler, M. L. (1995): Bericht über das 7. Treffen der malakologischen Arbeitsgruppe Mecklenburg-Vorpommern in Zingst vom 05.-07.05.95. *Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg* 34: 141-143.
- Zettler, M. L. (1995): Erstnachweis von *Gammarus tigrinus* Sexton, 1939 (Crustacea: Amphipoda) in der Darß-Zingster Boddenkette und seine derzeitige Verbreitung an der deutschen Ostseeküste. *Archiv der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg* 34: 137 - 140.
- Zettler, M. L. (1996): Successful establishment of the spionid polychaete, *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), in the Darß-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. *Arch. Fish. Mar. Res.* 43, 3: 273 - 284.
- Zettler, M. L. (1998): Zur Verbreitung der Malacostraca (Crustacea) in den Binnen- und Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern. *Lauterbornia* 32: 49 - 65.
- Zettler, M. L. (2000): Biologische Artenvielfalt in Küstengewässern der Ostsee am Beispiel der Krebse (Malacostraca). *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1999* (Rostock), Tutzing 1: 414-418.
- Zettler, M. L., A. Bick & R. Bochert (1995): Distribution and population dynamics of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in a coastal water of the southern Baltic. *Arch. Fish. Mar. Res.* 42, 3: 209-224.
- Zettler, M. L., R. Bochert & A. Bick. (1994): Röhrenbau und Vertikalverteilung von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, spionidae) in einem inneren Küstengewässer des südliche Ostsee. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 2: 215-225.
- Zhuang, S., H. Schubert & U. Schiewer (1993): Influence of irradiance and temperature on the cyanobacterium *Aphanathece stagnina* SPRENGEL isolated from the Darß-Zingst estuary (Southern Baltic) under continuous turbidostat culture. *Arch. Hydrobiol., Algol. Studies* 70: 51-63.
- Zimmermann, W. (1978): Verbreitungs- und experimentell-ökologische Untersuchungen an *Cordylophora caspia* und *Clara multicornis* der inneren Küstengewässer. Diplomarbeit, Biologie, Univ. Rostock.
- Zimmermann, H., F. Tessedorf & G. Nowald (1999): Artenschutzpolitik in Mecklenburg-Vorpommern unter besonderer Beachtung der Ablenkfütterungen an großen Kranichrastplätzen. In: Prange, H., G. Nowald & W. Mewes (eds.): *Proceedings 3rd European Crane Workshop*: 252-255.



Grafik Feliks Büttner, Rostock

Logo des Deutschen Meeresmuseums zu seinem
50jährigen Bestehen.

Die Jahre 1999 und 2000 der Stiftung Deutsches Meeresmuseum

H. Benke

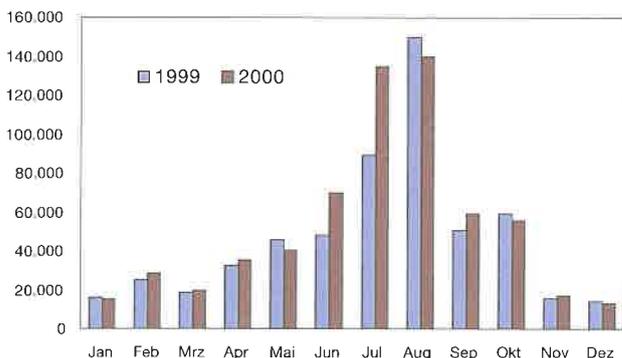
Für die Stiftung Deutsches Meeresmuseum waren 1999 und 2000 nicht nur sehr erfolgreiche Jahre, sondern es wurden in dieser Zeit auch wichtige Grundlagen geschaffen und Weichen gestellt für die weitere Entwicklung des Museums als eine Einrichtung von nationaler Bedeutung mit gesamtstaatlichen Aufgaben. Im Jahr 2000 konnte mit 630.316 Gästen ein neuer Besucherrekord aufgestellt werden.



Bildungsminister Prof. Kauffhold (3. v. l.) stattete am 25. 2. 1999 dem Deutschen Meeresmuseum seinen ersten offiziellen Besuch ab, in Begleitung des Landtagsabgeordneten Dr. Klostermann (Mitte) und Herrn Senator Fröhling (5. v. l.).

Der bisherige Besucherrekord seit der Wende aus dem Jahr 1998 konnte nochmals überboten werden. Diese hohen Besucherzahlen sind ein Beweis für die anhaltend große Attraktivität des Museums. Dies zu bewahren und noch weiter auszubauen, ist eine der wesentlichsten Aufgaben der Museumsmitarbeiter. Ein wichtiges Ereignis hierfür war die Wiedereröffnung der vollkommen restaurierten Nordseeaquarien-Abteilung im Juli 1999. Nach fast zweijähriger Bauzeit kann der Besucher nun moderne, interessante Aquarien in einem sorgfältig restaurierten gotischen Kellergewölbe erleben.

Besucherzahlen in den Berichtsjahren 1999 und 2000.



Nicht nur für das Stammhaus am Katharinenberg in Stralsund, sondern auch für die Außenstelle „NATUREUM Darßer Ort“ waren es erfolgreiche Jahre. Der dort im Jahr 1998 mit über 130.000 Personen aufgestellte Besucherrekord konnte 1999 mit 144.314 und 2000 mit sogar 160.565 Gästen überboten werden. Am 21. 6. 2000 wurde im NATUREUM bereits der millionste Besucher seit Eröffnung dieser Außenstelle am 19. 6. 1991 begrüßt.



Direktoren der vom Bund geförderten „kulturellen Leuchttürme“ sowie Mitarbeiter des Bundesbeauftragten für Angelegenheiten der Kultur und der Medien (BKM) trafen sich zum Erfahrungsaustausch am 7. und 8. 6. 1999 im Deutschen Meeresmuseum und besuchten dabei auch die Außenstelle NATUREUM Darßer Ort.

Eine Weiche für die dringend erforderliche Erweiterung der Ausstellungs- und Sammlungsmöglichkeiten der Stiftung wurde mit der Einweihung der neuen Außenstelle „NAUTINEUM Dänholm Stralsund“ auf dem Gelände des alten Tonnenhofes auf der Insel Dänholm im Strelasund am 1. 6. 1999 gestellt. Unter regem Interesse der Öffentlichkeit wurde auf dem 23 Hektar großen Gelände ein Ausstellungszentrum für Fischerei, Meeresforschung, Hydrographie und Seewasserstraßen eingeweiht. Neben zusätzlicher Ausstellungsfläche konnte weiterer Raum für Sammlun-

gen von Großobjekten, wie Fischereiboote, Großgeräte aus der Meeresforschung und Fischerei sowie große biologische Objekte geschaffen werden. Dies ist wichtig, da das Deutsche Meeresmuseum eine Erweiterung in der Altstadt von Stralsund plant und hierfür schon Exponate für die zukünftigen Ausstellungen sammeln kann. Am 3. 6. 2000 wurde auf dem Gelände des NAUTINEUMs das Besucherzentrum eingeweiht, ein Neubau, der den Eingangsbereich mit Kasse, Museumsshop, Besuchertoiletten und Räumlichkeiten für Sonderausstellungen und Veranstaltungen beherbergt.

Das Deutsche Meeresmuseum befasst sich seit der Wiedervereinigung im Bereich der wissenschaftlichen Öffentlichkeitsarbeit vermehrt mit bundesweit relevanten Themen. Zwei auf diesem Gebiet wichtige Veranstaltungen waren das 5. Podiumsgespräch am 15. 4. 1999 zum Thema „Das europäische Wattenmeer – Naturlandschaft und kultureller Entwicklungsraum“ und das 6. Podiumsgespräch am 23. 3. 2000 mit dem Thema „Ökologische und ökonomische Probleme in der Seefischerei“. Zu den beiden Veranstaltungen konnten renommierte Referenten aus ganz Deutschland gewonnen werden. Die ständig steigenden Teilnehmerzahlen zeigen das zunehmende Interesse an dieser Veranstaltungsreihe.

Ebenso großer Beliebtheit erfreuten sich die jährlich in den Herbstferien stattfindenden „Tage des Meeres“ mit wissenschaftlichen und museumspädagogischen Programmen. Zu der vom 18. bis 22. 10. 1999 dauernden Veranstaltung mit dem Thema „Rund um die nördlichen Meere“ wurden über 11.800 Besucher gezählt, und bei den „Tagen des Meeres: Wissenswertes und Unterhaltsames aus der Schatzkammer Meer“ vom 23. bis 27.10. 2000 waren es 8.186.

Auch in Museen wird der Einsatz von moderner Informationstechnik sowohl in der Ausstellung als auch im wissenschaftlichen und administrativen Bereich immer bedeutender. Mit der Einführung eines individuellen, digitalen, akustischen Führungssystems in der Ausstellung und im Aquarium wird dem Besucher nun die Möglichkeit eingeräumt, mittels eines Gerätes von der Form und Größe eines Handys je nach Wunsch bis zu 2,5 Stunden zusätzliche Informationen über Ausstellungseinheiten und die Tiere in den Aquarien zu erhalten. Dieses System, das unter Projektleitung von Dr. Streicher Ende 1999 entwickelt und im Jahr 2000 im Hause eingeführt wurde, wird von den Besuchern sehr gut angenommen. Mit der Einführung dieses individuellen, akustischen Führungssystems hat das Deutsche Meeresmuseum neue Wege in der Wissensvermittlung beschritten und damit seine Funktion als Bildungseinrichtung wesentlich erweitert.

In der Vergangenheit waren Gruppenführungen in der Ausstellungshalle nur schwer möglich, da es sich hier um einen großen einheitlichen Ausstellungsraum mit einer z. T. hohen Geräuschkulisse handelt, was die Verständigung zwischen der führenden Person und den Gruppenmitgliedern erschwerte. Auch störten die Erläuterungen des Gruppenführers die anderen Museumsbesucher. Mit der Einführung des elektronischen Gruppenführungssystems zu Beginn des Jahres 2000 können nun diese Störungen weitestgehend

vermieden werden. Als zusätzlicher positiver Effekt brauchen die Gruppenmitglieder sich nicht mehr wie bisher stets eng um den Museumsführer zu scharen, um seinen Ausführungen akustisch folgen zu können. Beide Systeme sind miteinander kombinierbar.



Die jährlich stattfindenden und auf zunehmendes Interesse stoßenden Podiumsgespräche zu aktuellen Themen mit renommierten Referenten sind eine wichtige Form der wissenschaftlichen Öffentlichkeitsarbeit. Prof. Dr. K. Reise, Wattenmeerstation des Alfred-Wegener-Instituts, List/Sylt, bei seinem Vortrag.

Mit der Umsetzung der 2. Ausbaustufe des IT-Konzeptes und der Einführung eines EDV-Netzwerkes (Intranet, Internet, Email und Netmeeting) wurden die Voraussetzungen für eine moderne Arbeitswelt geschaffen. Besonders relevant ist dies für den Wissenschaftsbereich, da hiermit nun eine erfolgreiche Kommunikation in der wissenschaftlichen Fachwelt gewährleistet werden kann. Dies ist nach einem Bericht des Wissenschaftsrates der Bundesrepublik Deutschland zur Evaluierung von Museen der Blauen Liste eine fundamentale Voraussetzung zur Erfüllung der Aufgaben eines national bedeutsamen Museums.

Wichtige Bau- und Werterhaltungsmaßnahmen

Nachdem in den Jahren 1997 und 1998 die Sanierung des Daches und der Fassaden der Katharinenhalle durchgeführt wurde, war im Jahr 2000 die Sanierung des Innenraumes der Katharinenhalle die aufwendigs-

te Großmaßnahme. Die Restaurierungsarbeiten beschränkten sich nicht nur darauf, die Flächen aufzufrischen. Neben der statischen Sicherung der Gewölbe wurden 500 von Salzen zerstörte Steine ausgetauscht und über 1.000 Mörtelblomben gesetzt. Es erfolgte eine umfangreiche Untersuchung des Bau- und Fassungsbefundes, bevor nach Absprache mit dem Landeskonservator die mittelalterliche Ausmalung des Innenraumes wie um 1350 wiederhergestellt wurde. Die Sanierung wurde überwiegend über das Denkmalförderprogramm des Bundes finanziert.

Eine weitere für das Erscheinungsbild des Hauses wichtige Baumaßnahme war die schon oben erwähnte Rekonstruktion der Nordseeabteilung des Meeresaquariums im gotischen Keller des Klosters. Nach einer aufwendigen Mauerwerkstrockenlegung und Innenraumsanierung wurden die neuen, sehr attraktiven Aquarien aufgebaut und die hierfür notwendige Technik installiert. Dabei wurde verantwortungsbewusst und sorgsam mit dem historischen Gewölbe umgegangen. Die Aquarienbecken wurden lediglich wie Möbelstücke in den Raum gestellt mit dem Ziel, sie jederzeit leicht entfernen zu können. Der Besucher kann nun seit dem Sommer 1999 in einem beeindruckenden gotischen Kellergewölbe die faszinierende Tier- und Pflanzenwelt der Nordsee erleben.

Neben diesen größeren Baumaßnahmen im Ausstellungsbereich wurden auch ein Reihe von kleineren baulichen und technischen Verbesserungen realisiert, wie der Umbau und die Modernisierung diverser Arbeitsräume sowie die Sanierung der Elektroversorgung und der Notstromversorgung.

Wissenschaftliche Öffentlichkeitsarbeit

Die wissenschaftliche Öffentlichkeitsarbeit ist ein Schwerpunkt der laufenden Arbeit des Deutschen Meeresmuseums. So richtete das Museum bedeutsame Fachtagungen aus, wie z. B. die schon oben erwähnten Podiumsgespräche mit renommierten Fachleuten zu aktuellen Themen. Das Deutsche Meeresmuseum bietet aber auch eine Diskussionsplattform, indem auf der einen Seite auswärtige Wissenschaftler in populärwissenschaftlichen Vorträgen im Meeresmuseum ihre neuesten Erkenntnisse einem breiten Publikum vorstellen; auf der anderen Seite tun dies auch unsere Wissenschaftler an anderen Plätzen in der Welt. Aber nicht nur im Rahmen von Vorträgen und Podiumsgesprächen, sondern auch durch die Veröffentlichung von Publikationen versucht die Stiftung, ihrer Rolle als Vermittler zwischen Wissenschaft und Öffentlichkeit gerecht zu werden. So wurden alle Vorträge der vom DMM organisierten zentralen Vortragsveranstaltung in Deutschland „Die Zukunft des Weltmeeres“, die anlässlich des „Internationalen Jahr des Ozeans“ vom 16. – 18. 4. 1998 in Stralsund abgehalten wurde, in dem 1999 erschienenen Band 15 von „MEER UND MUSEUM“ veröffentlicht. Der danach vorbereitete Band 16 soll einer anderen Tradition dieser Publikationsreihe folgen: Unter dem Titel „Die Darß-Zingster Bodden - Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft“ werden die umfangreichen



Der Neubau des Besucherzentrums im NAUTINEUM Dänholm bietet Räumlichkeiten für Kasse, Museumsshop, Besuchertoiletten, Ausstellungen und Tagungen.



Im Sommer 1999 konnte die Nordsee-Aquarien-Abteilung im historischen Gewölbekeller nach fast zweijähriger Sanierung wieder eröffnet werden.



Der Eingangsbereich des NATUREUM Darßer Ort wurde saniert und neu gestaltet, nachdem beinahe eine Million Besucher diesen Raum seit der Eröffnung im Jahre 1991 passiert hatten.

wissenschaftlichen Studien verschiedener Disziplinen in einem regional begrenzten Gebiet in einer Publikation zusammengefasst und allgemeinverständlich dargestellt. Aufgrund der Fülle der nach langjähriger, intensiver Forschung vorliegenden Untersuchungsergebnisse und der Bedeutung dieser Küstenlandschaft wurde diesem wichtigen Thema quasi ein sehr umfangreicher Doppelband von über 200 Seiten mit 220 Abbildungen gewidmet.

An dieser Stelle ist auch die Veröffentlichung der Bände 6 (1999) und 7 (2000) des durch das Deutsche Meeresmuseum gemeinsam mit der Deutschen Gesellschaft für Meeresforschung herausgegebenen „Historisch-Meereskundlichen Jahrbuches“ zu nennen. Band 6 enthält u. a. Beiträge über die bedeutenden Meeresforscher Lotte Möller und Rudolf Kändler sowie „The correspondence between Fridjof Nansen and Otto Krümel“. In Band 7 wird durch S. A. Gerlach und G. Kortum die Gründung des Instituts für Meereskunde der Universität Kiel umfassend dargestellt und dokumentiert; das Interview mit Klaus Wyrтки, anlässlich seines 75. Geburtstages, gibt einen umfassenden Einblick in das Leben und Wirken eines der weltweit hervorragendsten Ozeanographen.

Der wissenschaftlichen Öffentlichkeitsarbeit dienen verstärkt auch von Mitarbeitern des Deutschen Meeresmuseums erarbeitete und zum Teil an andere Kultureinrichtungen verliehene Sonderausstellungen. In den beiden Berichtsjahren wurden folgende Beiträge erarbeitet:

Die Wanderausstellung „Schweinswale in Not – schützt die heimischen Wale“ wurde wegen ihres Erfolges in zwei Versionen erstellt und gezeigt vom Februar bis Mai 1999 im Nationalparkzentrum „Das Wattenmeerhaus“ in Wilhelmshaven, vom Juni 1999 bis März 2000 im Natureum Niederelbe, Balje bei Cuxhaven, vom 1. 6. bis 31. 8. 1999 im Zoologischen Forschungsinstitut und Museum Alexander König, Bonn, vom November 1999 bis März 2000 im Multimar Wattforum, Tönning, vom 3. 5. bis 30. 9. 2000 im Haus Carolinensiel im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, vom Oktober 2000 bis April 2001 im Zoologischen Museum der Universität in Kiel.

Von der Schweinswalausstellung wurde auf Wunsch der Organisation ASCOBANS (Agreement on Small Cetaceans of the Baltic and North Sea) eine englische Version mit dem Titel „Harbour porpoise in distress!“ erstellt, die am 15. 10. 1999 in den Räumen der Vereinten Nationen in Bonn präsentiert wurde und später von ASCOBANS organisiert in verschiedenen Städten der Länder Belgien, Großbritannien und Polen gezeigt wurde. Weiterhin diente diese Wanderausstellung als Grundlage für die Erstellung einer Dauerausstellung zum Schweinswal der Meeresstation in Hel, Polen. Eine Dokumentation zur Rekonstruktion des Nordsee-Aquariums wurde gezeigt vom 16. 7. bis 24. 10. 1999 im Deutschen Meeresmuseum.

Die Sonderausstellung „Kinder erforschen und entdecken“ wurde in Zusammenarbeit mit Naturschutzgruppen erstellt und vom 7. 11. bis 28. 11. 1999 im Deutschen Meeresmuseum ausgestellt.



Bundestagspräsident Wolfgang Thierse (2. v. l.) eröffnete am 13. 5. 2000 die Sonderausstellung „Ostsee-Küsten“ des Deutschen Meeresmuseums (r. ihr Autor Rolf Reinicke) auf Ihrer ersten Station im Ausland im Litauischen Meeresmuseum in Klaipeda (l. sein Direktor Aloiz Kazsdailis).

Die Foto-Sonderausstellung „Ostsee-Küsten, Landschaften rings um das *mare balticum*“ mit 60 großformatigen Fotos von Rolf Reinicke und ausführlichen naturkundlichen Bildtexten wurde zunächst vom 1. 12. 1999 bis 15. 4. 2000 im Deutschen Meeresmuseum präsentiert. Der Bundestagspräsident Wolfgang Thierse eröffnete am 13. 5. 2000 diese Wanderausstellung auf ihrer ersten Station im Ausland im Litauischen Meeresmuseum in Klaipeda, wo sie bis September 2000 ausgestellt wurde. Danach wurde sie im September/Okttober im Stadtmuseum Ventspils und im November/Dezember im Naturmuseum Lettlands in Riga gezeigt.

Das Deutsche Meeresmuseum präsentierte sich mit einer Ausstellung im Rahmen des Projektes „Stiftungen bauen Brücken“ vom 13. 3. bis 2. 4. 2000 im Landtag von Mecklenburg-Vorpommern und vom 8. 4. bis 3. 5. 2000 in der Hansestadt Greifswald.

Die Sonderausstellung „Motiv Küste“ mit Werken von bildenden Künstlern aus den Sammlungen der Stralsunder Museen wurde in Zusammenarbeit mit dem Kulturhistorischen Museum der Hansestadt Stralsund produziert und vom 17. 11. 2000 bis 14. 1. 2001 im Deutschen Meeresmuseum präsentiert.

Folgende von anderen Einrichtungen erstellte Sonderausstellungen wurden im Deutschen Meeresmuseum gezeigt:

„Korallenriffe. Bedrohte Naturschönheiten“, eine Fotoausstellung des Zentrums für Marine Tropenökologie, Bremen, vom 1. 11. 1998 - 31. 1. 1999;

„Das Wattenmeer“, eine Ausstellung des Forschungsinstitutes und Naturmuseums Senckenberg, Frankfurt/M, vom 12. 2. - 18. 4. 1999;

„Ideen für ein OZEANEUM“, Ergebnisse eines studentischen Wettbewerbes der Gesamthochschule Kassel im Speicher 2 der nördlichen Hafeneinsel, Stralsund, vom 1. - 15. 10. 1999;

„Haie - faszinierende Meeresfische“, eine Poster-Präsentation der Deutschen Elasmobranchier-Gesellschaft, Hamburg, vom 10. 11. 1999 - 15. 4. 2000.



„Wattenmeer“, eine eindrucksvolle Sonderausstellung des Forschungsinstitutes und Naturmuseums Senckenberg, Frankfurt am Main, war auch Thema eines Familiensonntages.

Forschung und Sammlung

Ein besonderer Schwerpunkt der Arbeit des Deutschen Meeresmuseums ist die Forschung. Zum einen wird die traditionell an Naturkundemuseen betriebene Forschung an dem vorhandenen Sammlungsgut durchgeführt. Nur durch die wissenschaftliche Bearbeitung des Sammlungsmaterials durch die Kuratoren wird aus einer Kollektion von Objekten eine wissenschaftlich wertvolle Sammlung. Weiterhin werden, eingebunden in die deutsche Forschungslandschaft, bestimmte wissenschaftliche Untersuchungen in der Ostsee und anderen Gewässern durchgeführt.



Hierzu gehören die durch Mittel des Bundesumweltministeriums finanzierten Voruntersuchungen zum Entwicklungs- und Erprobungsvorhaben „Wiedereinbürgerung der Ostseekegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeregion“. Dieses Projekt war das umfangreichste Forschungsvorhaben des Deutschen Meeresmuseums im Berichtszeitraum. Es wurde von den wissenschaftlichen Mitarbeitern Dr. Jochen Schwarz, Dipl.-Biol. Klaus Harder und Edit Spielmann durchgeführt und im Oktober 2000 abgeschlossen. Nach dieser Studie wäre eine Wiederansiedlung der Ostseekegelrobbe durchführbar und auch erfolgversprechend. Ein Ziel des Projektes war es, die Wiedereinbürgerung der Robbe im Konsens mit allen Interessengruppen durchzuführen. Da sich jedoch der Landesverband der Kutter- und Küstenfi-

scher M.-V. e. V. zum Ende der Voruntersuchungen gegen eine Wiedereinbürgerung ausgesprochen hat, wird es dazu vorerst nicht kommen.

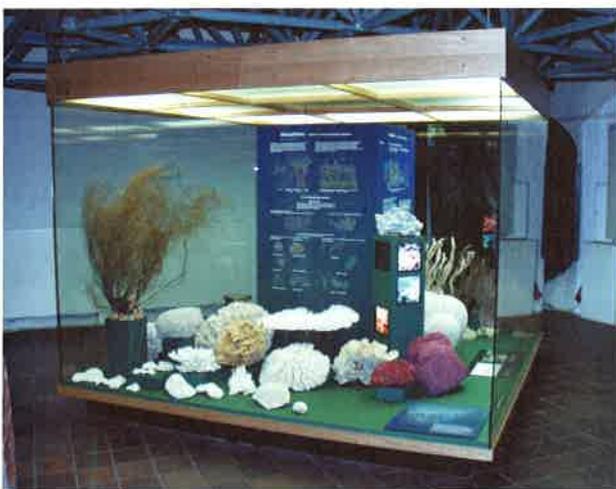
Weiterhin wurden folgende Untersuchungen von den wissenschaftlichen Mitarbeitern durchgeführt: Untersuchungen zu Seepocken unter besonderer Berücksichtigung von *Balanus improvius* (Dipl.-Biol. Ines Podszuck); Teilnahme an dem internationalen Projekt „Conservation and sustainable use of the biodiversity of Socotra Archipelago (Yemen)“ in Zusammenarbeit mit dem Forschungsinstitut und Naturmuseum Senckenberg, Frankfurt/Main (Dr. Götz-B. Reinicke); Molekularbiologische Untersuchungen von genetischen Populationsstrukturen und taxonomischen Beziehungen ausgewählter Taxa von Weichkorallen mit einem Studienaufenthalt in Australien (Dr. Götz-B. Reinicke); Vergleichende Untersuchungen am Sternum von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) (Dipl.-Biol. Gerhard Schulze); Durchführung eines Monitoring von Schweinswalen (*Phocoena phocoena*) in den Gewässern von Mecklenburg-Vorpommern in Kooperation mit der Universität Kiel (Dipl.-Biol. Gerhard Schulze, Dr. Harald Benke, Dipl.-Biol. Klaus Harder); morphometrische Untersuchungen der Schweinswalskelette aus Nord- und Ostsee (Dipl.-Biol. Stefan Huggenberger, Dr. Harald Benke). Bei dem letztgenannten Forschungsvorhaben wurde die Existenz von zwei getrennten Schweinswalpopulationen in der Ostsee nachgewiesen. Dies bedeutet, dass die sehr kleine Population östlich der Darßer Schwelle stark gefährdet ist und eines besonderen Schutzes bedarf.

Die Sammlung konnte um zahlreiche Objekte erweitert werden. Die wichtigsten Zugänge waren: Übernahme von 2 Kleinkuttern und einem Zeesbootumpf; Übernahme von Geräten zur Meeres- und Fischereiforschung von der Bundesforschungsanstalt für Fischerei in Hamburg sowie dem Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) (u. a. erste Multiparametersonde des ehem. Instituts für Meereskunde Warnemünde, Messmast von der Darßer Schwelle des IOW); Übernahme einer Ein-Mann-Druckkammer (Rettungskammer zum Unterwasserlabor „Helgoland“) von der FH Clausthal-Zellerfeld; Beschaffung ausgewählter Fossilien (bes. Fische) in Hinblick auf künftige Ausstellungsvorhaben; Fortsetzung der Aufsammlung von fossilführenden Sedimentärgeschichten von der vorpommerschen Küste, bes. Südostrügen; Ankauf der Sammlung von Herrn Prassek (Krebse, Stachelhäuter und Mollusken, ca. 200 Einzelstücke, gefangen zwischen 1976 und 1980 in West- und Ostafrika, Norwegische Atlantikküste, Island, Färoer und Nordsee); Übernahme von Sammlungsgut von Rudi und Luzinda Enzenroß aus Ravensburg mit insgesamt 1.544 Objekten im Jahr 1999 und 2.716 Objekten im Jahr 2000; Ankauf einer umfangreichen Mollusken-Sammlung (über 2.000 Exemplare) aus dem Nachlass von Lore Wendland, Berlin; Ankauf einer Sammlung von Steinkorallen (*Scleractinia*) von Prof. Dr. Dietrich Kühlmann (Material aus der Sulu-See, Philippinen, Belege von mehr als 100 Arten, zum Teil noch unbeschriebene Arten); Bergung des Skelettmaterials eines Zwergwals; Ankauf des Modells eines Kurrenkahns.



Ein junger Zwergwal wurde am 30. 6. 1999 vor Graal-Müritz tot angeschwemmt und anschließend unter den Augen vieler Besucher im Deutschen Meeresmuseum untersucht und fachgerecht zerlegt.

Als Ergänzung zu dem Korallenriffurm in der Katharinenhalle wurde eine Vitrine in dessen unmittelbarer Nachbarschaft zum Thema Hohltiere neu gestaltet.



Neue Dauerausstellungen

Die Konzeption von Ausstellungen ist ein Schwerpunkt der wissenschaftlichen Arbeit. Die fortlaufend zu aktualisierenden Dauerausstellungen wurden weiter aufgebaut. Folgende Abschnitte wurden in den beiden Berichtsjahren neu gestaltet: „Hohltiere“, „Tiefsee“, „Reusenfischerei“, „Anfänge der DDR-Hochseefischerei“, „Aquakultur“, „Fische wandern zum Laichen ...“, „Arbeitsausstellung Meeresschildkröten“, „Bartwürmer“, „Organismen der Strandregion“. Weiterhin wurden im Ausstellungsraum „Ostseestrand“ folgende Positionen neu installiert: Sandstrand (Flachküste), Kiesstrand (Kreidesteilküste), Feuerstein-Geröllstrand (Kreidesteilküste) und Geschiebe-Geröllstrand (Pleistozän-Steilküste). Das im Raum vorhandene große Jasmund-Relief wurde überarbeitet.

Am Aufbau der Ausstellungsabschnitte waren vor allem beteiligt: Dr. Michael George, Dipl.-Biol. Klaus Harder, Dipl. Ing. Michael Mäuslein, Dipl.-Biol. Ines Podszuck, Dr. Götz-B. Reinicke, Dipl.-Geol. Rolf Reinicke, Dipl.-Biol. Horst Schröder, Dipl.-Biol. Gerhard Schulze, Dr. Dirk Stechmann, Dr. Sonnfried Streicher, Dr. Karl-Heinz Tschiesche und Dr. Harald Benke (wissenschaftliche Exposés), Roland Heppert, Anita Riechert und Inke Wagner (Gestaltung und Grafik), Uwe Beese, Annerose Goldbecher, Jens Heischkel, Volkerhard Heller und Dirk Kwasny (Präparation), Bernd Bruns (Restauration Meereskunde und Fischerei).

Die Meeresaquarien sind eine lebende Ergänzung der Themen der Ausstellung und ein Publikumsmagnet des Museums. Ausgehend von der lokalen Meeresfauna werden in einem ausgewählten Spektrum marine Organismen und Lebensräume der kalten, gemäßigten, subtropischen und tropischen Zonen präsentiert. Mit der Wiedereröffnung der Nordseeabteilung des Meeresaquariums im gotischen Keller des Klosters im Sommer 1999 können nun dem Besucher neue attraktive Aquarien u. a. mit den Themen Hafener-

Im Ausstellungsbereich „Mensch und Meer“ wurde der Themenkomplex „Meeresfische“ mit der Fertigstellung der Vitrine „Fische wandern zum Laichen ...“ abgeschlossen.



becken, Felsküste und Unterwasserlandschaft vor Helgoland sowie ein Flut und Ebbe simulierendes Gezeitenbecken präsentiert werden. In der zweiten Hälfte des Jahres 2000 liefen einige der über 25 Jahre alten und total verschlissenen Aquarien in der Katharinenhalle aus. Dank einer finanziellen Unterstützung durch den Bund konnten alle Aquarienbecken in der Katharinenhalle schnell erneuert werden.

Mit der Einführung des zu Beginn beschriebenen individuellen digitalen Führungssystems in der Ausstellung und im Aquarium wird dem interessierten Besucher nun die Möglichkeit eingeräumt, zusätzliche Informationen über bestimmte Ausstellungseinheiten ganz nach seiner Wahl zu erhalten. Damit wird das Potential der Wissensvermittlung in der Ausstellung erheblich erweitert.

Außenstelle NAUTINEUM Dänholm

Seit der Einweihung der neuen Außenstelle NAUTINEUM Dänholm Stralsund (NDS) des Deutschen Meeresmuseums auf dem Gelände des alten Tonnenhofes auf der Insel Dänholm im Strelasund am 1. 6. 1999 wurde sie stetig und mit finanzieller Unterstützung aus dem EU-Förderprogramm PESCA weiter aufgebaut. Dieses Ausstellungszentrum für Fischerei, Meeresforschung, Hydrographie und Seewasserstraßen erfreut sich auch weiter steigender Beliebtheit. Mit der Einweihung des architektonisch interessanten Besucherzentrums mit Foyer, Besucherempfang (Kasse, Laden), Vortrags-/Sonderausstellungssaal, Seminarraum und Toiletten am 3. 6. 2000 konnten nun die wesentlichen Funktionen für ein Ausstellungszentrum geschaffen werden.

Im Umfeld des Besucherzentrums entstand ein Besucherparkplatz und das Gelände wurde gärtnerisch gestaltet. Weiterhin erfolgte der Um- und Ausbau, die Rekonstruktion und Renovierung der vorhandenen, z. T. maroden technischen Gebäude außerhalb des Besucherbereiches. Dabei erhielten die Verwaltungs-, Magazin-, Lager- und Werkstattgebäude eine neue Fassadengestaltung. Auch die Außenfassade der Ausstellungshalle (ehemals Tonnenhalle) wurde komplett saniert. Deren seitliche Anbauten wurden bereits für die künftigen Ausstellungen „Deutsche Hochseefischerei vor 1945“ und „Der deutsche Walfang“ vorbereitet.

Das Unterwasserlabor „Helgoland“ (UWL) erhielt eine komplette Konservierung der Außenhaut und einen qualitätsvollen Neuanstrich. Diese kostenintensiven Arbeiten konnten mit Mitteln der Sparkasse Hansestadt Stralsund und der Ostdeutschen Sparkassenstiftung realisiert werden. Auch der Nassraum im Inneren des UWL wurde komplett restauriert. Weiterhin erhielten die beiden Großexponate Unterwasser-Schweißkammer und Taucherhilfsfahrzeug »David« eine Grundkonservierung. Die Mittel hierfür stellte die Deutsche Bank, Filiale Stralsund, zur Verfügung. Im Bereich der Wallanlagen wurden die Wege erweitert und es konnte ein attraktiver maritimer Abenteuer-Spielplatz geschaffen werden. Die Freiluftausstellun-

gen, der Fischerschuppen und die Bootsbauerei wurden erweitert und ergänzt.

Außenstelle NATUREUM Darßer Ort

Die Außenstelle NATUREUM Darßer Ort (NDO) im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft erreichte weiterhin eine zunehmend größere Ausstrahlung. Am 21. 6. 2000 konnte hier der millionste Besucher seit Eröffnung dieser Außenstelle am 19. 6. 1991 begrüßt werden. Der Besucherrekord des Jahres 1999 mit 144.314 Gästen wurde bereits im darauf folgenden Jahr 2000 mit 160.565 Gästen gebrochen. Mit diesen hohen Besucherzahlen ist das NDO mit Abstand die am meisten besuchte museale Einrichtung in Nordvorpommern und gehört zu den fünf meist besuchten musealen Einrichtungen im Land Mecklenburg-Vorpommern.

Dieses naturkundliche Ausstellungszentrum am Leuchtturm Darßer Ort liegt an einer der schönsten Stellen der deutschen Küste, mitten im Nationalpark. Zur Darstellung gelangten hier besonders die Vielfalt, Dynamik und Schutzbedürftigkeit der einmaligen Natur und Landschaft auf dem Darß. Im angeschlossenen Meerwasseraquarium kann man viele marine Organismen aus der Ostsee bewundern. Um diese kleine Außenstelle über Jahre attraktiv zu halten, bedarf es jedoch einer steten Verbesserung des Gesamterscheinungsbildes der Einrichtung. So wurde der Besucherempfang (Kasse, Laden) komplett umgestaltet. Dabei wurde der gesamte Eingangsbereich entkernt und großzügig umgebaut. Weiterhin erfolgte in diesem Mehrzweckgebäude der Einbau einer Behindertentoilette, einer Flüssiggas-Heizungsanlage und eines Aufenthaltsraumes für die Mitarbeiter. Die Toilettenanlage im Hauptgebäude wurde umgebaut und erweitert.

Die Ausstellung „Naturraum Darßer Ort“ wurde technisch überarbeitet und verbessert. Für das Freigelände wurden neue Informationstafeln entwickelt und aufgestellt. Die Finanzierung dieser Tafeln erfolgte als Sponsoring durch die Holsten-Brauerei Hamburg. Umfangreiche Geländegestaltungen, Pflege- und Ordnungsarbeiten wurden im Bereich des ehemaligen Leuchtturmwärtergartens im Außenbereich durchgeführt. Dort wurde mit der Anlage eines Feuchtbiotops begonnen und dazu bereits ein Kleingewässer angelegt.

Besucherentwicklung

Die Gesamtbesucherzahlen des Deutschen Meeresmuseums betragen im Berichtszeitraum 566.476 im Jahr 1999 und 630.316 im Jahr 2000. Damit zählt das Deutsche Meeresmuseum zu den wenigen Museen in Deutschland, die Jahr für Jahr über eine halbe Million Besucher aufzuweisen haben. Seit der Wende ist ein steter Anstieg der Besucherzahlen zu verzeichnen. So konnte der Nachwende-Besucherrekord des Jahres 1998 im Jahr 2000 wieder gebrochen werden. Die Besucherzahlen in den einzelnen Monaten der beiden



Zu den „Tagen des Meeres“ 2000 präsentierten sich den Besuchern Einrichtungen, Verbände und Organisationen, die sich um Küstenvogelforschung und -schutz bemühen. (von l. nach r.: I. Podszuck und H. Schröder, DMM, S. Jakobowsky und U. Schneider, Verein Jordsand e. V., H. Sporns, NP Vorp. Boddenlandschaft).

Jahre sind in dem Diagramm (Seite 191) aufgeführt. Daraus ist ersichtlich, dass der Juli und der August die besucherstärksten Monate darstellen, in denen mitunter bis zu 7.000 Gäste täglich das Museum aufsuchten. So wurden allein im Monat August in den beiden Jahren 140.000 Besucher und mehr gezählt. Dies bedeutet extrem hohe Anforderungen für das Kassen- und Aufsichtspersonal. Der Besucheranstieg von ca. 60.000 von 1999 zu 2000 entspricht einem Zuwachs von beinahe 11 %. Er ist zum einen bedingt durch das schlechte Wetter im Sommer des Jahres 2000, zum anderen aber auch durch die gestiegene Attraktivität der Einrichtung.

Verwaltungsrat und Beirat

Die beiden die Stiftung Deutsches Meeresmuseum kontrollierenden bzw. beratenden Gremien sind der Verwaltungsrat und der Beirat. Der Verwaltungsrat setzte sich zum Ende der beiden Berichtsjahre aus folgenden Mitgliedern zusammen:

Staatssekretär Dr. Manfred Hiltner (Vorsitzender, Ministerium für Bildung, Wissenschaft und Kultur des Landes M-V), Senator Wolfgang Fröhling (stellvertretender Vorsitzender, Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund), Dr. Manfred Ackermann (Beauftragter der Bundesregierung für Angelegenheiten der Kultur und der Medien), Prof. Dr. Ernst-Albert Arndt (Vorsitzender des Beirates), Detlef Erbenraut (Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund), LBDiR. Falk Meyer (Vorsitzender des Fördervereins), MdL Karsten Neumann (Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund), Rolf Schuhmann (Bürgerschaft der Hansestadt Stralsund).

Im Beirat der Stiftung gab es im Berichtszeitraum folgende personelle Veränderungen: An Stelle von Herrn Gunther Gerner wurde der neue Direktor des Arbeitsamtes Stralsund, Herr Dr. Jürgen Radloff, in den Beirat bestellt. Herr Reimer Schoof, ehemaliger Präsident



Der 60. Geburtstag des Gestalters des Meeresmuseums, Dipl.-Architekt Roland Heppert, wurde am 18. 10. 2000 würdig gefeiert. Herr Heppert arbeitet seit 30 Jahren für das DMM, und das „Gesicht“ des Museums ist ganz entscheidend sein Verdienst (von l. nach r.: Dr. S. Streicher, Dr. H. Benke, R. Heppert, G. Schulze).

des Landgerichtes, schied aus Altersgründen aus dem Dienst und damit auch aus dem Beirat aus. Für ihn wurde Herr Oberstaatsanwalt Dr. Walter Böttges in den Beirat berufen.

Personelles

Das Deutsche Meeresmuseum hat in den letzten Jahren als „kultureller Leuchtturm“ zunehmend gesamtstaatliche Aufgaben übernommen. Die hohen Besucherzahlen zeigen die erfolgreiche Arbeit des Museums in der Ausstellung. Diese vermehrten Aufgaben müssen jedoch, da die Stiftung überwiegend vom Bund finanziell gefördert wird, mit einem ständig zu reduzierenden festen Mitarbeiterstab bewältigt werden. Dies ist nur möglich, weil das Museum über langjährige, erfahrene Mitarbeiter verfügt, die im höchsten Maße engagiert arbeiten. Für ihre langjährige Tätigkeit am Deutschen Meeresmuseum konnten in dem Berichtszeitraum folgende Mitarbeiter besonders geehrt werden:

Im Jahr 1999

15 Jahre, Jutta Randzio,
10 Jahre, Gerd Bühring,
10 Jahre, Bernd Köster,
10 Jahre, Reiner Mund,
10 Jahre, Hannelore Raschauer,
10 Jahre, Doris Wüstenberg.

Im Jahr 2000

25 Jahre, Horst Schröder,
20 Jahre, Annerose Goldbecher,
20 Jahre, Angelika Vogel,
15 Jahre, Ines Podszuck.

Frau Renate Arndt, Frau Erika Hollstein und Herr Gerd Wolff wurden im Jahr 1999, Frau Margitta Dabergott, Frau Doris Lansky und Frau Doris Seebach wurden im Jahr 2000 in den wohlverdienten Ruhestand versetzt.

Frau Arndt leitete seit dem 1. 9. 1982 die Bibliothek des Meeresmuseums. Mit der Beendigung des Drittmittelforschungsprojektes „Voruntersuchungen zur Wiederansiedlung der Ostsee-Kegelrobbe (*Halichoerus grypus balticus*) in der deutschen Ostseeeregion“ schieden der wissenschaftliche Mitarbeiter Dr. Jochen Schwarz und seine Mitarbeiterin Edit Spielmann aus der Stiftung aus.

Seit dem 1. 1. 2000 arbeitet Herr Peter Reichert als Sachbearbeiter für Foto- und Betriebsarchiv und Dipl. Ing. Michael Mäuslein als Fischereiwissenschaftler am DMM. Für die Planstelle Marketing/Werbung konnte Frau Karin Hellmeier gewonnen werden, die zum 1. 5. 2000 von einem Berliner Immobilienunternehmen an das Deutsche Meeresmuseum wechselte.

Entwicklungs- und Zukunftsplanung

Das Deutsche Meeresmuseum (DMM) steht einer wachsenden nationalen und internationalen Konkurrenz gegenüber. Besonders kommerziell betriebene Einrichtungen wie Sea Life Center oder multifunktionale Erlebniswelten setzen die traditionell gewachsenen Museen und Aquarien zunehmend unter Handlungsdruck.

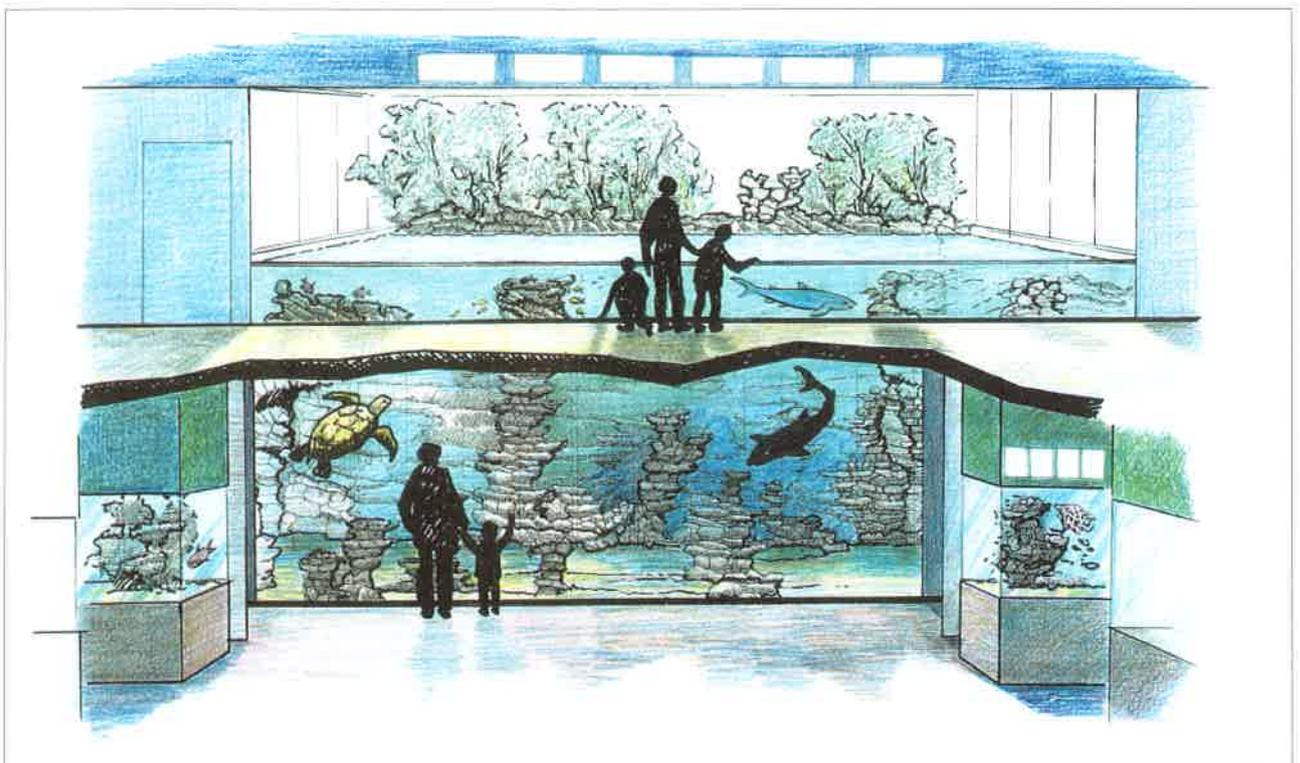
Als meistbesuchtes Museum des Nordens besitzt das Deutsche Meeresmuseum das Potential, sich als hochwertige wissenschaftlich-pädagogische Institution zu behaupten und wegen seines anhaltenden, herausragenden Erfolges weiter zu entfalten. Es benötigt

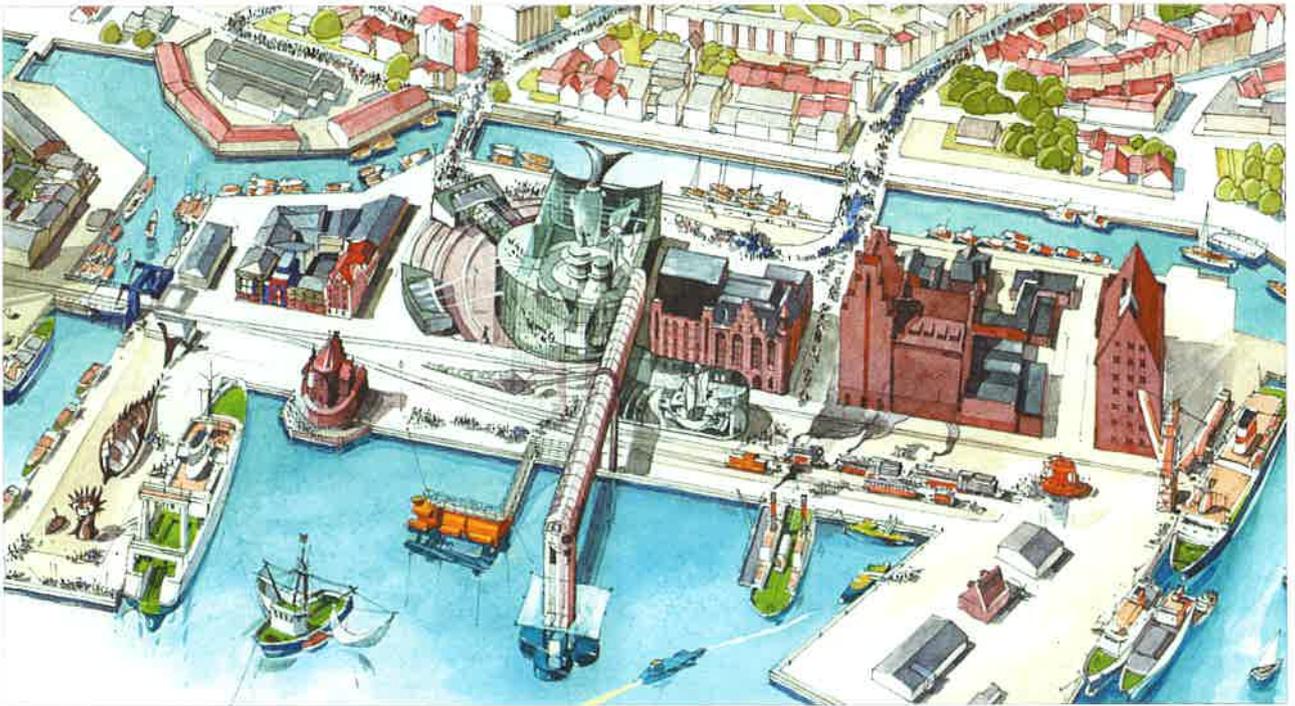
Als letzte große Erweiterung im Tropenaquarium soll ein 300.000 Liter fassendes Seewasserbecken für Meeresschildkröten und Großfische gebaut werden (Grafik: R. Heppert).



Direktor Dr. Harald Benke (rechts) gratuliert OMuR Dr. Sonnfried Streicher, dem Begründer des Meeresmuseums, zu seinem 70. Geburtstag am 4. 11. 1999.

für seine langfristige Existenzsicherung und zur Untermauerung seiner wissenschaftlich-pädagogischen Tätigkeit eine umfangreiche Erweiterung, um sein Profil zu schärfen und seine Ausstrahlung signifikant zu erhöhen. Nur auf diesem Wege wird es langfristig gelingen, sich von der Konkurrenz abzusetzen, die erforderlichen Besucherzahlen und Einnahmen zu realisieren sowie seine Stellung als eine Hauptattraktion





Das OZEANEUM, ein zweites Haus des Deutschen Meeresmuseums in der Altstadt von Stralsund auf der nördlichen Hafensinsel mit großen Kaltwasseraquarien und einer großzügigen Ausstellung zur Meeresforschung und Meereskunde, ist eine neue Vision (Grafik: J. Bertholdt).

der Hansestadt Stralsund und der Region mit dem nachgewiesenen wirtschaftsfördernden Potential zu behaupten.

Ein erster Schritt in diese Richtung ist der weitere Ausbau der neuen Außenstelle NAUTINEUM Dänholm. Diese neue Einrichtung ist nicht nur als eine weitere Außenstelle des Deutschen Meeresmuseums zu sehen, sondern sie bietet auch die Möglichkeit, Großexponate für geplante Erweiterungen zu sammeln.

Der Aquarienbereich im Stammhaus wurde in den vergangenen Jahren durch den Bau weiterer Aquarienbecken kontinuierlich vergrößert. Im Juli 1999 wurde die Nordseeabteilung mit neuen, größeren Aquarien wieder eröffnet. Gegenwärtig wird ein neues 300.000 Liter fassendes Becken für Meeresschildkröten und Großfische konzipiert. Dieses Becken wird das größte und attraktivste im Deutschen Meeresmuseum sein. Finanziert wird der Bau zum größten Teil aus dem Aufbauprogramm „Kultur in den neuen Ländern“ des Bundes sowie von Land und Kommune. Weiterhin sind Mittel von der POMERANIA aus dem Förderprogramm INTERREG III hierfür in Aussicht gestellt worden.

In Zusammenhang mit dem Neubau des Meeresschildkrötenbeckens sollen Räumlichkeiten für eine Museumsgastronomie und Sonderausstellungen geschaffen sowie die verschlissenen Werkstätten erneuert werden. Weiterhin ist der südliche Besucherhof neu zu gestalten.

Das Herzstück des Meeresmuseums ist seine Dauerausstellung. Einige Inszenierungen dieser Ausstellung in der Katharinenhalle sind vor über 25 Jahren installiert worden. Einer der ältesten Ausstellungsbereiche ist hier die Fischereiausstellung in der 1. Etage der Katharinenhalle. Dieser Bereich soll mittels Zuwendungen aus dem Programm PESCA teilweise erneuert werden.

Ein weiterer Entwicklungsschritt des DMM wird die Einbindung der angrenzenden ehemaligen Turnhalle in den Museumskomplex als Eingangsbereich des Museums mit Foyer, Garderobe, Kasse und Museumsshop sein. Die Turnhalle wurde im Sommer 2000 dem Deutschen Meeresmuseum zur Nutzung übergeben. Ein geplanter regionaler Architektenworkshop soll die bestmögliche Form für die Einbindung und Nutzung finden.

Der größte Erweiterungsschritt, der dem Deutschen Meeresmuseum einen international bedeutsamen Status einräumen soll, wird der Bau des OZEANEUMS, eines zweiten Hauses mit großen Kaltwasseraquarien und einer großzügigen Ausstellung zur Meeresforschung und Meereskunde, auf der nördlichen Hafensinsel in Stralsund sein. Im Aquarienbereich des Neubaus soll der Besucher eine Unterwasserreise von der Ostsee, dem Meer vor der Haustür, über Kattegatt, Skagerrak, Nordsee und Nordatlantik bis in die arktische Region machen können. Der museale Bereich wird mit modernen Medien und Großexponaten die internationale Meeresforschung und die durch sie gewonnenen Erkenntnisse vorstellen. An der Konzeption für diesen Erweiterungsbau und der Vorbereitung für einen internationalen Architektenwettbewerb arbeiten z. Z. die Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums mit großem Elan. Die Hansestadt Stralsund hat bereits die für die Erweiterung notwendigen Grundstücke erworben.

Mitarbeiter dieses Bandes

- Peter Allgeyer**, Regionalkoordinator für Fischotterschutz in Nordvorpommern, Dudendorf;
- Dr. Eckhard Anders**, Abteilungsleiter für Aquakultur der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern, Born;
- Prof. Dr. Ernst-Albert Arndt**, ehem. Wissenschaftsbereichsleiter Meeresbiologie der Universität Rostock;
- Dipl.-Chem. Alexander Bachor**, Dezernent für Gewässergüte der Binnen- und Küstengewässer im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow;
- Dr. Henning Baudler**, Leiter der Biologischen Station Zingst, FB Biowissenschaften, Universität Rostock;
- Dr. Harald Benke**, Direktor des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;
- Volker Blüml**, Wiss. Mitarbeiter des Kranich-Informationszentrums (NABU, WWF, Lufthansa), Groß Mohrdorf;
- Dr. Anja Duffek**, Wiss. Mitarbeiterin des Umweltforschungszentrums Halle/Leipzig, Bereich Magdeburg;
- OPhR Gert Graumann**, ehem. Sachgebietsleiter Arten- und Biotopschutz im Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft in Born, Dreschvitz;
- Dipl.-Biol. Klaus Harder**, Wiss. Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;
- PD Dr. Reinhard Heerkloss**, Aquatische Ökologie, FB Biowissenschaften, Universität Rostock;
- Dr. Helmut Hübel**, ehem. Leiter der Biologischen Station Hiddensee der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Kloster;
- Dr. Lebrecht Jeschke**, ehem. Direktor des Landesnationalparkamtes Mecklenburg-Vorpommern in Speck, Greifswald;
- Dipl.-Biol. Mathias Krech**, Doktorand Bereich Angewandte Ökologie, FB Biowissenschaften, Universität Rostock;
- Dipl.-Biol. Bernd Kwiatkowski**, Doktorand Bereich Angewandte Ökologie, FB Biowissenschaften, Universität Rostock;
- Dipl.-Betriebswirt Frank-Peter Lender**, Fachbereichsleiter für Bau, Planung, Umwelt und Kataster des Landkreises Nordvorpommern, Grimmen;
- Dr. Hans Wolfgang Nehls**, Kurator für Vögel u. a., Zoologischer Garten Rostock;
- Dipl.-Betriebswirt Ruth Neumann**, ehem. Mitarbeiterin im Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft in Born, Dreschvitz;
- Dipl.-Biol. Günter Nowald**, Leiter des Kranich-Informationszentrums (NABU, WWF, Lufthansa), Groß Mohrdorf;
- Dr. Andreas Osterland**, Sachbearbeiter für Arten- und Biotopschutz der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Vorpommern, Grimmen;
- Landschaftsökologin Christina Paulson**, Büro für Landschaftsökologie, Aachen;
- Prof. Dr. Hartwig Prange**, Landeskoordinator Kranichrast der BRD, Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg;
- Dipl.-Geol. Rolf Reinicke**, Fachbereichsleiter Meereskunde/Fischerei und Leiter der Außenstellen NATUREUM Darßer Ort und NAUTINEUM Dänholm des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;

- Dipl.-Biol. Simone Röper**, Wiss. Mitarbeiterin des Kranich-Informationszentrums (NABU, WWF, Lufthansa), Groß Mohrdorf;
- Prof. Dr. Horst Scheufler**, stellv. Direktor des Institutes für Humangenetik und Medizinische Biologie der Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg;
- Prof. Dr. Ulrich Schiewer**, Lehrstuhl Ökologie, FB Biowissenschaften, Universität Rostock;
- Prof. Dr. Günter Schlungbaum**, ehem. Bereichsleiter Angewandte Ökologie, FB Biowissenschaften, Universität Rostock;
- Dr. Hans-Jürgen Schönfeldt**, Wiss. Mitarbeiter am Institut für Meteorologie der Universität Leipzig;
- Dipl.-Biol. Christine Schöppe**, Dezernent Küstenlabor im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Stralsund;
- Prof. Dr. Hendrik Schubert**, AG Pflanzenökologie, Institut für Ökologie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald;
- Journalist Friedrich Schulz**, Berlin;
- Dipl.-Biol. Gerhard Schulze**, Wiss. Mitarbeiter des Deutschen Meeresmuseums (DMM), Stralsund;
- Dipl.-Ing. Hartmut Sporns**, Dezernent für Planung und Öffentlichkeitsarbeit im Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft, Born;
- Prof. Dr. Arnd Stiefel**, Leiter des Arbeitsbereiches Orale Strukturbiologie im Zentrum Zahn-Mund-Kieferheilkunde der Martin-Luther-Universität Halle/Wittenberg;
- Dr. Fedor Strahl**, Mitglied der Leitungsgruppe Kranichschutz Deutschland, Burgwedel;
- Prof. Dr. Michael Succow**, Direktor des Botanischen Institutes der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald;
- Dipl.-Ing. Frank Tessendorf**, Mitarbeiter der Abt. Naturschutz des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Güstrow;
- Dipl.-Met. Barnim Thees**, Leiter der Messstelle Zingst des Umweltbundesamtes, Berlin;
- Carl-Albrecht von Treuenfels**, Mitglied der Leitungsgruppe Kranichschutz Deutschland, Frankfurt/M.;
- HS-Ing. Burkhard Voigt**, Fachgebietsleiter der Unteren Wasserbehörde des Landkreises Nordvorpommern, Grimmen;
- Dr. Helmut M. Winkler**, Wiss. Mitarbeiter des FB Biowissenschaften, Allgemeine und Spezielle Zoologie, Universität Rostock;
- Dr. Lothar Wölfel**, Dezernent für Artenschutz im Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Güstrow;
- Dr. Christiane Wolff**, Wiss. Mitarbeiterin im Nationalparkamt Vorpommersche Boddenlandschaft in Born, Vitte;
- Dr. Michael Lothar Zettler**, Wiss. Mitarbeiter des Institutes für Ostseeforschung, Sektion Biologische Meereskunde, Rostock-Warnemünde.

Inhalt

Vorwort	<i>H. Benke</i>	S. 3
Geleitwort	<i>G. Schlungbaum</i>	S. 4
Die Darß-Zingster Bodden - ein junges Gewässersystem in einer noch nicht alten Landschaft	<i>G. Schlungbaum und B. Voigt</i>	S. 5
Wasserhaushalt und Salzgehaltsverhältnisse in den Bodden - ein Vergleich mit anderen Küstengewässern	<i>G. Schlungbaum und H. Baudler</i>	S. 17
Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden - Nährstoffeinträge und Nährstoffbilanzen	<i>G. Schlungbaum, H. Baudler und M. Krech</i>	S. 25
Die Schadstoffsituation in den Bodden - am Beispiel der Schwermetalle ausgewählter Küstengewässer	<i>A. Duffek, G. Schlungbaum und A. Bachor</i>	S. 35
Phytoplankton, Produktivität und Nahrungsnetze	<i>U. Schiewer</i>	S. 39
Blualgen und Stickstoff-Fixierung in den Darß-Zingster Boddengewässern	<i>H. Hübel und Chr. Wolff</i>	S. 46
Unterwasservegetation der Darß-Zingster Bodden	<i>H. Schubert</i>	S. 53
Das Zooplankton der Darß-Zingster Boddenkette	<i>R. Heerkloss</i>	S. 60
Die Bodentierwelt der Darß-Zingster Boddenkette	<i>E.-A. Arndt</i>	S. 65
Schnecken und Muscheln der Darß-Zingster Boddenkette	<i>M. L. Zettler</i>	S. 72
Die Höheren Krebse (Malacostraca) der Darß-Zingster Boddenkette	<i>M. L. Zettler</i>	S. 74
Fischgemeinschaften und Fischerei in den Darß-Zingster Bodden	<i>H. M. Winkler</i>	S. 76
Amphibien und Reptilien der Landschaft an den Darß-Zingster Bodden	<i>A. Osterland</i>	S. 85
Die Boddeninseln Kirr und Barther Oie - Lebensräume für bedrohte Vogelarten zwischen Meer und Festland	<i>A. Stiefel und H. Scheufler</i>	S. 87
Wasser- und Watvögel im Nationalparkgebiet Windwatt Bock und Werder-Inseln	<i>G. Graumann und R. Neumann</i>	S. 96
Die Darß-Zingster Boddenkette als Rastgebiet für Wasservögel	<i>H. W. Nehls</i>	S. 101
Die Vorpommersche Boddenlandschaft - Drehscheibe für den Kranichzug	<i>G. Nowald, S. Röper, V. Blüml und H. Prange</i>	S. 106
Meeressäuger in der Darß-Zingster Boddenkette	<i>K. Harder und G. Schulze</i>	S. 112
Der Fischotter im Bereich der Darß-Zingster Bodden	<i>F. Tessendorf, L. Wölfel und P. Allgeyer</i>	S. 115

Salzgrasländer im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette <i>L. Jeschke und Chr. Paulson</i>	S. 117
Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft <i>L. Jeschke und M. Succow</i>	S. 126
Die Bedeutung der Darß-Zingster Boddengewässer für den Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft <i>H. Sporns</i>	S. 135
Gewässerschutz für die Darß-Zingster Bodden - Erfordernisse und Möglichkeiten <i>G. Schlungbaum, B. Kwiatkowski und M. Krech</i>	S. 137
Die Boddenlandschaft Darß-Zingst - ein Kleinod für den Tourismus <i>G. Schlungbaum, F.-P. Lender, M. Krech und B. Voigt</i>	S. 145
Naturwissenschaftliche Institutionen in der Darß-Zingster Boddenlandschaft	S. 153
Das Nationalparkamt <i>H. Sporns</i>	S. 153
Das NATUREUM Darßer Ort - Außenstelle des Deutschen Meeresmuseums im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft <i>R. Reinicke</i>	S. 154
Die Versuchsanlage Born der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern <i>E. Anders</i>	S. 155
Laborstation Zingst der Universität Rostock - eine Stätte für Lehre, Weiterbildung und Forschung <i>G. Schlungbaum und H. Baudler</i>	S. 156
Die Außenstelle der Universität Leipzig in Zingst, Stätte der Lehre und Forschung <i>H.-J. Schönfeldt</i>	S. 157
Umweltbundesamt - Messstelle Zingst <i>B. Thees</i>	S. 158
Das Kranich-Informationszentrum in Groß Mohrdorf <i>G. Nowald, F. Strahl und C.-A. von Treuenfels</i>	S. 159
Das Küstenlabor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie in Stralsund <i>A. Bachor und Chr. Schöppe</i>	S. 161
Bibliographie der Darß-Zingster Bodden <i>H. Baudler, G. Schlungbaum und F. Schulz</i>	S. 162
Die Jahre 1999 und 2000 der Stiftung Deutsches Meeresmuseum <i>H. Benke</i>	S. 191
Mitarbeiter dieses Bandes	S. 201

Titelfoto:

Am Ostrand des Saaler Boddens liegen die Schilfinseln Borner und Neuendorfer Bülden vor dem Koppelstrom (rechts oben), der sich dann zum Bodstedter Bodden öffnet. Im Hintergrund die Ostsee und der Darß mit der Ortschaft Born an dessen Südufer. Das Festlandufer im Vordergrund liegt zwischen Neuendorf, Neuendorf Heide und Michaelsdorf (Blickrichtung nach Norden).

Rücktitelfoto:

Der größte mitteleuropäische Rastplatz der Kraniche während der Zugzeiten im Frühjahr und Herbst befindet sich im Nationalpark Vorpommersche Boddenlandschaft. Im Oktober kommt es dort zu Ansammlungen von 20.000 bis 40.000 Kranichen, die aus nord- und osteuropäischen Brutgebieten kommen.

In dieser Schriftenreihe sind von 1980 bis 1999 die Bände 1 bis 15 erschienen.
Die Bände 1 bis 4 und 6 sind vergriffen, die übrigen Bände können im DMM bezogen werden.
Ausführliche Informationen zu den einzelnen Bänden im Internet www.meeresmuseum.de



Satelliten-Bildkarte der Darß-Zingster Boddenlandschaft

Fotonachweis

- Allgeyer, P. (1): Seite 116.
Archiv Förderverein NP (1): Seite 86 rechts.
Bahnwart, M. (1): Seite 55 unten.
Baudler, H. (3): Seiten 156, 157, 159.
Bick, A. (2): Seite 70.
Bittner, D. (1): Seite 194.
Brauer, U. (1): Seite 158.
Clausnitzer, U. (1): Seite 150 unten.
Dahlke, S. (1): Seite 51 oben.
Fritzsche, D. (1): Seite 67.
Hollnack, M. (1): Seite 114.
Hoppe, E. (1): Seite 48.
Hübel, H. (8): Seiten 46, 47, 51 unten.
Interflug (1): Seite 125.
Jeschke, L. (18): Seiten 120, 123, 124, 127, 131, 132, 133, 134.
Krug, H. (1): Seite 91 oben.
Kube, J. (5): Seiten 96, 97, 98, 99, 100.
Küster, A. (1): Seite 58.
Martin, B. (1): Seite 45 unten.
Nehls, H. W. (5): Seiten 52, 101, 103, 105.
Nowak, B. (2): Seite 61 a, b.
Nowald, G. (4): Rücktitelfoto, Seite 160.
Osterland, A. (1): Seite 86 links.
Rasche, W. (2): Seite 113.
Reichert, J. P. (5): Seiten 75, 193 Mitte, 196 unten, 198 rechts.
Reinicke, R. (9): Titelfoto, Seiten 10, 15, 150 oben, 152, 154, 191 rechts, 193 oben, unten.
Scheufler, H. (3): Seiten 89, 95.
Schröder, B. (1): Seite 191 links.
Schröder, H. (3): Seiten 192, 195, 196 oben.
Schubert, H. (7): Seiten 45 oben, 54, 55 oben, 57, 59.
Schubert, W. (1): Seite 155.
Schumann, R. (1): Seite 44.
Smarda, J. (2): Seite 50.
Sporns, H. (2): Seiten 135, 153.
Stiefel, A. u. Chr. (7): Seiten 91 unten, 93, 94.
Storm, L. (1): Seite 136.
Telisch, I. (7): Seiten 61 c - g, 62.
Tschiesche, K.-H. (1): Seite 199.
Walther, M. (1): Seite 198 links.
Weber, M. von (1): Seite 161.
Weiß, R. (2): Seiten 106, 110.
Winkler, H. M. (1): Seite 79.
Zettler, M. L. (2): Seite 74.

MEER UND MUSEUM

Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums, Band 16, 2001

Herausgeber:

Dr. rer. nat. Harald Benke

Redaktion, Layout und Gestaltung:

Dipl.- Biologe Horst Schröder und Dr. Sonnfried Streicher

Bezug:

Deutsches Meeresmuseum
Museum für Meereskunde und Fischerei • Aquarium
Katharinenberg 14-20 D 18439 Stralsund

ISSN 0863-1131



DEUTSCHES MEERESMUSEUM



Museum für Meereskunde und Fischerei • Aquarium
Stralsund