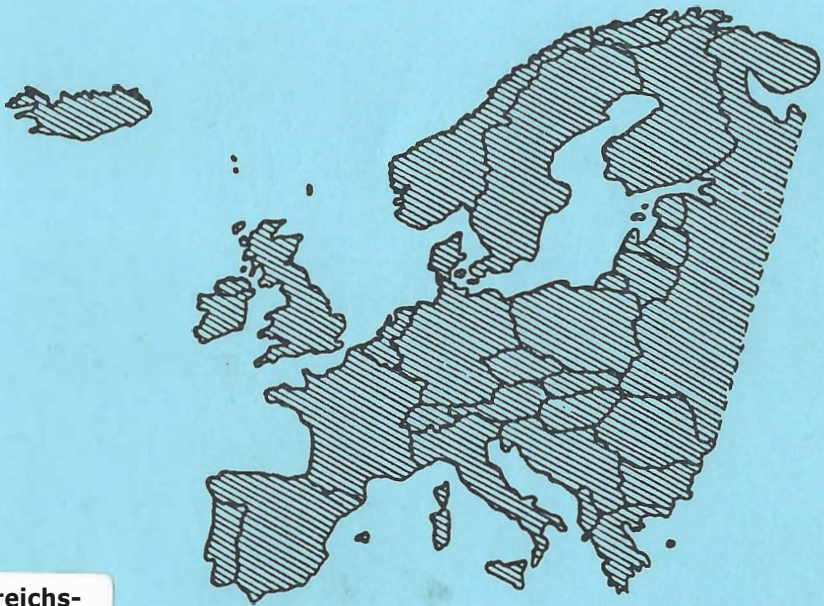


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 8

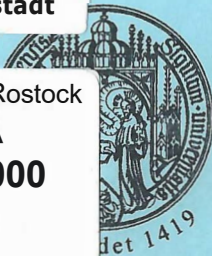


Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

WA
80000

-8



UNIVERSITÄT ROSTOCK

**Rostocker
Meeresbiologische Beiträge**

Heft 8

Universität Rostock
Fachbereich Biowissenschaften
2001

HERAUSGEBER: Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt

VERANTWORTLICHER DIESES HEFTES:

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

REDAKTIONSKOLLEGIUM:

Prof. Dr. habil. Günter Arlt
Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof. Dr. habil. Gerhard Graf
Prof. Dr. habil. Ragnar Kinzelbach
Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

LEKTORAT:

Autorenkorrektur

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE:

Dipl.-Biol. Kristine Schönefeldt

CIP-KURZTITELAUFNahme: Rostocker Meeresbiologische Beiträge/ Universität
Rostock, Fachbereich Biologie. - Rostock

H. 8 -2001.-178 S.

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften, 18051 Rostock.

BEZUGSMÖGLICHKEITEN:

Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock

Universität Rostock
Fachbereich Biowissenschaften
18051 Rostock
Tel. 0381/498-2016
Fax 0381 / 498-20 17

DRUCK:

Universitätsdruckerei Rostock 806-01

Inhalt

	Seite
SCHLUNGBAUM, Günter und BAUDLER, Henning Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff <i>Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie</i>	5
SCHLUNGBAUM, Günter; KWIATKOWSKI, Bernd und KRECH, Mathias Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff <i>Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse - eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie</i>	63
KRECH, Mathias und SCHLUNGBAUM, Günter Leitbilder als Instrumentarien der ökologischen Gewässerentwicklung - Erste Untersuchungen zur Leitbildentwicklung für innere Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste	113
GRUNEWALD, Ralf; SCHLUNGBAUM, Günter; ZERBE, Stefan und VON NORDHEIM, Henning Wreecher See und Neuensier See: Gewässerökologische Untersuchungen an zwei Nebengewässern des Greifswalder Boddens	129
HEERKLOß, Reinhard und BURCKHARDT, Roger Sestonergehalte und Zooplanktonbiomassen an zwei im Trophiegrad unterschiedlichen Boddenstandorten der südlichen Ostsee in den Jahren 1996 und 1997	151
SCHLUNGBAUM, Günter; SCHÖNEFELDT, Kristine; KRECH, Mathias; BOMBA, Irmgard und LUKAS, Adolf 5 Jahre Dauerbetrieb der Zentralen Kläranlage Rostock - Auswirkungen auf das Ökosystem der Unterwarnow und auf die Ostsee	163

Günter SCHLUNGBAUM und Henning BAUDLER

Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff

Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie

Abstract

The postglacial processes 12.000 BP have result in the development of various types of coastal inland waters, including „Förden“ (Flensburg to Rostock), „Bodden“ (Ribnitz-Damgarten to Usedom/ Wollin) and „Haffe“ (Balticum). All these types differ in water depth, in exposition to the open sea and in size of the drainage basin.

Every single type features a distinct ecological situation, due to marked differences in water quality and salinity. The salinity varies greatly within and between the different types of coastal inland waters. Depending on their geographical position, heavy graduations of salinity in time and space have been observed.

1 Die Ostsee und die Vielfalt der Südküste

Die Entwicklung und heutige Prägung der Ostseeküstengewässer steht in engem Zusammenhang mit der Gesamtentwicklung der Ostsee. Die **Ostsee** gehört zu den größten und ökologisch interessantesten **Brackwassergebieten** der Erde. Über die Nordsee ist sie mit dem Atlantischen Ozean verbunden. Sie hat den Charakter eines Nebenmeeres, liegt im humiden Klimabereich und ist im weitesten Sinne mit Wassertiefen meistens geringer als 200 m Bestandteil des Seehelfmeeres. Während die Nordsee schon vor 180 Millionen Jahren ein Seehelfmeer 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. Die Bereiche der südlichen Ostsee wurden vor 18.000 Jahren eisfrei. Während der nun einsetzenden Geschichte hat sich der Charakter dieses Meeres ständig verändert. Der heutige Brackwassertyp hat sich als **Lymnia - Meer** vor 4000 Jahren und der des **Myameeres** erst mit 1.500 Jahren entwickelt (GESSNER, 1957; KÖSTER, 1996). In diesem Zusammenhang spielen die **Salzgehaltsverhältnisse** eine besondere Rolle.

1.1 Die heutigen Salzgehaltsverhältnisse in der Ostsee

Für Brackwässer gilt die Einteilung nach dem **VENEDIG-System** (Tab. 1), die für die Ostsee charakteristischen Salzgehaltsverhältnisse reichen vom (limnischen) oligohalinen bis zum Polyhalinikum. Im Übergangsbereich zur Nordsee liegen die Salzgehalte im unteren Bereich des Euhalinikums.

Tabelle 1 VENEDIG-System der Brackwasserklassifikation

- PSU: 2praktische †alinitäts inheit
- vgl. CASPERS 1959a, 1959b

Bereich	PSU
• Süßwasser (limnisch)	< 0,5
• Brackwasser (mixohalin)	0,5-30
- (mixo)oligohalin	- 0,5 - 5
- β-oligohalin	- 0,5- 3
- α-oligohalin	- 3 - 5
- (mixo)mesohalin	- 5 - 18
- β-mesohalin	- 5 - 10
- α-mesohalin	--10-18
- (mixo)polyhalin	- 18 - 30
• Meerwasser (euhalin)	>30

Damit hat die Ostsee selbst den Charakter eines **Ästuars** moderner Definition, d.h. die Salzgehaltsverhältnisse überspannen in abgestufter Form den gesamten Brackwasserbereich (BOWDEN,1963; CAMERON u. PRITCHARD, 1963 oder SCHLUNGBAUM u. BAUDLER, 1997)- Tab. 2

Tabelle 2 Allgemeine Salzgehaltsverteilung in der Ostsee

- (ohne Extremwerte) in PSU
- Verschiedene Quellen

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

Brackwasser ist immer eine unterschiedliche Mischung von Meerwasser mit Süßwasser. Aufgrund der durch den Salzwasseranteil erhöhten Dichte gegenüber salzärmeren Wassermassen kommt es in der Ostsee zu **Schichtungen** von salzrei-

cherem Tiefenwasser und salzärmeren-Oberflächenwasser (vgl. auch Tab. 2). Die Ausbildung dieser Schichtungen hat für innere Küstengewässer nur Bedeutung wenn größere Wassertiefen vorliegen. Brackwassertypisch ist auch das Auftreten von **lonenanomalien**, d.h. die für das Meerwasser charakteristischen konstanten **lonenrelationen** unterliegen durch den Süßwassereinfluß größeren Abweichungen. Die größten Anomalieerscheinungen treten beim Calcium- und Bicarbonatanteil auf (u.a. **KREMLING**, 1996).

Über die abgestuften Salzgehalte lassen sich die Lebensräume im Brackwasser gut typisieren. Diese Brackwasserverhältnisse in einem dazu noch geologisch äußerst jungen Meeresraum wirken sich bis heute auf die **Artenvielfalt** und damit auf die **ökologische Stabilität** aus. Allgemein sind Brackgewässer durch eine große Artenarmut gekennzeichnet. REMANE (1952) und KINNE (1971) haben die Verteilung der Artenzahlen in Abhängigkeit vom Salzgehalt entsprechend Abb. 1 beschrieben. GERLACH (zitiert in FRIEDRICH, 1965) hat in diese Betrachtungen die Nematodenfauna einbezogen.

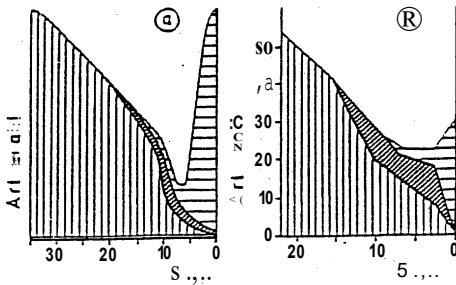


Abb.1

Beziehungen zwischen Artenzahlen und Salzgehalten in der Hydrosphäre

a) nach REMANE, 1952, verallgemeinert von KINNE, 1971
 b) nach Gerlach die Abhängigkeit der Nematodenfauna zitiert in FRIEDRICH, 1965

• aus: SCHNESE u SCHLUNGBAUM; 1991

Die Artenzahlen sind in über viele hundert Millionen Jahre alten Weltozean und im ebenfalls uralten Süßwasser gegenüber dem Brackwasser sehr hoch. Die ökologischen Besonderheiten der Brackwässer zeigen speziell der faunistischen Elemente folgendes:

- einerseits verschwinden limnische Arten schon ab 3 PSU fast völlig,
- andererseits ist auch die marine Fauna bis 4 bis 7 PSU nur noch mit wenigen Arten vertreten.
- genuine **Brackwasserarten**, die ihre optimale Entwicklung unter Brackwasserbedingungen haben, sind aufgrund des jungen geologischen Alters dieses Gewässertyps nur in geringen Zahlen vertreten (in Abb. 1 schräg schraffiert).

Die unter Brackwasserbedingungen vorkommenden Arten sind meist **euryplastisch**, d.h. sie besitzen gegenüber Temperatur, Salzgehalt, Sauerstoffbedingungen usw. hohe aber unterschiedliche Toleranzgrenzen. Brackgewässer sind also **ökologisch hochempfindliche Systeme**. Die aktuellen Salzgehalte haben eine besonde-

re **ökologische Steuerfunktion**. Diese ist entlang am **Salzgehaltsgradienten** der Ostsee und damit auch für jedes Küstengewässer sehr unterschiedlich.

1.2 Die unterschiedlichen Küsten- und Küstengewässertypen im Bereich der südlichen Ostsee

Für die Betrachtung der räumlich unterschiedlichen morphologischen Gestalt der inneren Küstengewässer ist eine nähere Untersuchung der Küstenformen und ihrer Morphogenese erforderlich. Die Charakteristik der vielseitig an der Ostsee verbreiteten Küstengewässer besteht nicht nur durch die räumlich unterschiedlich gegebenen hydrographischen Bedingungen. Ein einzigartiges Zusammenwirken von mehreren Faktoren der Morphologie, der Dynamik und später auch der Ökologie hat im Laufe der Geschichte der Ostsee nach der Eiszeit zum heutigen Erscheinungsbild beigetragen. Nach LAMPE (1996) gehören hier zu den bedeutendsten Faktoren:

- Art und Lagerung des die Küsten aufbauenden Gesteins,
- Erhaltung geologisch alter und Entstehung erdgeschichtlich sehr junger Reliefformen, auch in unterschiedlicher Kombination,
- Relative Bewegungen der Küste gegenüber dem Meeresspiegel, für den Bereich der südlichen Ostsee insbesondere der holozäne Meeresspiegelanstieg.

Für die gesamte südliche Ostseeküste von der dänischen Grenze bis nach Russland ist das Vorherrschen von glazigenem Moränenmaterial, welches vom Inlandeis in unterschiedlich hoher Lage gegenüber dem heutigen Meeresspiegel akkumuliert wurde, von Bedeutung. **Endmoränen** und auch viele **Grundmoränen** liegen deutlich höher als der Meeresspiegel. Dagegen sind Gletscherzungenbecken und Schmelzwassertäler im unterschiedlichen Maß im Zuge des **pleistozänen Meeresspiegelanstiegs** überflutet wurden. Im Ergebnis dieses teilweise Erstickens der Moränenlandschaft wurden nicht nur überflutete Kernländer durch den Meereseinfluss der Abtragung ausgesetzt, sie wurden teilweise auch erheblich zurückverlegt. Als Küstenform herrscht so die Steilküste vor. Das entstandene und auch heute noch entstehende Abbruchmaterial wurde und wird mit der Strömung umverteilt und wieder abgelagert. Erfolgt diese Ablagerung in Buchten, kann es zu deren Auffüllung kommen und der Küstenverlauf ist dann eine Form der **Ausgleichsküste**. Oder über vom Kernland vorgeschobene Sandhaken entsteht durch den weiteren Materialtransport die Haken- oder **Nehrungsküste** (Abb. 2).

Mit diesen Prozessen ist meistens eine Abgrenzung von Meeresteilen verbunden, die dann den Typ der inneren Küstengewässer bilden. Für die südliche Ostsee sollen hier die folgende Küstentypen unterschieden werden:

- **Fördenküste:** Die Förden sind überflutete, schmale und tiefe Zungenbecken im ehemaligen Glazialrelief. Landseitig werden sie von Endmoränen umrahmt. Allgemein bleibt dabei der Küstenausgleich gering (Flensburger Förde, Kieler Förde). Von aufragenden Moränen kann aber auch Abbruchmaterial Buchten abriegeln (z.B. Schlei). Zu den Förden sind auch die Untertrave und die Unterwarnow zu zählen, die aber durch die vorgenannten Vertiefungen der Fahrwässer starke anthropogene Prägung zeigen.

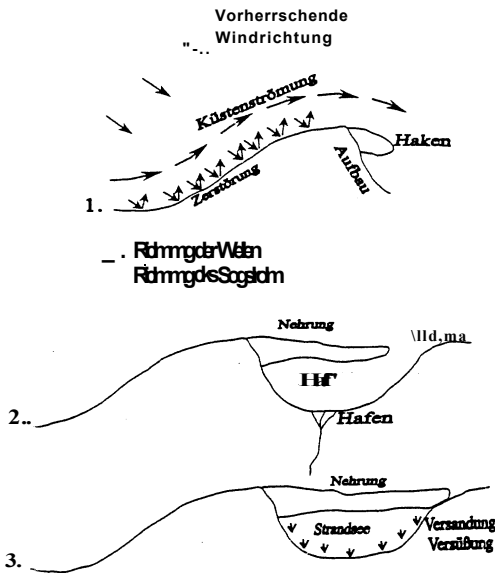


Abb. 2 Bildung einer Haff-Nehrungs-Küste (=Ausgleichsküste)
 1. Materialtransport und Hakenbildung
 2. Haff- und Nehrungsbildung
 3. Übergang zum Strandsee

- **Boddenküste:** Hier ist der Grad des Küstenausgleichs wesentlich größer. Die Bodden in Vorpommern sind breite, aber flache Gletscherzungenbecken oder auch tieferliegende Grundmoränen, die vom Meer bis an die sie umgebenden Hochlagen überflutet wurden, wobei in der ersten Phase Inselkerne (Archipel) entstanden. Mit der Verlangsamung der Transgression vor ca. 6.000 Jahren setzte, ausgehend vom Kernland oder den Inseln, die Bildung von sanft geschwungenen Haken und Nehrungen ein (vgl. Abb. 2), wodurch die Inseln miteinander verbunden wurden. Dabei kam es zur weitgehenden Abriegelung der vorher überfluteten Becken (Darß-Zingster Bodden, Rügener Binnenbodden). Zum Meer zugewandt entstand eine andere Form der Ausgleichsküste. Insgesamt

liegt der Typ der Doppelküste vor. Die Uferzonen der flachen Innengewässer unterliegen der stärkeren Verlandung. Das Oderhaff/Stettiner Haff ist mit den beiden Inselkernen Usedom und Wollin eigentlich ein typischer Bodden.

- **Haff-Nehrungsküste:** Diese Küstenform steht in enger Verwandtschaft zur Boddenküste. Sie tritt am formvollendetsten an den 3 großen Haffen von Weichsel, Nogat/Pregel und Memel mit den dazugehörigen enormen Sandakkumulationen der Putziger (Hel) Frischen und Kurischen Nehrung auf (Abb. 2). Die gewaltigen Sedimentmengen die zum großen Teil aus dem Abbruch benachbarter Kliffe aber auch aus den Frachten der einmündenden Flüsse stammen, wurden nicht nur für den Aufbau und Vortrieb der Nehrungssockel (z.B. Halbinsel Hel mit ca. 60 m mächtigen litorinzeitlichen Ablagerungen) verwendet. Durch Windentwicklung entstanden auch ausgedehnte Dünenmassive (z.B. Kurische Nehrung bis 70 m hoch). Damit stellt die Haff-Nehrungs-Küste zugleich eine **Dünenwalküste** dar. Durch das Wachsen der Nehrungen sind z.B. das Frische und das Kurische Haff bereits weitgehend vom Meer abgetrennt worden.

Weitere Küstentypen an der südlichen Ostsee sind die **Ausgleichsküste** in Nordpolen und die Deltaküste im Weichselmündungsgebiet. Bei der ersteren ist der Küstenausgleichprozeß so weit fortgeschritten, daß ehemalige Meeresrandgewässer schon lange als abgetrennte Strandseen existieren. Dagegen stellt die **Deltaküste** einen besonderen morphologischen Küstentyp dar. Deltas wurden von viel Sediment führenden Flüssen als breiter Übergangsraum zwischen Land und Meer mit Schwemmseln, verlandenden Altwässern und Restseen gebildet. Im Stettiner Haff hat sich im Swinegebiet die besondere Form des Rückflußdeltas gebildet (Kap. 3.10, Abb. 22).

Diese in den einzelnen Bereichen der südlichen Ostsee unterschiedlich aufgetretenen noch immer auftretenden Prozesse der **Küstendynamik** hat zur Herausbildung von drei charakteristischen Formen von **inneren Küstengewässern**, den **Förden**, **Bodden** und **Haffen** geführt.

2 Förden - Bodden - Haffe an der südlichen Ostseeküste

Die so in der nacheiszeitlichen Entwicklung entstandenen unterschiedlichen Typen innerer Küstengewässer zeigen hinsichtlich

- ihrer inneren Morphologie und der Gestaltung des Überganges zur offenen Ostsee
- ihrer Hydrologie, zusammengefaßt als Wasserhaushaltsbilanz
- ihrer Hydrographie (Salzgehaltsverhältnisse) nach Raum und Zeit

große Unterschiede, die nicht nur durch die geographische Lage am Südrand der Ostsee gegeben sind, aber ökologisch zu teilweise ganz unterschiedlichen Lebensräumen geprägt wurden. Letztlich ist jedes innere Küstengewässer ein Unikat in der Ostseelandschaft.

Bei aller Unterschiedlichkeit gibt es eine geographische Ordnung =

- westlicher Teil - **Förden** zwischen Flensburger Förde und Unterwarnow
- mittlerer Teil - **Bodden** zwischen Darß-Zingst und Stettiner Haff/
Oderhaff
- östlicher Teil - **Haffe** im Raum von Polen bis zum Baltikum

Mit Abb. 3 wird die Lage der im Rahmen dieses Beitrages dargestellten inneren Küstengewässer skizziert.

Die wichtigsten geographischen, morphologischen und hydrologischen Angaben können der Tab. 3 entnommen werden.

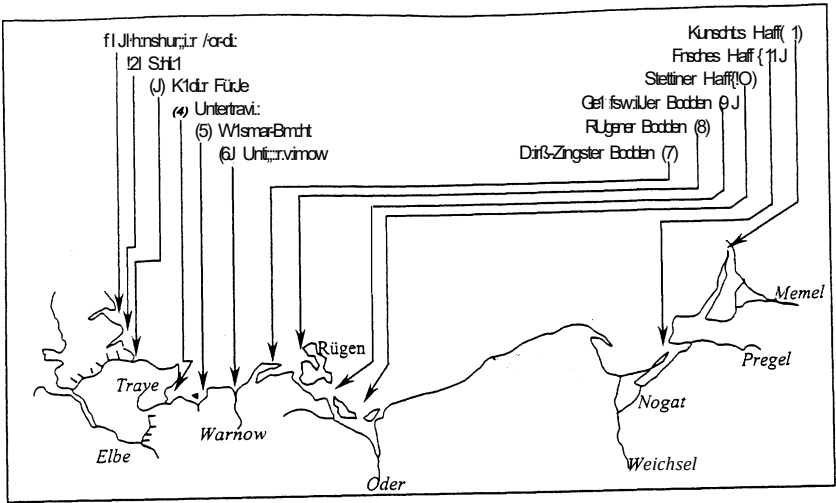


Abb. 3 Lageskizze der Förden, Bodden und Haffe im südlichen Ostseeraum

Tabelle 3 Wichtige morphologische und hydrologische Charakteristika für ausgewählte innere Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste

- verschiedene Quellen, zusammengefaßt bei SCHLUNGBAUM u. BAUDLER, 2000 bzw. HELCOM 7011998
- Bemerkung: Zuflüsse in Deutschland ab 50 km²-Einzugsgebiet

Gewässer/Nebengewässer Geographische Lage	Fläche F (km ²)	Tiefe		Wasser- volumen (10 ⁸ m ³)	Einzugsgebiet (ohne Wasserflächen)	
		mittel (m)	max (m)		Fläche (km ²)	bedeutende Zuflüsse (EZG + Abfluß)
Schleswig-Holstein						
- Flensburger Förde da- von:	ca.330	-	38	4.940	327	-
•Binnenförde/Mittelförde	ca.220		18-	3.400		
- Schlei (incl. Haddebyer und Selker Noor)	54	20	13	60	620	Füsinger Au 243 km ² 14 m ³ /s
						Hüttener Au 63 km ² 0,9 m ³ /s
						Koseler Au 55 km ² 0,8 m ³ /s
- Kieler Förde		11-15	(23)			Schwenline 714 km ² 4,3 m ³ /s (Nord-Ostsee-Kanal)

Gewässer/Nebengewässer Geographische Lage	Fläche F (km ²)	Tiefe		Wasser- volumen (10 ⁶ m ³)	Einzugsgebiet (ohne Wasserflächen)	
		mittel (m)	max (m)		Fläche (km ²)	bedeutende Zuflüsse (EZG + Abfluß)
- Untertrave					1.807	Trave 726 km ² 11 m ³ /s Wakenitz 270 km ² 2,7 m ³ /s Schwartau 223 km ² 2,2 m ³ /s Stepenitz 701 km ² 3,7 m ³ /s
dazu Dassower See EZG Meckl.-Vorpommern	(8)	(2-3)	(4,5)			
Mecklenburg-Vorpommern						
- Wismar - Bucht (incl. Breitung und Salzhaff)	169	ca. 6	12,1	1.014	1.059	Wallensteingraben (Abfluß Schweriner See) 156 km ² 0,8 m ³ /s Heilbach 210 km ² 1,5 m ³ /s Warnow 2.982 km ² 15 m ³ /s Peezer Bach 52 km ² 0,4 m ³ /s
- Unterwarnow	12,5	4	11	46,6	3.222	Recknitz 669 km ² 3,8 m ³ /s Barthe 292 km ² 1,6 m ³ /s Körkwitzer Bach 100 km ² 0,6 m ³ /s Saaler Bach 63 km ² 0,3 m ³ /s
- Darß - Zingster Bodden	197	ca. 2	16,5	397	1.578	- -
- Rügener Binnenbodden	159	ca. 3,5	10,3	553	312	-
- Bodden Rügen/ Hidden-see	171	1,8	7,6	300		
- Strelasund	64,6	3,9	16	253	238	Prohner Bach 72 km ² 1,0 m ³ /s
- Greifswalder Bodden	510	5,8	13,5	2.960	665	Ryck 231 km ² 1,0 m ³ /s Ziese 115 km ² 0,5 m ³ /s
- Peenestrom, incl. Achterw. (= westl. Abfluß Oderhaff)	164	2,6	16	429	5.772	Peene 5110 km ² 24 m ³ /s (Trebel/Tollense)
Deutschl./Polen/Baltikum						
- Stettiner Haff/Oderhaff	660	3,4	8,5	3.310	122.712	D: Uecker 2.401 km ² (Randow) 7,8 m ³ /s Zarow 748 km ² 2,8 m ³ /s P. Oder 118.861 km ² 574 m ³ /s
- Frisches Haff	838	2,6	5,0	2.300	23.439	Nogat, Pregel, Passarge
- Kurisches Haff	1.610	3,7	7,4	6.200	100.458	Memel 97.920 km ² /Neman 664 m ³ /s

Aus der Tab. 3 ist ersichtlich, daß die Größe der inneren Küstengewässer an der ca. 1000 km langen Südküste von etwa 50 km² bis zu 1600 km² reicht. In Abhängigkeit von den Tiefenverhältnissen ergeben sich auch große Unterschiede in den Wasservolumina. Gleiches kann von den Einzugsgebieten und von der Größe der einmündenden Flüsse festgestellt werden. Für die ökologische Prägung der einzelnen Gewässer ist zusätzlich von Bedeutung, daß die Abstufung der genannten Kriterien nicht parallelisiert sind. So reichen z.B. die Verhältnisse von Einzugsgebietgröße zur Gewässergröße von ca. 1 bis ca. 260 (vgl. Tab. 4), was wiederum für die Widerspiegelung von Nutzungen im Einzugsgebiet für die Gewässer von wesentlichem Einfluß ist.

Tabelle 4 Verhältnis der Einzugsgebietgröße zur Gewässerfläche für ausgewählte Küstengewässer nach Tab. 3 / geordnet nach Verhältniszahl

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

Danach ergibt sich für die Unterwamow eindeutig die ungünstigste Situation aus der Wirkung des Einzugsgebietes. Ähnliche Verhältnisse sind bei der Untertrave zu erwarten. Für den Greifswalder Bodden gibt es kaum eine Einzugsgebietwirkung.

21 Stark differenzierte Wasserhaushaltsbilanzen in den inneren Küstengewässern

Neben der unterschiedlichen Entwicklungsgeschichte und der damit zusammenhängenden verschiedenartigen Morphologie ist der Wasserhaushalt in seiner starken Differenzierung nach Raum und Zeit ein wichtiges und grundlegendes Element für die Ökosystemstruktur und Ökosystemdynamik. Der **Süßwasserzufluß** in seiner Größe und Verteilung und der in Abhängigkeit von der Morphometrie mit der jeweils vorgelagerten Ostsee stattfindende Wasseraustausch, als **Einstrom** und **Ausstrom** bezeichnet, bestimmen nicht nur die Salzgehaltsverhältnisse, sondern insgesamt die meisten Biotopfaktoren.

Das Spektrum reicht von sehr großen Süßwasseranteilen an der Wasserbilanz aus unterschiedlich großen Einzugsgebieten bis zu sehr kleinen, vgl. Tab. 1 bzw. Tab. 4. Direkte **Niederschlagseinträge** spielen mit Ausnahme bei den Rügener Binnenbodden und dem Greifswalder Bodden nur eine untergeordnete Rolle.

Die **Wasserhaushaltsbilanzen** der Förden, Bodden und Haffe berücksichtigen folgende Größen:

- Wassergewinn pro Zeiteinheit: $F + E + N$
- Wasserverlust pro Zeiteinheit: $A + V$

(F = Flußwasserzufuhr, E = Einstrom von der Ostsee, A = Ausstrom zur Ostsee, N = Niederschlag, V = Verdunstung - alle pro Zeiteinheit).

Über längere Zeiträume ist die Bilanz zwischen Wassergewinn und Wasserverlust ausgeglichen. In ein inneres Küstengewässer können ein oder mehrere Flußsysteme münden (vgl. auch Tab. 3). Für die Gewässerstruktur ist so nicht nur die Größe des Flußwasseranteils, sondern auch die Verteilung der Flußsysteme von Bedeutung. Der Wasseraustausch mit der Ostsee oder auch der über Verzweigungen 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 salzreiches Tiefenwasser aus der vorgelagerten Ostsee in die Küstengewässer gelangen. So können bezüglich des Wasserhaushaltes 3 **hydrologisch/morphologische Typen** für innere Küstengewässer an der südlichen Ostsee unterschieden werden (Abb. 4).

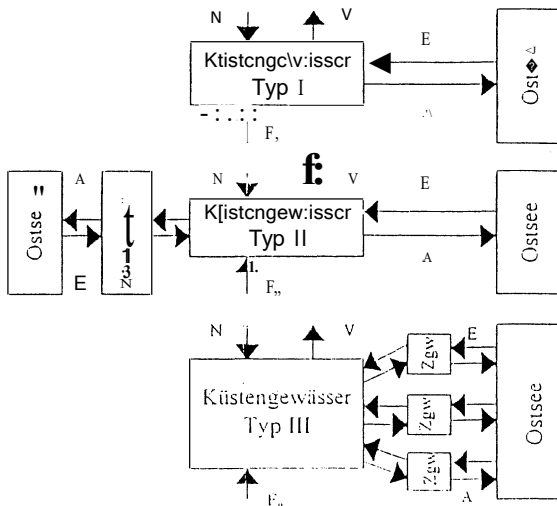


Abb. 4 Hydrologisch-morphologische Küstengewässertypen an der südlichen Ostsee (Zgw = Zwischengewässer/ Übergangszonen z.B. Peenestrom, Swine, Dievenow am Stettiner Haff)

F_n = in alle Typen können bis zu n kleinere oder größere Flüsse münden

Küstengewässertypen

- **Typ Ia:**
(Gewässer mit größeren Wassertiefen und **einer** tieferliegenden Ostsee-
verbindung)
 - **Flensburger Förde**
 - **Kieler Förde**
 - **Untertrave** (mit Einschränkungen)
 - **Unterwarnow** (mit Einschränkungen)
- **Typ Ib:**
(Gewässer mit einer geringen Wassertiefe und **einer** etwas tieferliegenden Ostsee-
verbindung, in der Regel eine flache
Schwelle)
 - **Schlei**
 - **Darß-Zingster Bodden**
 - **Rügener Binnenbodden**
 - **Frisches Haff**
 - **Kurisches Haff**
- **Typ II:**
(mindestens **zwei** Ostseeverbindungen, wobei Zwischengewässer eingelagert sein kön-
nen, unter bestimmten Bedingungen des Wasseraustausches können Durchflußsituationen
entstehen)
 - **Wismar Bucht:** Durch die Insel Poel ist der Zugang zur Ostsee zweigeteilt, ein-
mal westlich Poel und einmal über den Breitling östlich Poel (Nebengewässer:
Salzhaff)
 - **Westrügener Bodden:** Eine Ostseeverbindung besteht am Süden der Insel
Hiddensee (Gellenstrom) und eine am Nordende der Insel (Libben). Durch den
Strelasund ist prinzipiell eine dritte aber indirekt liegende Verbindung möglich.
Hier liegt aber dem Strelasund nachgeschaltet der Greifswalder Bodden. Als
Rückstaugebiet der Westrügener Bodden können die Rügener Binnenbodden
dienen.
 - **Greifswalder Bodden:** Eine große Öffnung zur Ostsee besteht auf der Ostseite
des Boddens und eine über den 26 km langen Strelasund (Westrügener Bodden)
im Westen. Die Zweiteilung ist hier durch die Lage der Insel Rügen gegeben.
- **Typ III:**
Das einzige Beispiel ist mit dem **Stettiner Haff (Oderhaff)** -vgl. Abb. 22 gegeben.
Durch die Inseln Usedom und Wollin wird die Haffverbindung mit der Ostsee über
den langgestreckten **Peenestrom** (Achterwasser als Nebengewässer), die Swine,
bzw. den Swinekanal und die ebenfalls langgestreckte Dievenow hergestellt.

Für ausgewählte Küstengewässer liegen längerzeitige Meßreihen für die Was-
serhaushaltsbilanzen vor (Tab. 5).

Die weitaus größten Flußwasserzufuhren verzeichnen die drei großen Haffe
(Stettiner-, Frisches- und Kurisches Haff). Für den Greifswalder Bodden und die Rü-
gener Binnenbodden ist der Süßwasserzufluß aus dem Einzugsgebiet wesentlich
kleiner als der Niederschlag. Der größte Einstrom von Ostseewasser wird dort er-
mittelt, wo große Öffnungen zur Ostsee bestehen (Greifswalder Bodden, Frisches
Haff und Stettiner Haff). Zu dieser Gewässerkategorie sind 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 Variabilität des Wasserhaushaltes durch die Austauschverhältnisse mit der Ostsee bestimmt (vgl. Tab. 5).

Entsprechend verhalten sich die Wassererneuerungsraten (WE in Tab. 6). Durch die Größe der Wasservolumina (Tab. 3) können erhebliche Differenzierungen beim Bezug der Wassererneuerung auf Flußwasserzufuhr oder die Austauschverhältnisse mit der Ostsee auftreten.

Tabelle 5 Mittlere Wasserhaushaltsbedingungen in ausgewählten Küstengewässern der südlichen Ostsee

- Quellen: (a) Kommission Flensburger Förde, 1980;
- (b) NELLEN, 1974; (c) KÄNDLER, 1953;
- (d) CORRENS, 1979- ergänzt durch MERTINKAT, 1994;
- (e) MIKULSKI, 1966

Küstengewässer	Typ	Datenreihe (Quelle)	$(10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1})$						(%)	
			Wassergewinn			Wasser- verlust		Wasser- gewinn $I = 100$		Wasser- verlust $I = 100$ A
			F	E	N	A	V	F	E	
- Flensburger Förde	I	- (a)	0,21	-	-	-	-	-	-	-
- Schlei	I	- (b)	0,18	-	-	-	-	-	-	-
- Untertrave (ohne Dassower See)	I	- (c)	0,40	-	-	-	-	-	-	-
- Unterwarnow	I	1966-93 (d)	0,62	0,94		1,55		39,4	60,0	99,4
- Darß-Zingster- Bodden	I	1966-98 (d)	0,29	2,76	0,10	3,03	0,14	9,8	86,7	96,1
- Rügener Binnenbodden	I	1966-93 (d)	0,04	3,36	0,08	3,38	0,08	1,0	96,8	97,6
- Greifswalder Bodden	II	1966-93 (d)	0,11	34,62	0,2	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	65,1	32,6	96,7
- Frischer Haff	I	1951-60 (e)	3,62	8,28	0,50	11,78	0,62	29,3	66,7	95,0
- Kurisches Haff	I	1951-60 (el)	22,12	1,93	1,15	24,52	0,68	87,8	7,6	97,3

Die theoretische Wassererneuerung durch Flußwasser ist in der Unterwarnow am größten. Es folgen die drei großen Haffe. Bei den übrigen in Tab. 6 genannten Gewässersysteme liegt die Wassererneuerung pro Jahr zwischen 0.04 und 0.7 mal pro Jahr.

Auch beim Bezug auf den Ostseewassereintrag steht die Unterwarnow mit 20.2 mal pro Jahr weit an der Spitze. Die Verhältnisse in der Untertrave dürften ähnlich sein. Die Folge ist, daß in der Unterwarnow die größten Gradienten in der Verteilung der Wasserkörper über das ganze Gewässer zu erwarten sind. Dagegen sind Gradienten zwischen Süßwasser und Ostseewasser im Kurischen Haff auf den unmittelbaren Mündungsbereich konzentriert, was wiederum mit der Ausweisung des Charakters einen Binnensees übereinstimmt.

Tabelle 6 Durchschnittlicher jährlicher Wasseraustausch (WE = Wassererneuerung) bezogen auf die Hauptbilanzglieder F, E, A

- Gewässer zwischen Unterwarnow und Kurischem Haff
- Synthese aus Tab. 1 und Tab. 4

Küstengewässer	Typ	Wasservolumen 10^6m^3	Flußwasserzufuhr		Einstrom		Ausstrom	
			$10^6 \text{m}^3 \text{a}^{-1}$	WE/a	$10^6 \text{m}^3 \text{a}^{-1}$	WE/a	$10^6 \text{m}^3 \text{a}^{-1}$	WE/a
- Unterwarnow	I	46,6	620	13,3	940	20,2	1.550	33,3
- Darß-Zingster-Bodden	I	397	294	0,7	2.756	6,9	3.029	7,6
- Rügener Bodden	I	553	40	0,07	3.360	6,1	3.380	6,1
- Greifswalder Bodden	I	2.960	110	0,04	34.620	11,7	34.710	11,7
- Stettiner Haff	III	3.310	15.050	4,5	7.560	2,3	22.370	6,8
- Frisches Haff	I	2.300	3.620	1,6	8.280	3,6	11.780	5,1
- Kurisches Haff	I	6.200	22.120	3,6	1.930	0,3	24.520	4,0

2.2 Salzgehaltsverhältnisse in den inneren Küstengewässern

Die Salzgehaltsverhältnisse in den inneren Küstengewässern der Ostsee sind stark abhängig von den jeweiligen **Wasserhaushaltsbedingungen**, d.h. außer dem Einfluß des **Süßwassereintrages** bestimmen die **Wasseraustauschprozesse** mit der Ostsee die grundlegende Verteilung der Wasserkörper. Dabei spielen die morphologischen Daten eine wichtige Rolle. Von besonderer Bedeutung sind die Salzgehaltsverhältnisse in der jeweils vorgelagerten Ostsee (Kap.1.1), so wie die Ostsee enthalten die **Förden, Bodden und Haffe** auch **Brackwasser**, wobei die Abstufungen vom Süßwasser bis zum Salzgehalt der vorgelagerten Ostsee umfassen. Also auch die inneren Küstengewässer entsprechen der **Ästuardefinition** wie sie unter 1.1 bereits diskutiert wurde.

In der Tabelle 7 sind die einzelnen inneren Küstengewässer mit ihren durchschnittlichen Salzgehalten entlang dem Salzgradienten der vorgelagerten Ostsee aufgeführt.

So sind auch für die inneren Küstengewässer große raum- / zeitliche Variabilitäten bezüglich des Salzgehaltes und der Salzgehaltsverteilung zu diskutieren. Die nachfolgende Übersicht demonstriert zusammenfassend die Verhältnisse zwischen den einzelnen Küstengewässern und der unmittelbar beeinflussenden Ostsee. Für diesen Vergleich wurden u.a. die folgend aufgeführten weiteren Kriterien berücksichtigt:

- bei tieferen Gewässern eine Differenzierung des Salzgehaltes nach Oberfläche (O) und Tiefe (T),
- das Vorhandensein einer Bodenschwelle im Übergangsbereich zur Ostsee,
- das mögliche Auftreten einer Schichtung.

Tabelle 7 Charakteristische Salzgehaltsdifferenzierungen mit die inneren Küstengewässer entlang am Salzgehaltgradienten der Ostsee
 " Angaben in PSU
 O = Obarflädhe T = Tiefe KS = keine Schichtung

Satigradient! Ostsee (Obetlildle) P&U	Küsta;ngewä;ser mit rriax, T. bz:l. Tiill am Ob>gang zur Ostsee	Bo(Jen- SchWlilfe + l -	PSU	1;orgelag1.rtes T1lllgebiet der Ostsee mit salz:m;ttal	Ob\$11- Großraum- Qelli<Smil 8aZ61llM11
15 • 23 l 13 • 20 ↓ r 11 ♦ 7 - 12 ↓ ♦.. 7-9 l 6-8	Ftensorg.,r Ffüae (bös 38 m tief) Scillei (Senken bis 13 m) IHefer Förtle (Senl.en bis 20 m) Uriteltrave (10 bis 18 m) Wismar Bucht (ohne Salzhafl) (Senken bis 10 m) Unterwamow (bis 15 m) Darfß - Zingster Bodden Westrügenger Bodden (7 bis 8 m) Rügenger Binnenbodden (o. Kleinen Jasmunder B.) (bis 10 m tief) Greifswalder Bodden (bis 13 m) Stettiner Hafl (ohne Peenestrom) (bis 8 m) Frisches Hafl (bis 5 m) Kurisches Hafl (bis 7 m)	• " (5 m) + (17m) • + (5 m) - + (5 m) • • + Ost + West - - - -	Q,,: 15-22 T=:20-38 Q ; 5.9 T" H1 • tß 0,, 15-22 T = 20-25 O > tJ,S• 12 T=13-11!1 0 = ~ 11 T = bis 24 0 = 0,5 - 18 T = bis 20 O/T=0,5 - 12 KS O/T = 8 - 10 KS O/T = 7 - 11 KS O/T = 6 - 8 KS O/T = 0,5 - 5 KS O/T = 0,5 - 7 KS O/T= 0,5- 5 KS	Beltsee O = 15-2:l T" 20-28 Kieler Sucht O"•13-20 T - bis 25 " - Lm:tecker Budnt O = 13-15 T = bis 25 Mecklenb. Bucht 0 = ~ 11 T = bis 25 Arkonasee 0 = 7-12 T = 12 - 21 " - " - Oderbucht 7-9 östl. Gotlandsee 0 = 6-8 T = 6-8	Beltsea 0" 15 • 23 T = 20 • 28 Arkonasee 0 = 7-12 T = 12 - 21 ö. Gotlands. 0 = 6-8 T = 6-8 +

3 Fallstudien für ausgewählte innere Küstengewässer der südlichen Ostsee (entsprechend Abb. 3)

3.1 Flensburger Förde (in Abb. 3 = Nr. 1)

- vgl. auch Abschnitt Fördenküste in Kap. 2

- Quellen und weiterführende Literatur:

BABENERD und ZEITZSCHEL (1985), Gemeinsames Komitee Flensburger Förde (1974) (1980), GRIPP (1949), KÄNDLER (1953) (1956) (1963), KÖSTER (1958), SCHLUNGBAUM (2000)

Das Relief der Flensburger Förde ist eine typisch eiszeitlich entstandene und tief in das Land eingeschnittene Talrinne (Abb. 5), die mit dem Meeresspiegelanstieg überflutet wurde.



Abb. 5 Skizze der Flensburger Förde

Gliederung:

- Innenförde oder Schwellenförde: Flensburg bis Holnis
- Holnis-Enge mit einer auf 1Dm aufragenden Schwelle
- Mittelförde: Holnis-Enge bis Neukirchen / Kragesand
- Außenförde: eigentlich Charakter einer Ostseebuch!

Für die Abgrenzung der Förde werden verschiedene Meinungen diskutiert. In den großen Abmessungen reicht die Förde von Flensburg bis zum Übergang zur Ostsee am Breitengrund und umfaßt eine Fläche von ca. 330 km² mit einem Wasservolumen von ca. 4.940 x 10⁶ m³. In einer anderen Betrachtung reicht der eigentliche Fördencharakter etwa bis zur Linie Neukirchen - Kragesand. Die dem Meer zugewandten Teile (=Außenförde) entsprechen mehr den Bedingungen einer Bucht, wobei auch

hier kleinere Förden als Nebengewässer zu finden sind. Das innere Gebiet zwischen Flensburg und Holnis-Enge wird als **Innenförde** bezeichnet. Sie ist eine **Schwellenförde**, die nach außen über eine 1,3 km breite Öffnung mit Tiefen von ca. 10 m mit der **Mittelförde** in Verbindung steht. Die größten Tiefen der Innenförde betragen 18 - 20 m und die Breite allgemein 3 km. Die Innenförde hat ein Wasservolumen von ca. $300 \times 10^6 \text{ m}^3$. davon liegen 13 % unter einer Wassertiefe von 10 m. Das Gebiet Holnis-Enge bis Neukirchen / Kragesand ist dann der übrige Teil der eigentlichen Förde und wird als **Mittelförde** bezeichnet. Bei 43 km^2 Oberfläche beträgt hier das Wasservolumen $600 \times 10^6 \text{ m}^3$. Im Unterschied zur Innenförde ist hier eine zunehmende Tiefe in Richtung Kragesand zu verzeichnen. Sie erreicht hier 30 m. Der sich anschließende Teil der **Außenförde** (ca. 140 km^2) erreicht dann in der Höhe Horup Hav die Wassertiefe von 38 m. Über den **Als Sund** im Norden besteht eine weitere Verbindung (Fjord-Charakter) zum kleinen Belt.

Der **Wasseraustausch** in der Flensburger Förde / Flensburger Bucht ist weitgehend von **Strömungen** und den **Wasserständen** in der westlichen Ostsee (Beltsee) abhängig. Salzgehalt und Wassertemperatur sind einer Jahresschwankung unterworfen. Durch aktuelle meteorologische Bedingungen sind kurzzeitige Fluktuationen möglich.

Zum Teil handelt es sich hierbei um Schwankungen im **Salzgehaltsniveau** der ganzen Förde und z.T. aber auch um Schwankungen der Salzgehaltsverteilung über die Tiefe. Der Wasserstand variiert in ruhigen Perioden noch mit der Gezeitenbewegung gleichmäßig über die ganze Förde. Bei unbeständiger Witterung können bei NO-Winden Wasserstände bis 3,1 m über normal und bei SW-Winden bis 2,5 m unter normal registriert werden. Solche Wasserstandsschwankungen haben sehr großen Einfluß auf die Einstrom- und Ausstrombedingungen. Die **Süßwasserzufuhr** zur Förde ist äußerst gering und hat so nur einen äußerst geringen Einfluß auf die Wasserhaushaltsbilanz und die Salzverhältnisse. In den Sommermonaten ist die Verdunstung größer als die gesamte Süßwasserzufuhr. Häufig können aufgrund der Salzgehaltgradientenbildung in der vorgelagerten Ostsee Dichteströmungen in Bodennähe auftreten. Geschwindigkeiten bis 43 cm/s sind gemessen worden. In der Innenförde tritt eine Sprungschicht in etwa 10 m Tiefe für 30 - 40 % der Jahreszeit auf. Aufgrund der Bodenschwelle bei Holnis kann das Bodenwasser bis zu 5 Wochen stagnieren, was wieder bei den vorhandenen Gewässerbelastungen einen erheblichen Einfluß auf die Gewässerqualität hat. In Abb. 6 sind charakteristische Temperatur- und Salzgehaltsverteilungen für die Flensburger Förde (Juni, September und Dezember 1973) dargestellt. Mit 18 - 22 PSU liegt ein typisches polyhalines Gewässer vor.

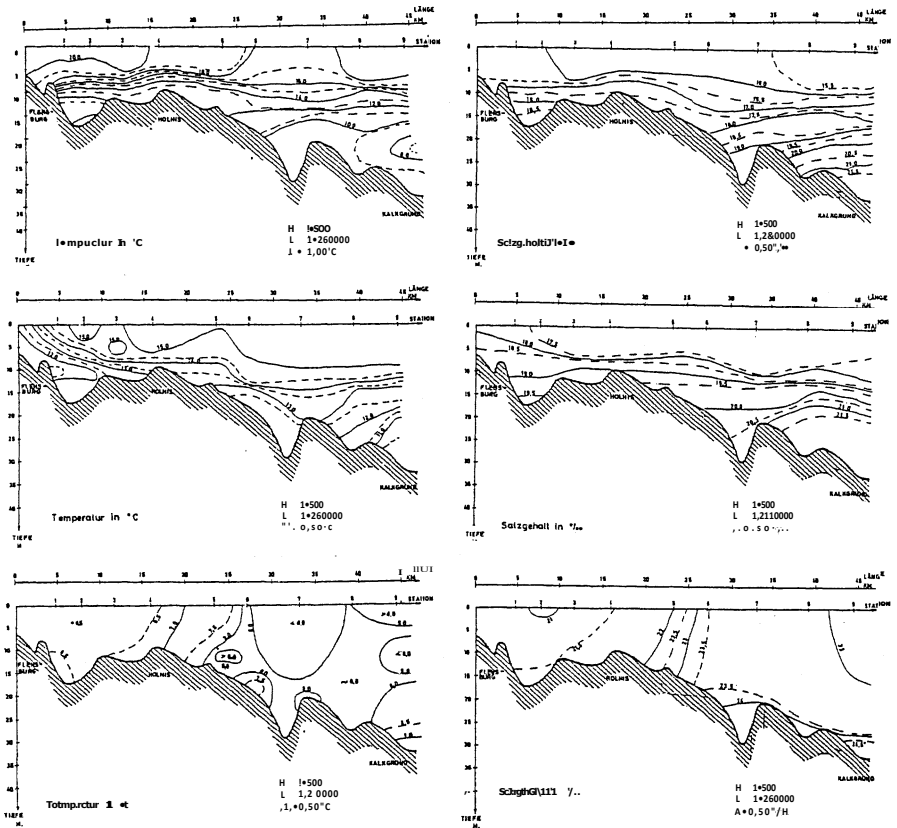


Abb. 6 Profile für die Wassertemperatur und Salzgehalt in der Flensburger Förde 1973 (oben: Juni, Mitte: September, unten: Dezember)

3.2 Schlei (in Abb. 3 = Nr. 2)

- Quellen und weiterführende Literatur:

BABENERD u ZEITSCHEL (1985), OELLING (1975), FEIBICKE (1994), GRIPP (1949), HELCOM (70/1998), KÄNDLER (1953) (1956), KÖSTER u BONSEN (1969), NELLEN (1967), NELLEN u RHEINHEIMER (1974), RIPL (1986), SCHIEWER u GOCKE (1996), SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM u BAUDLER (2000), USSKILAT (1975)

Die Schlei erweckt heute den Eindruck einer erweiterten Flußmündung, ist aber ebenfalls wie die Flensburger- und Kieler Förde eine eiszeitliche Förde (Abb.7). Sie

ist als Schmelzwasserrinne durch Abschmelzen eines Teils der Eckernförder Eiszunge entstanden. Durch die **Landsenkung** vor etwa 2.000 Jahren, Untersuchungen der Tiefensedimente belegen das, konnte das Ostseewasser bis in die innersten Teile der Schlei bis Schleswig vordringen.

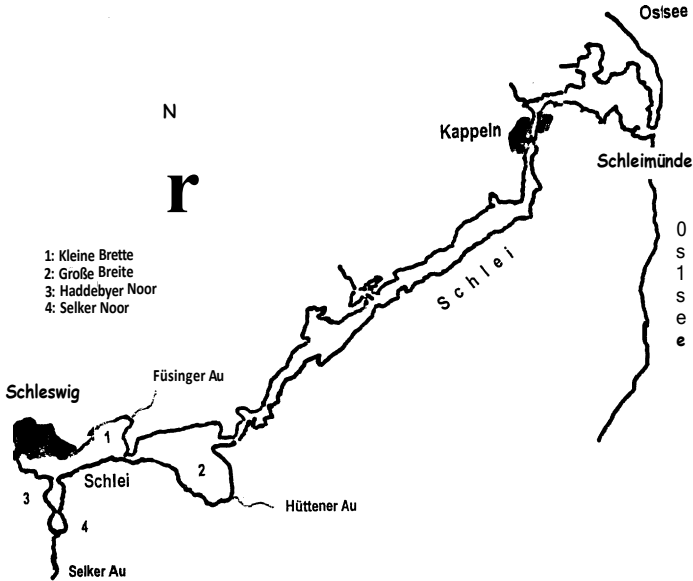


Abb. 7 Die Schlei zwischen Schleswig und Ostsee

Ein bis dahin bestehender **Süßwassersee** wurde zum **Ästuar**. Sie erstreckt sich heute 42 km in nordöstlicher Richtung und hat bei Schleimünde eine ostwärts gerichtete Ostseeverbindung. Ein teilweise **seenartiger** und teilweise **flußartiger Charakter** wird über enge Stellen miteinander verbunden. Nach einer haffartigen Erweiterung kurz vor der Ostseeverbindung wird die Ostsee über ein nur 5 m tiefes Fahrwasser erreicht. Die mittlere Tiefe im Gesamtgebiet liegt bei 3 m, das Fahrwasser hat bis Schleswig nur 4 bis 5 m Tiefe. Nur an schmalen Stellen der Verbindung der einzelnen Gewässerteile gibt es durch Strömungen Auswaschungen bis 10 bzw. 13 m. Charakteristisch für die Schlei sind die seenartigen Erweiterungen bei Schleswig:

- **Kleine Breite** 8 km², ca. 18·10⁶ m³, • **Große Breite** 12 km², ca. 30·10⁶ m³.
- Das topographische Einzugsgebiet der Schlei beträgt 620 km² (Tab. 3). In das Gebiet der inneren Schlei (Schleswig, Kleine Breite, Große Breite) werden ca. 50 %

des **Einzugsgebietes** entwässert. Über die Zuflußgebiete erhält die Schlei jährlich im Mittel $180 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Süßwasser. Im Gegensatz zu den großen Förden ist der Salzgehalt mehr ästuartypisch abgestuft. Die **Salzgehaltsverhältnisse** werden im wesentlichen durch die Faktoren bestimmt:

- die Enge der Mündung bei Schleimünde und die nur 5m betragende Schwellentiefe,
- die wenigen, kleinen und vorwiegend im oberen Schleigebiet einmündenden Süßwasserzuflüsse,
- die allgemein geringe Tiefe der Förde.

Hervorgerufen durch die **Wasserstandsverhältnisse** in der vorgelagerten Ostsee, wieder verursacht durch die Windverhältnisse in diesem Gebiet, wird über **Ein- und Ausstromverhältnisse** auch der Wasserstand in der Schlei und auch die Höhe des Salzgehaltes festgelegt. Von großem Einfluß ist dabei der jeweils aktuelle Salzgehalt in der Beltsee. Bis Schleswig ergibt sich für den Salzgehalt folgendes:

- Wegen der geringen Tiefe bei Schleimünde bleibt salzreiches Tiefenwasser der Ostsee vom Eintritt in die Schlei ausgeschlossen.
- Da das Oberflächenwasser der Ostsee in dieser Region nur selten 20 PSU erreicht oder überschreitet, sind die höchstmöglichen Salzwerte vorgegeben. Im Raum Schleimünde bis Kappeln kann gering vermishtes Ostseewasser mit 15 bis 16 PSU angetroffen werden.
- Bis zum Inneren der Förde bei Schleswig nimmt der Salzgehalt auf 6 bis 7 PSU ab (vgl. Situation in Abb. 8).
- Lediglich bei oder länger andauernden Westwinden enthält die Schlei andere Brackwassermischungen, z.B. bei Schleswig 4 bis 5 PSU.
- Wegen der Flachheit der Gewässerteile kommt es nicht zur Ausbildung einer stabilen Schichtung. Festgestellte Vertikaldifferenzierungen überschreiten nicht 1 PSU.

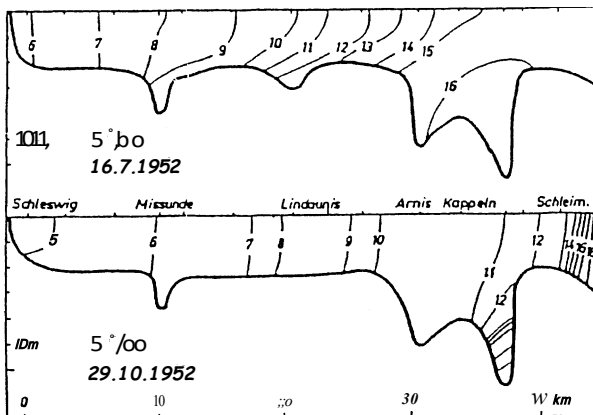


Abb. 8 Beispielsituationen für die Salzgehalte im Längsschnitt der Schlei
 • aus: KÄNDLER (1953)

Für die Schlei ist der vorwiegend mesohaline Charakter typisch. Größere oligohaline Lebensräume sind gegenüber der Stadt Schleswig im Süden des innersten Schleiteiles mit der **Haddebyer** - und der **Selker Noor** gegeben. Beide Noore sind jeweils untereinander und mit Schlei über enge flache Verbindungen verbunden. Beide haben eine durchschnittliche Tiefe von ca. 1,5 m die maximalen Tiefen reichen bis 3,5 m bzw. 4,5 m. Auf beide Noore konzentriert sich der Hauptanteil des Süßwassergewinns für die Schlei. Nur unter extremen Wasserständen in der inneren Schlei kann salzreiches Wasser zurückströmen. So sind mit deutlicher Nord-Süd-Abstufung in der Haddebyer Noor Salzgehalte zwischen 2,3 und 5 (extrem 6) PSU und in der Selker Noor solche zwischen 1,5 und 4 PSU charakteristisch.

3.3 Kieler Förde (in Abb. 3 = Nr. 3)

- vgl. auch Fördenküsten in Kap.2
- Quellen und weiterführende Literatur:
 BABENERD u ZEITSCHEL (1985), BANSEMIR u RHEINHEIMER (1974), GRIPP (1949), HELCOM (70/1998), KÄNDLER (1953) (1956) (1959) (1960), KREY (1941) (1959), KÖGLER u ULRICH (1985), OHL (1959), SCHIEWER u GOCKE (1996), SCHLUNGBAUM (2000)

Entwicklungsgeschichtlich und in der morphologischen Gestaltung zeigt die Kieler Förde große Ähnlichkeiten zur Flensburger Förde. Der Kieler Förde vorgelagert ist die **Kieler Bucht** als Teil der Beltsee. Die Kieler Förde hat eine Länge von ca. 17

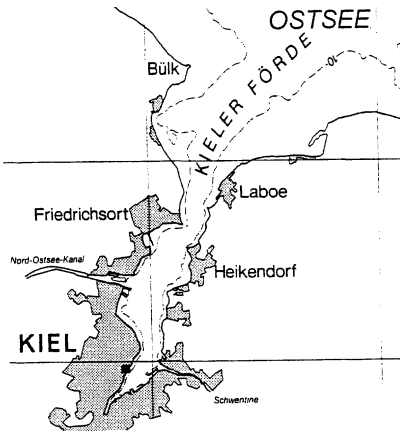


Abb. 9 Skizze der Kieler Förde mit Zufluß Schwentine und Nord-Ostsee-Kanal bei Holtenau

km. In der **Außenförde** werden Wassertiefen bis zu 20 m erreicht, sonst liegen die Tiefen zwischen 11 und 15 m. Lediglich im Bereich der Howaldt-Werft gibt es ein 150 x 300 m großes Baggerloch mit etwa 23m. Im Gegensatz zur Flensburger Förde hat die ca. 30 m tiefe Rinne der Beltsee keine Verbindung zur Kieler Förde. Ausgedehnte Flachbereiche mit maximal 17m riegeln die Förde ab. Die Öffnung der Förde zur Ostsee zeigt nach Nordosten.

In der Förde mündet die **Schwentine**, ein etwa 30 km langer Abfluß aus dem Pläner See (Holsteinische Seenplatte). Dadurch erhält die Förde gegenüber der Flensburger Förde wesentlich mehr **Süßwasser**. Durch das Schleusensystem bei Holtenau bleibt der einmündende Nordostsee-Kanal nahezu ohne Einfluß auf den Wasseraustausch.

Bedingt durch diese Strukturen kann nur Bodenwasser in die Kieler Außenförde einströmen, das die Flachbereiche überströmt. Trotzdem reichen die Tiefenverhältnisse aus, um **Schichtungen** auszubilden. In der Außenförde werden am Boden nur noch 21 PSU gemessen, also wesentlich weniger als in der Flensburger Förde. Auch die Bodentemperatur sinkt höchstens auf Werte um 9 bis 10 °C ab. Durch den Süßwassereintrag der **Schwentine** liegt der **Oberflächensalzgehalt** erheblich niedriger (14 bis 15 PSU). Damit erfüllt die Kieler Förde die Ästuarbedingungen auf der Ebene der **Meso- bis Polyhalinie**. Die in der Förde meistens auftretenden Schichtungen differenzieren auch andere Parameter zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser, z.B. Kriterien des Sauerstoffhaushaltes und der Nährstoffkonzentrationen.

3.4 Untertrave (in Abb. 3 = Nr. 4)

- Quellen und weiterführende Literatur:

BMJ (1998), DIEHL (1992), DIEHL u DIEHL (1979), HELCOM (70/1998), KÄNDLER (1971), KÖSTER (1961), SCHLUNGBAUM (2000)

Die Untertrave ist der zwischen Lübeck und Travemünde liegende brackwasserführende Teil der 118 km langen Trave. Sie ist ähnlich wie die Schlei kein in jüngster geologischer Vergangenheit erodierter Flußlauf, sondern wie die Förden bei Flensburg und Kiel ein in der Eiszeit entstandenes Tal, das später ebenfalls vom Meer überflutet wurde.

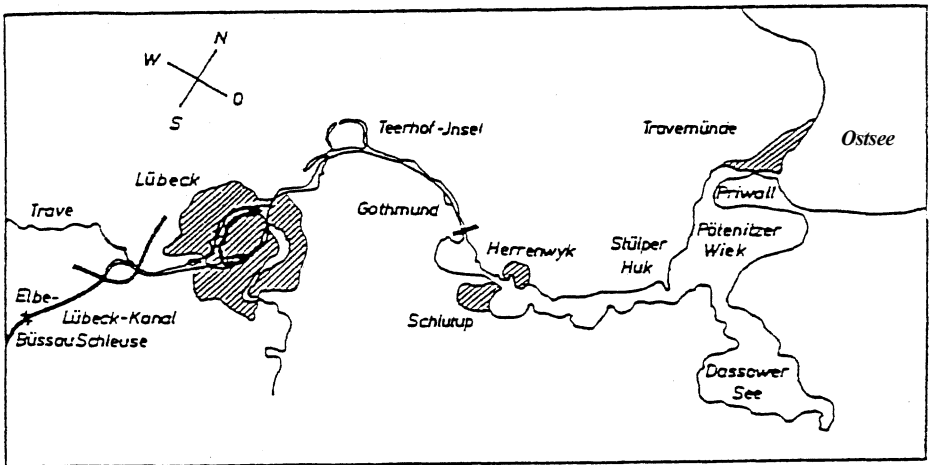


Abb. 10 Skizze der Untertrave zwischen Zusammenfluß von Trave und Elbe-Lübeck-Kanal und Ostsee, mit Dassower See und Stepenitzzufluß

Sie hat vom Meer aus gesehen anfangs den **Charakter eines Fjordes** mit seenartigen Erweiterungen durch die **Pötenitzer Wiek** und den **Dassower See**. Etwa 13 km von Travemünde entfernt (Höhe Herrenwyk) verengt sich das Gewässer zu einem flußartigen Wasserlauf, der nach weiteren 13 km am Zusammenfluß von **Trave** und **Elbe-Lübeck-Kanal** in den limnischen Teil übergeht. Eingebettet in diesem zweiten Teil ist der Durchlauf der Stadt Lübeck mit drei Wasserarmen.

Durch den Anschluß an das europäische Wasserstraßennetz über den Elbe-Lübeck-Kanal wurde der untere Flußlauf wesentlich durch wasserbauliche Maßnahmen verändert:

- Ab 1915 Vertiefung des Fahrwassers bis zur Holstenbrücke auf 8,5 m
- Begradigung des Flußlaufes durch Durchstiche, z.B. in Höhe der Teerhof-Insel.
- Trennung der Untertrave vom oberen Flußsystem durch die Kanalschleuse.

Im Übergang zur Ostsee ist heute eine alluviale **Sandbarre** (Priwall), entstanden über Aufschwemmung von Sandmaterialien des Kliffs der mecklenburgischen Steilküste, vorhanden, die das Fahrwasser auf den ausgebauten Seekanal einengt. Zum Travegebiet gehört auch der ca. 8 km² große Dassower See mit den Tiefen von 2 bis 3 m (maximale Tiefe bis 4,2 m) als Ausflußgebiet der aus Mecklenburg-Vorpommern kommenden Stepenitz (55 km lang, Einzugsgebiet= 701 km²).

Durch das Fehlen einer Bodenschwelle im Mündungsgebiet der Untertrave in die Lübecker Bucht ist ein allmählicher Übergang von Tiefen zwischen 8 und 10 m auf Tiefen von 20 m der Lübecker Bucht gegeben. Bei nur 11,3 m³/s Süßwasserzufuhr werden die hydrologisch / hydrographischen Verhältnisse im wesentlichen durch den Einstrom und Ausstrom mit der Ostsee reguliert. Salzreiches Wasser aus den Tiefen der vorgelagerten Lübecker Bucht kann nicht in die oberen Bereiche der Untertrave vordringen. Über längere Zeiträume im Jahr ist die Ausbildung von **Sprungschichten** möglich. Dann fließt salzärmeres Wasser als Oberschicht, sich aber langsam mit salzreichem Tiefenwasser vermischt, in Richtung Ostsee ab (Abb. 11)

Bei aller Intensität der Wasseraustauschverhältnisse mit der Ostsee gibt es keinen nennenswerten Einfluß von Ebbe und Flut mehr. Es wird lediglich noch ein Springhub von 7 bis 15 cm ermittelt.

Die von der morphologisch / hydrologisch / hydrographischen Situation gegebenen komplizierten ökologischen Prägungen sind durch langanhaltende Abwässereinleitungen beeinflusst worden.

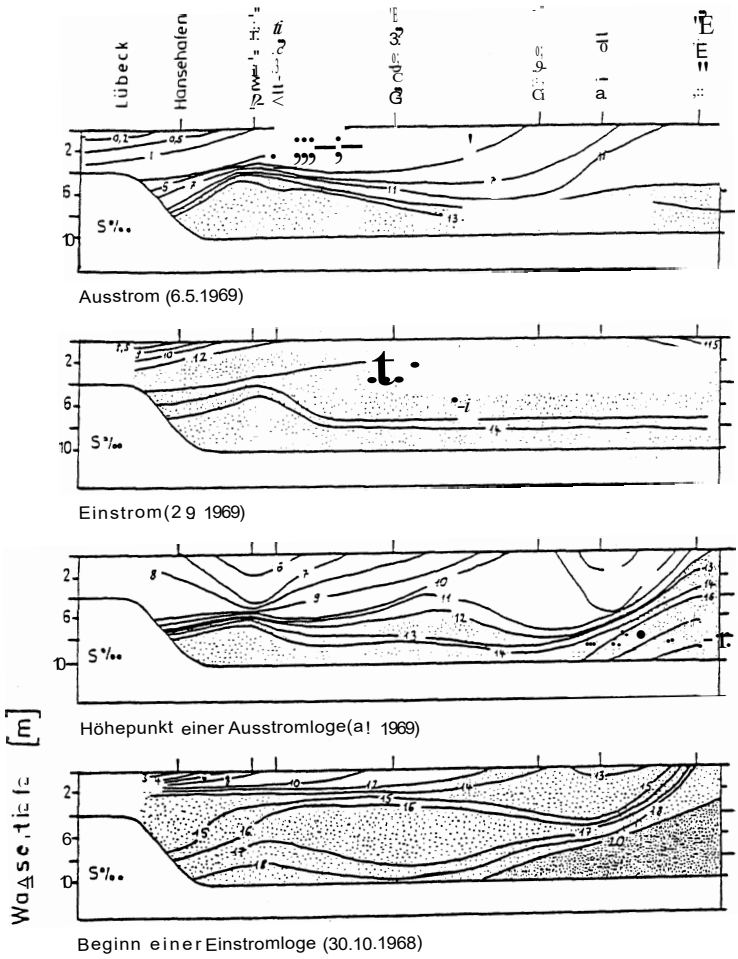


Abb. 11 Beispiele von Salzgehaltsverteilungen in der Untertrave bei wechselnden Einstrom- und Ausstrombedingungen
 • aus: DIEHL u. DIEHL, 1979

3.5 Wismar Bucht (mit Salzhaff) (in Abb. 3 = Nr. 5)

- Quellen und weiterführende Literatur:

BACHOR (1996a) (1996b) (1997), BACHOR, v. WEBER u. WIEMER (1996), CORRENS (1976b), GESSNER (1957), GOSELCK (1992) (1995), GOSELCK u. v. WEBER (1997a) (1997b), HELCOM 70 (1998), SCHLUNGBAUM (2000), Umwelt-MV (1991 ... 1997)

Die Wismar-Bucht gehört zusammen mit Salzhaff zum System der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee (Abb. 12).

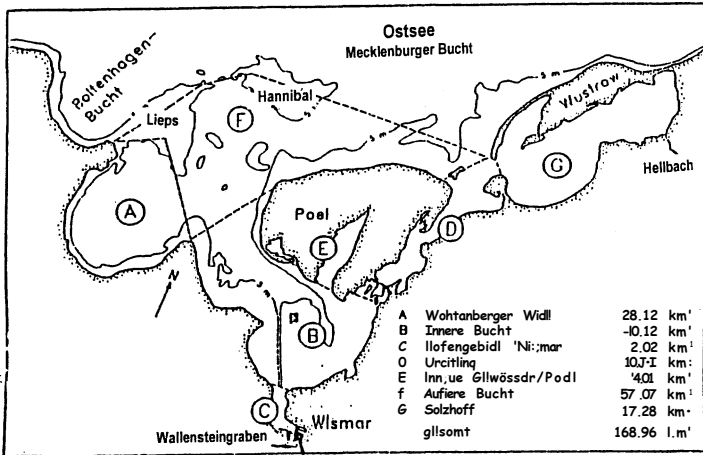


Abb.12 Gliederung und Größenverhältnisse der Wismar-Sucht
 • leicht verändert nach GOSELCK, 1992

Auch in diesem Bereich ist die heutige Gestalt der Küste **postglazial** entstanden. Der Großraum der Wismar-Bucht gehört zum **nordwestmecklenburgischen Hügelland**. Im Zuge der Überflutung wurden zuerst die **Gletscherzungenbecken** der inneren Wismar-Bucht, der Wohlanberger Wiek und des Salzhaffs mit Meerwasser bedeckt. In der Folgezeit setzten dann auch in diesem Raum **Küstenausgleichsprozesse** ein, die einerseits zum Rückgang der angeschnittenen Grundmoräne führten (u.a. aktive Kliffs in Steilküstenformen) und andererseits auch alluviale Formen prägten. Ausgedehnte Strandwälle, Haken und marschähnliche Regionen sind hier als Ausdruck der Vielfalt zu nennen. Hier überlagern sich Prozesse, die sowohl ein **fördenartiges Gewässer** als auch ein **haffartiges** (z.B. Hakenbildung vom Festland ausgehend am Salzhaff entsprechend Abb. 2) prägten. Wenn Haken von der Insel Poel kommend zur weiteren Abriegelung von inneren Gewässerteilen führen, sind quasi auch **boddenähnliche Strukturen** gegeben.

Die ca. 170 km² große Wismar-Bucht ist in großen Bereichen nicht tiefer als 2 m. Weniger als 1 m Wassertiefe liegen in den östlichen Bereichen (Abschnitt D in Abb.

12) vor. Abgesehen von den gebaggerten Fahrrinnen weist die Wismar-Buch! nur in der Wohlenberger Wiek (Abb. 12-A) und am Boiensdorfer Werder Tiefen von 10 m auf. Die mittlere Wassertiefe der Wismar-Buch! wird mit 5 bis 6 m und die des Salzhafts mit 2,3 m angegeben.

Charakteristisch für die meisten Flachgebiete bis 3 m Tiefe ist die Bedeckung mit Mittel- und Feinsanden. In Stillwassergebieten gibt es auch Schlickakkumulationen. In den Senken und Rinnen setzt sich vorwiegend organisches / schlickiges Material ab. Die Wasserstandsschwankungen sind oft beträchtlich. Gezeiten haben aber keine nennenswerten Auswirkungen. Durch Windsituationen kann es aber zu Wasserspiegelschwankungen von ± 1 m kommen. Bei stärkerem Niedrigwasser fallen große Bereiche der flachen Regionen trocken; es entsteht das sogenannte **Wind- oder Pseudowatt** mit großer Bedeutung für nahrungssuchende Wattvögel und Möwen (Naturschutzräume).

Die vorhandenen und nur ca. 5 m messenden Untiefen von Lieps und Hannibal riegeln die Wismar-Buch! weitgehend von der Mecklenburger Bucht (westliche Ostsee) ab. Nur über das **Große Tief** (nordwestlich zwischen Poel und der Halbinsel Wustrow) und über das **Offen-Tief** zwischen **Hannibal** und **Lieps** kann salzreiches Tiefenwasser in die eigentliche Wismar-Buch! und das Salzhaft gelangen.

Weil größere **Süßwassereinträge** fehlen, wird die **Wasserhaushaltsbilanz** im wesentlichen nur durch die Einstrom- und Ausstromverhältnisse bestimmt. Die größten Süßwasserzufuhren erfolgen für die Wismar-Buch! über den **Wallenstein-graben** (Abflusssystem des Schweriner Sees) und für das Salzhaft durch den **Heilbach** (vgl. Tab. 3). dementsprechend gestalten sich auch die Salzgehaltsverhältnisse (Abb. 13).

Der jahrzehntelange Durchschnitt ist mit 11 PSU dem der Mecklenburger Bucht (Oberflächenbereich) sehr ähnlich. Die Schwankungsbreiten liegen zwischen ca. 8 und ca. 24 PSU in der Wismar-Buch! und von 6,8 bis 14,9 PSU im Salzhaft. Die höheren Salzgehalte sind auf das Tiefenwasser bei anhaltenden Südwestwinden, die zum **Aufquellen von Bodenwasser** führen, das dann in die flacheren Bereiche der Bucht einströmt, zurückzuführen. So ist zumindestens im Sommerhalbjahr unter Mitwirkung auch der Temperaturbedingungen die Ausbildung einer **Sprungschicht** möglich (vgl. auch Abb.12). In Auswertung mehrjähriger Messungen kann von einer typischen Entwicklung des Salzgehaltes im Jahresgang ausgegangen werden. Während die niedrigeren Werte wie in der vorgelagerten Mecklenburger Bucht auch in der Wismar-Buch! in den Sommermonaten gemessen werden, zeigt das Salzhaft insgesamt ausgeglichene Bedingungen. Die sich ausbildende Sprungschicht hat wieder Auswirkungen auf die Verteilung weiterer Strukturparameter. Dazu gehört z.B. die Einschränkung des Vertikalaustausches von Wassermassen. Die eigentliche Wismar-Buch! besitzt mesohalinen Charakter und entspricht nicht den Ästuarbedingungen mit einem abgestuften Salzgehalt. Für das Nebengewässer Salzhaft sind diese Bedingungen, wenn auch schwächer, noch gegeben.

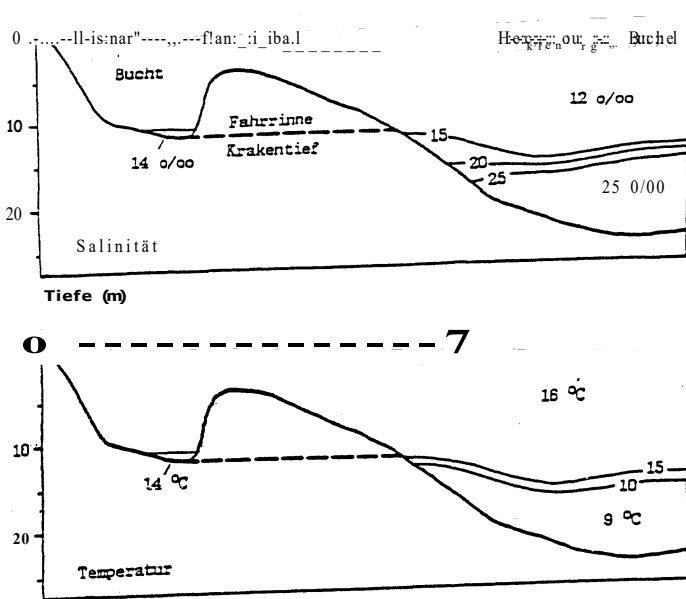


Abb. 13 Beispiel einer Schichtungssituation zwischen Wismar-Sucht, Wohlenberger Wiek und Mecklenburger Bucht (Juli 1990)
 • aus: GOSELCK, 1992

Auch die Wismar-Bucht ist durch langanhaltende Abwassereinträge ökologisch stark beeinträchtigt worden. Heute gilt der innere Teil der Wismar-Bucht! als hocheutrophiertes Gewässer.

3.6 Unterwarnow (in Abb. 3 = Nr. 6)

- Quellen und weiterführende Literatur:

BACHOR (1996a) (1996b) (1997), BACHOR u. v. WEBER (1996), CORRENS (1976a) (1976b) (1979), DVWK (1996), FREUND (1977), HELCOM (70/1998), LANGHOF (2000), MERTINKAT (1994), NAUSCH u. SCHLUNGBAUM u. BAADER (1983), SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM u. SELIG (1996), SCHLUNGBAUM u. SCHÖNEFELDT u. KRECH u. BOMBA u. LUKAS (2001), SCHÖNEFELDT (2001), STAHL (1913), WUNDERLICH (1917), Umwelt MV (1991...1997)

Als Unterwarnow wird heute der 11,2 km lange brackwasserführende Teil zwischen Rostock und Warnemünde der 151 km langen Warnow bezeichnet. Die Warnow ist ein typisches Fließgewässer der mecklenburgischen **Jungmoränenlandschaft**. Die Schmelzwässer des sich zurückziehenden Gletschereises bildeten im späten Pleistozän bzw. im frühen Holozän die norddeutschen Ostseezuflüsse und auch einen großen Teil der Seen. Mit dem spätpleistozänen, vollständigen

Rückgang des Eises kam es zwangsläufig zum Trockenfallen der vormals von mächtigen Schmelzwasserströmen erfüllten Täler. Die weitere Entwicklung wurde dann maßgeblich durch die verschiedenen Stadien der Ostsee bestimmt.

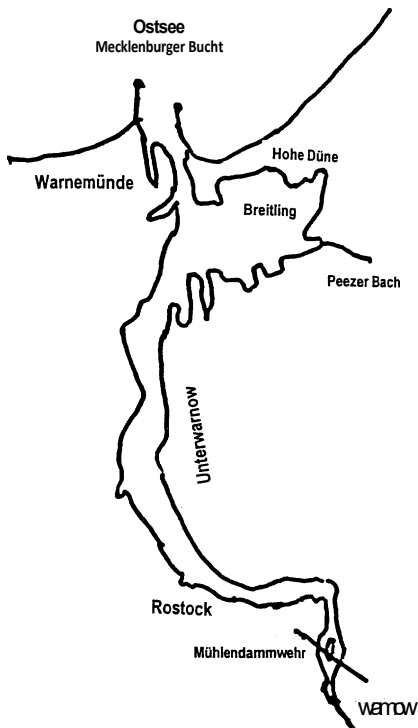


Abb. 14 Skizze der Unterwarnow zwischen Rostock und Warnemünde

Es bestehen zwischen **Warnow** und **Trave** große Ähnlichkeiten. Mit der Litorinatransgression im frühen Holozän wurden dann die tieferen Diluvialtäler überflutet. So beschreibt STAHL (1913) die Warnow zur Litorinazeit als eine 56 km in das Land eingreifende **Förde**, die bis zur Endmoräne reichte. So kann auch die Warnow in ihrem Unterlauf als ertrunkenes Flußtal bezeichnet werden. Heute ist die **brackige Unterwarnow** scharf von der **limnischen Oberwarnow** durch ein Wehr in der Stadt Rostock (Mühlendamm-schleuse) getrennt, was der Sicherung der Rohwasserversorgung für die Trinkwassergewinnung dient.

Das eigentliche Gebiet der Unterwarnow ist mit Breiten von 0,2 km (am Mühlendammwehr) bis 0,9 km relativ schmal. Über die haffartige Erweiterung des Breiiting (ähnlich Schlei und Untertrave) ist die Mündung in die Ostsee heute als langer Seekanal wasserbaulich gestaltet. Die Mündung ist nordwärts gerichtet. Eine 2 km lange **Dünennehrung** trennt den Breiiting von der Ostsee.

Für die **Wasseraustauschbedingungen** mit der vorgelagerten Ostsee sind wieder die Tiefenverhältnisse von Bedeutung. Der Fahrwasserbereich zwischen Ostsee und Seehafen (Südrand des Breiiting) ist durch wiederholte Baggerungen heute auf 13 bis 15 m Wassertiefe gebracht worden. Dennoch entfallen in gesamten Unterwarnowgebiet (12,5 km²) nur 9,6% der Fläche auf Tiefen > 10 m. Ca. 64 % der Flächen liegen in Bereich von 0 bis 4 m. Damit ist das Gesamtgebiet der Unterwarnow gegenüber der Untertrave wesentlich flacher. Bei starkem Einstrom von Ostseewasser kann dieses als Mischwasser bis zur Mühlendamm-schleuse vordringen. Es wird vom salzärmeren Zustrom aus der Oberwarnow überschichtet.

Die um ca. 50% höhere durchschnittliche **Süßwasserzufuhr** aus der Oberwarnow führt dann auch zu anderen Verteilungen und Vermischungen mit dem Ostseewas-

ser. Insgesamt ist die Unterwarnow ein typisches durch Flußwasser geprägtes Ästuar. Der Wassergewinn über den Süßwasserzufluß liegt in der Meßreihe 1966 bis 1993 bei ca. 40 % (Tab. 5). Mit durchschnittlich $620 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ Flußwasserzufuhr wird das Wasser in der Unterwarnow theoretisch jährlich 13,3 mal ausgetauscht.

Der Wassergewinn über den Ostseewassereinstrom liegt mit durchschnittlich $940 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ wesentlich höher und entspricht ca. 60 % des gesamten Wassergewinns. Über den sich aus der Warnowbilanz ergebenden Ausstrom wird das Wasser Jährlich 33,3 mal ausgetauscht, was einer theoretischen Wasseraufenthaltszeit von 10 bis 11 Tagen entspricht. Bei der Betrachtung der monatlichen Wasserhaushaltsbedingungen kann der Süßwassereintrag durchaus die Größe des Ostseewassereinstromes annehmen z.B. 1993/1994:

	Süßwassereintrag		Ostseewassereintrag
Januar 1994	$104 \times 10^6 \text{ m}^3$	Dezember 1993	$98 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
März 1994	$94 \times 10^6 \text{ m}^3$	Juli 1994	$91 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
April 1994	$97 \times 10^6 \text{ m}^3$	August 1994	$101 \cdot 10^6 \text{ m}^3$
		Oktober 1994	$93 \cdot 10^6 \text{ m}^3$

Dementsprechend gestalten sich auch die Salzgehaltsverhältnisse in der Unterwarnow. In langjährigen Untersuchungen (1977 - 1993) wurden in der Unterwarnow als Extremwerte die folgenden Salzgehalte ermittelt:

- Warnemünde-Mole (n > 270) 5,5 bis 18,7 PSU
- Rostock-Stadthafen (n > 274) 0,1 bis 17,0 PSU

Typische Jahresmittelwerte sind z.B. 1992 5 bis 6 PSU für den Bereich Stadthafen und 12 PSU für Warnemünde. Diese Werte sind einerseits mit der Süßwasserzufuhr korreliert und hängen andererseits sehr stark von den Einstromverhältnissen ab.

Bedingt durch den gestalteten Tiefenverhältnisse kann sehr salzreiches Tiefenwasser aus der Mecklenburger Bucht der Ostsee in die Unterwarnow eindringen. Werte zwischen 18 und über 20 PSU sind möglich. Zungenartig kann dieses salzreichere Wasser bis in die mittlere und innere Unterwarnow vordringen. So sind auch **dichtebeeinflusste Vertikalschichtungen** möglich, die aber nur in Abhängigkeit von den aktuellen Wasseraustauschbedingungen über kürzere oder längere Zeiträume beständig sind. 1995 wurden für Vertikalprofile extreme Differenzierungen von bis zu 8 PSU beschrieben. Damit werden die für ein Flußwasserästuar charakteristischen Salzgehaltsstufungen vom (Süßwasser) - **oligohalinen bis zum a-mesohalinen** Bereich (kurzzeitig unter Extrembedingungen auch bis an die Grenze zum polyhalinen Bereich) gefunden. Es liegt eine große **raum / zeitliche Variabilität** vor.

Die Unterwarnow - auch bedingt durch die relativ großen Süßwassereinträge - gehört zu den **am stärksten belasteten inneren Küstengewässern in Deutschland**. Mitverantwortlich dafür waren bis 1996 die absolut unzureichend gereinigten Abwässer der Stadt Rostock und die großen Stoffzuführungen aus der Oberwarnow. Kennzeichnend für diese Situation sind die Auswirkungen auf den **Sauerstoffhaushalt**. 1991 wurden bis 200 % als Sauerstoffsättigungsindex registriert. Durch die re-

lativ hohen Salzgehalte zeigt das **Phytoplankton** schon ein relativ hohes Artenreichtum. Von den 190 bestimmten Phytoplanktonarten gehören 100 zu den Kieselalgen. Viele Arten sind mit einer großen ökologischen Amplitude ausgezeichnet. Wie die hydrologisch / hydrographischen Verhältnisse unterliegen auch die biologischen Verhältnisse großen raum / zeitlichen Schwankungen.

3.7 Darß-Zingster Bodden (in Abb. 3 = Nr. 7)

- vgl. auch Abschnitt Boddenküste
- Quellen und weiterführende Literatur:
ARNDT (1994), BAADER (1982), BACHOR (1996a) (1996b) (1997), BACHOR u. WEBER u. WIEMER (1996), BAUDLER u. SCHLUNGBAUM (2000), BAUDLER u. SCHLUNGBAUM u. SCHULZ (2001), BEHRENS (1982), BENKE u. SCHLUNGBAUM (2001), BERG (1999), BROSIEN (1965a) (1965b), CORRENS (1976 b) (1977) (1979); GEORGI (1983), GESSNER (1937) (1957), HELCOM (70/1998), HÜBEL (1982), HUPFER (1959) (1960) (1973), HUPFER u. FOKEN (1977), HUPFER u. SCHLUNGBAUM u. VENTZ (1973), HURTIG (1954), LAMPE (1997), LINDNER (1972), MERTINKAT (1994), NAUSCH (1981), OTTO (1913), PANKOW u. WASMUND (1994), REINHARD (1953), REINICKE (1996), SCHIEWER u. GOCKE (1996), SCHIEWER u. SCHLUNGBAUM u. ARNDT (1994), SCHLUNGBAUM (1978) (1979) (1982) (2000), SCHLUNGBAUM u. BAUDLER (1996) (1998) (2000) (2001), SCHLUNGBAUM u. NAUSCH (1982) (1988), SCHLUNGBAUM u. BAUDLER u. NAUSCH (1994), SCHLUNGBAUM u. VOIGT (2001), SCHNESE (1969), SCHNESE u. HÜBEL (1975), SCHÜTZE (1939), TIEPOLT (1993), WASMUND u. SCHIEWER (1994), Umwelt-MV.: (1991) (1992) (1993) (1994) (1996) (1997)

Die Darß-Zingster Bodden sind der westlichste Teil der vorpommerschen Bodden und Haffe. Sie erhielten, wie alle Bodden und Haffe, ihre Prägung im Stadium der jüngsten Vereisung (**Pommersches Stadium des Weichselglazials**).

Die Entwicklung dieser Bodden zeigt **große Ähnlichkeit zu der Rügenischen Bodden**. Sie sind alle **erdgeschichtlich noch sehr jung**. Entscheidend für die Herausbildung des heutigen Oberflächenbildes der Landschaft war der in der **Litorinatransgression um 5000 v.Chr.** einsetzende Meeresspiegelanstieg. Noch in der letzten Phase dieser Überflutung vor etwa 2000 v.Chr. bestand anstelle der heutigen Boddenküste eine **buchtenreiche Meeresküste** mit mehreren vorgelagerten **diluvialen Inseln** und Untiefen (z.B. Fischland, Altdarß, sundische Wiese) - vgl. Abb. 15. Nach Ende der Litorinatransgression kam es an diesen Diluvialkurven zu Westost gerichteten Hakenbildungen, die schließlich weitgehend zusammenwachsen und die heutigen Bodden vom Meer abtrennten. So ist hier der Charakter der **Doppelküste** entstanden, die seeseitig den Charakter der Ausgleichsküste besitzt und rückseitig die Bodden als buchtenreiche innere Seegewässer mit zunehmender **Verlandung** abgrenzt. Noch längere Zeit bestanden Öffnungen zwischen Bodden und Meer.

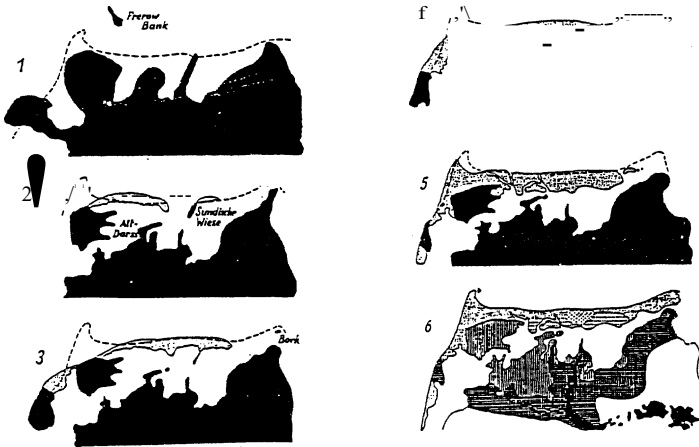


Abb. 15 Entstehungsphasen der Darß-Zingster Boddenlandschaft
 Figur 1-5: schwarz: Diluvium punktiert: Alluvium
 Figur 6 : einfach schraffiert: Kreidesand
 doppelt schraffiert: Grundmoräne
 schwarz: Staumoräne
 • Verändert nach OTTO (1913), aus: GESSNER (1957)

So wurde eine Verbindung südlich von Wustrow (Saaler Bodden) erst 1395 geschlossen und 1872 führte die Sturmflut zur Versandung des Prerow-Stromes bei Prerow. Die so in den letzten 5 Jahrtausenden entstandenen Bodden liegen im Schutz großer Nehrungen als überflutete Hohlräume in der Moränenlandschaft mit einer weitgehenden Isolierung vom Zugang zur Ostsee.

Heute zeigen sich diese Bodden als ein System von vier Hauptbodden:

- Saaler Bodden mit Ribnitzer See (Abb.16: 1-Jr2 und Nr.1)
- Bodstedter Bodden (Abb.16: Nr.3)
- Barther Bodden (Abb.16: Nr.5)
- Grabow (Abb.16: Nr.6),

die über Engstellen miteinander verbunden sind, z.B. zwischen 3 und 5 der Zingster Strom (Abb. 16: Nr. 4). Es entsteht der Eindruck einer perlschnurartigen Verknüpfung, darum auch als **Boddenkette** bezeichnet.

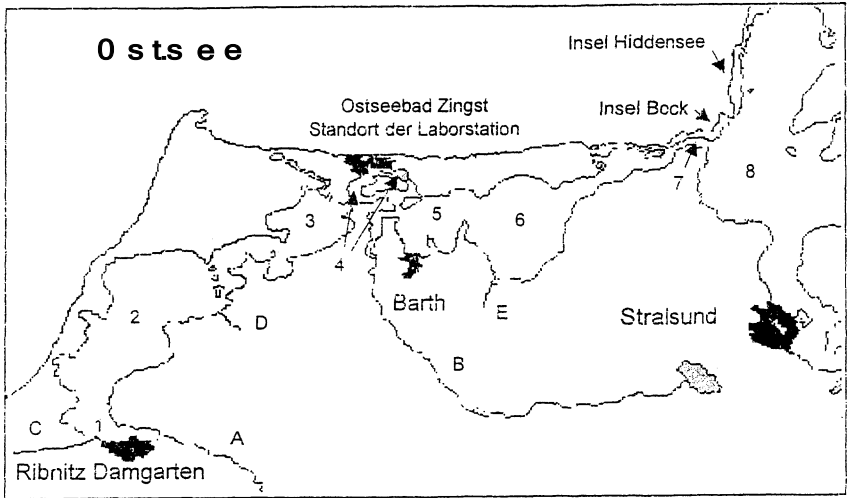


Abb. 16 Gewässergliederung und Zuflüsse am Darß-Zingst

1: Ribnitzer See, 2: Saaler Bodden, 3: Bodstedter Bodden, 4: Zingster Strom,
 5: Barther Bodden, 6: Grabow, 7: Fahrwasser am Bock, 8: Übergang zu den Westrügener
 Bodden / Strelasund

A: Recknitz, B: Barthe, C: Körkwitzer Bach, D: Saaler Bach, E: Zipker Bach

Die heutige Gliederung mit weiteren Teilgebieten ist in Tab. 8 zusammengefaßt dargestellt.

Mit durchschnittlich 2 m Wassertiefe gehören die Darß-Zingster Bodden zum **Flachwassertyp der Ästuare**. Ca. 47 % der Gewässerfläche liegen im Bereich von 0 bis 2 m, nur ca. 1,3 % der Flächen sind tiefer als 4 m. Heute besteht am östlichen Ende des Fahrwassers am Bock über den Gellenstrom zwischen Hiddensee und Bock eine Verbindung zur Ostsee. Hier treffen sich gleichzeitig auch der Westausgang des Strelasundes und das Südenende des Bodden zwischen Rügen und Hiddensee. Das kann in Abhängigkeit vom Strömungsgeschehen zu komplizierten Wasseraustauschbedingungen führen. Bei starkem Ausstrom aus dem Strelasund kann sich dieser als Einstrom in die Darß-Zingster Bodden fortsetzen. In diesem Falle ist der Boddeneinstrom salzärmer und auch belasteter als ein von der Ostsee kommender. Dennoch wird die Boddenkette eindeutig zum morphologisch / hydrologischen Typ I gezählt (vgl. Abb. 4). Die Öffnung zur Ostsee ist für die Gesamtboddenkette nach Osten gerichtet.

Dieser kettenartige Bau der Darß-Zingster Bodden führt zu speziellen Wasserhaushaltsbedingungen, die CORRENS (1979) zu einem **Kaskadenmodell** zusammengefaßt hat (Abb. 17).

Tabelle 8 Morphologische Gliederung der Darß-Zingster Bodden
 - Ergänzungen zur Tab. 3: Reihe Darß-Zingster Bodden
 verschieden Quellen

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

Die beiden Bilanzglieder **Niederschlag** und **Verdunstung** entsprechen sich nahezu und haben so keinen größeren Einfluß auf die Wasserhaushaltsbilanz. Die **Flußwasserzufuhr** liegt durchschnittlich knapp unter 10 % des Wassergewinns (Tab. 5). So ergibt sich ein **Einstrom-/ Ausstromverhältnis** von ca. 0,9: 1. Damit ist der Einfluß des Ostseewassers für die Bilanz, zumindest im ostseehahen Gebiet, mit Priorität zu versehen.

Auf der Basis des Kaskaden-Modells kann der Wasserhaushalt (Pegeldifferenzmethode) für die Hauptgebiete der Bodden mit seiner Variabilität in monatlicher Auflösung bestimmt werden (Tab. 9).

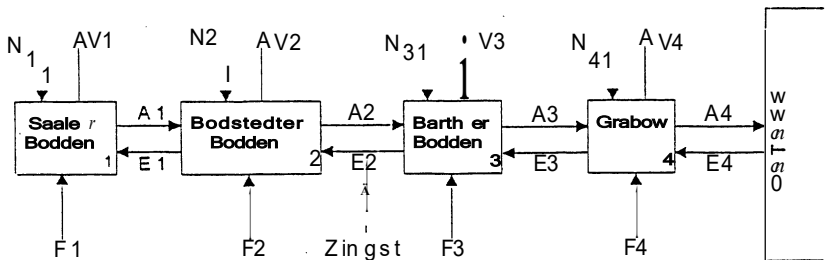


Abb.17 Kaskadenmodell für die Wasserhaushaltsbedingungen in den Darß-Zingster Bodden
 F: Flußwasserzufuhr E: Einstrom von der Ostsee
 A: Ausstrom in Richtung Ostsee
 V: Verdunstung N: Niederschlag
 • aus: CORRENS (1979)

Tabelle 9 Mittel-, Minimal- und Maximalwerte 1966 - 1998 des Wasserhaushaltes für die Boddenkette und die vier Hauptgebiete, Werte in $10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$

- nach SCHLUNGBAUM u. BAUDLER 1996, 1998, 2000 auf Basis CORRENS, 1979 sowie MERTINKAT, 1994; PERLET 1999

	Bodden-ges.			Saaler B.			Bodstedter B.			Barther B.			Grabow		
	F	E	A	F1	E1	A1	F2	E2	A2	F3	E3	A3	F4	E4	A4
Mittl.	0,29	2,75	3,02	0,18	0,98	1,16	0,02	1,39	1,58	0,06	1,69	1,94	0,03	2,75	3,02
Min.	0,14	2,00	2,35	0,09	0,72	0,95	0,01	1,00	1,25	0,03	1,17	1,50	0,01	2,00	2,35
Max.	0,49	3,44	3,51	0,31	1,26	1,36	0,03	1,77	1,89	0,11	2,17	2,36	0,04	3,44	3,51

Im bewerteten 28jährigen Meßzeitraum wurden sowohl Zeiträume mit minimalen als auch mit maximalen Einstrom- und Ausstromverhältnissen festgestellt. Alle Schwankungen treten nach Menge und Zeit unabhängig voneinander auf. Sie haben grundlegenden Einfluß auf die hydrographischen Bedingungen (Salzgehaltsverhältnisse) und auch auf die aktuellen trophischen Verhältnisse im Boddensystem. Aufgrund der morphologischen Bedingungen und der aktuellen Wasserhaushaltsergebnisse ist der Übergang vom Süßwasser zum hier möglichen Ostseewasser sehr unterschiedlich und damit auch das Maß der Wasserverneuerung. Durchschnittlich setzt sich der Einstrom von Bodden zu Bodden entsprechend Tab. 10 fort, wobei mit zunehmendem Abstand von der Ostsee immer mehr Mischwasser bewegt wird.

Tabelle 10 Prozentuale flächenmäßige Verteilung der Einstrombedingungen in der Boddenkette (Basis: Durchschnittswerte Tab. 9)

Werte in %	Grabow E4	Barther B. E3	Bodstedter B. E2	Saaler B. E1
Mittel 1966 - 1998	100	61,4	50,5	35,7
Max. Einstromjahr 1984	100	63,2	51,6	36,6
Min. Einstromjahr 1969	100	58,2	49,7	35,8

Die Intensität des Einstromes in die Boddenkette entscheidet auch über die abgestuft prozentual nahezu gleichbleibende Intensität für die übrigen Boddenteile.

Aus der Bilanz ergeben sich über den Ausstrom (=Einstrom + Flußwasserzufuhr) im Verhältnis zum Wasservolumen der einzelnen Boddenteile die folgenden **Wasserverneuerungsraten** (vgl. auch Tab. 6):

- Boddenkette insgesamt ca. 7,6 mal / a
- Grabow ca. 32 mal / a
- Barther Bodden ca. 57 mal / a
- Bodstedter Bodden ca. 33 mal / a
- Saaler Bodden ca. 6 - 7 mal / a

Von besonderer Bedeutung für die Prägung der Wasserbeschaffenheit ist, daß die **Flußwasserzufuhr** nicht den von der Ostsee gesteuerten Einstrom- und Ausstromverhältnissen unterliegt. Über die Höhe der Flußwasserzufuhr entscheidet allein die Niederschlagstätigkeit im Einzugsgebiet und die Größe des Einzugsgebietes. Werte zwischen 0,14 und $0,49 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ dokumentieren das. Der Gesamtsüßwasserzufluß verteilt sich zu ca. 64 % auf den Saaler Bodden (hauptsächlich die Recknitz und daneben der Saaler Bach und der Körkwitzer Bach) und zu ca. 22 % auf den Barther Bodden (hauptsächlich die Barthe) - vgl. auch Tab. 3.

Ästuartypisch ist, das die Salzgehaltsverhältnisse sehr eng mit den hydrologischen Bedingungen korreliert sind. Auf der Basis 40jähriger (täglicher) Untersuchungen am Zingster Strom, zwischen Bodstedter Bodden und Barther Bodden in der Mitte der Boddenkette liegend (in Abb. 16 Gebiet Nr. 4) kann ein langjähriges Mittel für diese Gewässerregion im Mittelwert von 5,5 PSU gesichert belegt werden. Für die einzelnen Boddenteile gelten ohne Einbeziehung von Extremwerten die in Tab. 11 angegebenen Wertespannen.

Tabelle 11 Durchschnittliche Salzgehaltsverhältnisse (PSU) in den Darß-Zingster Bodden (vgl. auch Übersicht in Kap. 2.2)

	Saaler B.	Bodstedter B.	Barther B.	Grabow	vorgelagerte Ostsee
Mittel	1...3	3...4	5...6	7	8...12
Max.	3...4	6...7	8...10	9...14	15
Min.	0,5	1...1,5	1,5...2	2...4	7

Die Entwicklung der Jahresmittelwerte (mit extremen Monatsmittelwerten) am Meßpunkt Zingster Strom wird für den Zeitraum 1960 bis 1998 (über 14.200 Tage-seinzelwerte) in Abb. 18 wiedergegeben. Danach gab es Perioden länger anhaltender übernormale und auch unternormale Salzgehalte. Der höchste gemessene Tageseinzelwert für Zingst lag in Januar 1976 bei 15 PSU, ein Zeitpunkt mit erheblichem Wasserstau vor Hiddensee nach einem Weststurm (dort wurden am Boddenzugang 22 PSU ermittelt).

Bei Situationen mit äußerst geringem Süßwasserabfluß kann sich salziges Wasser weit in die Flußläufe einstauen, z.B. bei der Recknitz bis in den Raum Bad Sülze/ Marlow oder bei der Barthe bis nach Barth/ Redebas.

Insgesamt gehören die Darß-Zingster Bodden zum **oligohalinen bis mesohalinen Lebensraum**, wobei sich die mesohalinen Zonen in Richtung Ostsee häufen und der innere Bodden zum Oligohalinikum neigt. Die größten Salzgehaltsgradienten liegen in den Mündungsbereichen der Zuflüsse. An den engen Übergangsbereichen von Boddenteil zu Boddenteil treten hohe Strömungsgeschwindigkeiten auf, z.B. an der Meiningenbrücke am Zingster Strom bis 100 cm/ s. Das hat dann auch einen schnellen Wasseraustausch zur Folge und

Salzgehaltsdifferenzierungen von 1 PSU/h sind möglich. Im ostseenahe Teil werden sogar 2 PSU/h ermittelt.

Diese großen raum- / zeitlichen Variabilitäten in Hydrologie und Hydrographie und hinzukommend die Boddenmorphologie prägen dann auch den ökologischen Status dieses Küstengewässers schon naturgegeben mit großen Differenzierungen. langanhaltende anthropogene Belastungen ordnen sich hier verschärfend ein. Heute liegt ein hocheutrophes (bis polytroph / hypertroph) Gewässersystem vor.

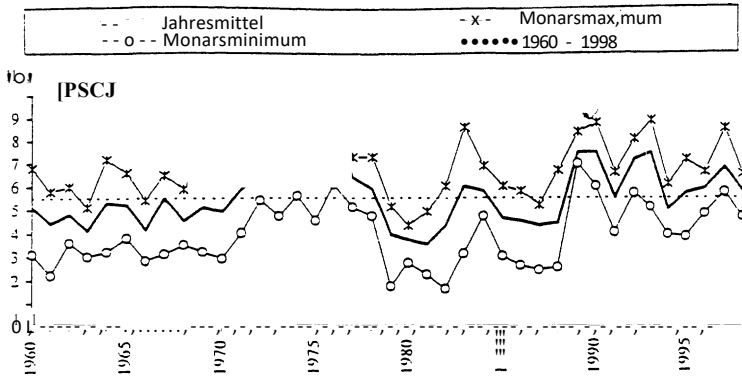


Abb. 18 Entwicklung des Salzgehaltes im Zingster Strom 1960 bis 1998 auf der Basis von Jahresmittelwerten bzw. extremen Monatsmittelwerten

3.8 Rügener Bodden (Bodden zwischen Rügen und Hiddensee sowie Rügener Binnenbodden) - in Abb. 3 = Nr. 8

- vgl. auch Abschnitt Boddenküste
- Quellen und weiterführende Literatur:

BACHOR (1996a) (1996b) (1997), BACHOR u. v. WEBER u. WIEMER (1996), CORRENS (1976 b) (1977) (1979), CORRENS u. JAEGER (1979) (1982), GESSNER (1937) (1940) (1957), HELCOM (70/1998), HÜBEL (1965) (1982), HÜBEL u. DAHLKE (1991) (1992), JESCHKE (1996), LAMPE (1981) (1997), MERTINKAT (1994), OVERBECK (1956) (1964), REINICKE (1996), SCHIEMENZ (1898a, b), SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM u. BAUDLER (2000), SCHMIDT (1957), SCHNESE (1969), SCHNESE u. HÜBEL (1975), SCHÜTZE (1931), SCHWARZ (1960), THRAMS (1937) (1939a) (1939b), THRAMS u. STOLL (1938), Umwelt-MV.: (1991) (1992) (1993) (1994) (1996) (1997), WASMUND (1939)

In großer Analogie zu den Boddengewässern südlich von Darß-Zingst vollzog sich auch die Entwicklung der Rügener Bodden. Noch in der Ancyclus-Zeit der Ostsee-Entwicklung (vor 9000 bis 7000 Jahren) verlief die Uferlinie wesentlich nördlicher als heute. Bereits 4000 v. Chr. - mit einsetzender Litorinatransgression - soll das Ostseeufer die heutige Linie erreicht haben. Ähnlich wie am Darß-Zingst lag im Rügener Bereich ein Inselarchipel vor dem Festland. Vier Hauptinseln (**Dornbusch, Wittow, Jasrund** und **Rügener Zentralkern**) und mit Sicherheit noch weitere kleinere Inseln wurden zu Stützpunkten der Haken- und dann der Nehrungsbildungen (vgl. Abb. 2 und Abb. 19).



Abb. 19 Entwicklung der Rügensch Gewässer
 - schwarz: Diluvium - punktiert: Alluvium
 • aus: GESSNER (1937)

So lieferte der Dornbusch das Material für das **Hiddenseer Flachland**. Mit der intensiven Entwicklung der Insel Hiddensee mit einem nach Süden gerichteten Landzuwachs (1694 bis 1835 = ca. 1300 m und von 1885 bis 1911 ca. 150 m) ist für die dahinter liegenden Rügener Gebiete eine Barriere entstanden, die das Hauptmassiv vor den Weststürmen geschützt hat und noch schützt. Zwischen Hiddensee und Rügen ist ein vielgefächertes **Stillwassergebiet** (Westrügenger Bodden) entstanden (vgl. Abb.20), was für die weitere Entwicklung der Rügener Binnenbodden von wesentlicher Bedeutung war.

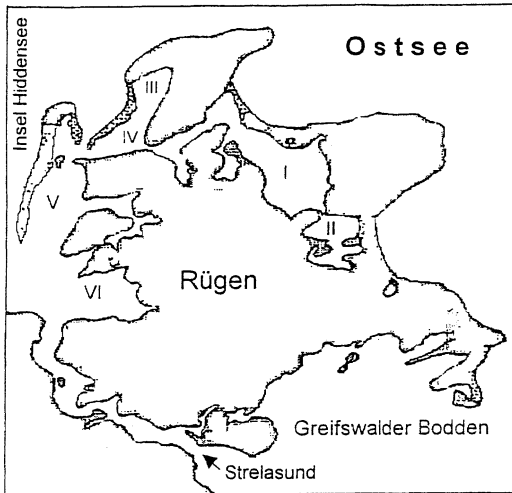


Abb. 20

Gliederung der Rügener Bodden
 - Bodden zwischen Hiddensee
 und Rügen (Westrügener
 Bodden)
 - Nordrügenschke Binnenbodden

• in Anlehnung an GESSNER,
 1937

Hauptboddengebiete:

- I: Großer Jasmunder Bodden
- II: Kleiner Jasmunder Bodden
- III: Wieker Bodden
- IV: Rassower Strom
- V: Vitter Bodden/Schaproder
 Bodden
- VI: Kubitzer Bodden

Durch die Schließung der Nehrungen zwischen Wittow und Jasmund (= **Schaabe**) im Norden der Insel und zwischen Jasmund und Zentral-Rügen (= **Schmale Heide**) im Osten bei Binz hat die Rügener Boddenlandschaft ihr heutiges Gepräge erhalten. So entstanden der **Große und der Kleine Jasmunder Bodden**. Noch bis 1860 soll eine Öffnung zur Ostsee vorhanden gewesen sein. Weitere alluviale Landbildungen gab es im Südostteil der Insel im Raum **Binz / Granitz** und **Mönchgut** bei Thiessow. Darin eingebettet waren die Bildung des **Schmachter Sees** bei Binz und das **Selliner Sees**.

Das heutige Rügener Boddensystem (Abb. 20) zwischen Strelasund - Bock - Hiddensee auf der einen Seite und bis zum Kleinen Jasmunder Bodden auf der anderen Seite umfaßt eine Gewässerfläche von rund 330 km² (Tab. 12 bzw. Tab. 3). Das Gesamtgebiet wird heute in die Bodden zwischen Hiddensee und Rügen (= **Westrügener Bodden**) und den **Rügener Binnenbodden** unterteilt. Mit Ähnlichkeit zu den Darß-Zingster Bodden können auch die Rügener Binnenbodden als **Gewässerserkette** verstanden werden. Auf der Strecke vom Kleinen Jasmunder Bodden bis zum Übergang zu den Westrügener Bodden liegen größere Gewässerteile im Nebenschluß, z.B. am Lebbiner Bodden der Tetzitzer See, der Breetzer Bodden und die Neuendorfer Wiek sowie am Rassower Strom der Wieker Bodden.

Tabelle 12 Morphometrische Gliederung der Rügener Boddengewässer
 • Ergänzung zur Tab.3 • verschiedene Quellen

Boddengebiet	Fläche (km ²)	Wasser- Volumen (10 ⁶ m ³)	Tiefe	
			mittel (m)	max (m)
Bodden zwischen Hiddensee und Rügen	171,3	300,5	1,8	7,6
- Vitter Bodden	124	17,7	1,4	6,0
- Schaproder Bodden	46,6	86,3	1,9	6,5
- Udarser Wiek mit Koselower See, Wittenberger Strom und Breite	20,7	10,7	0,3	6,5
- Kubitzer Bodden	35,4	52,0	1,5	4,3
- Gewässer zwischen Schaproder Bodden und Kubitzer Bodden und Strelasund	56,2	133,8	2,4	7,6
Rügener Binnenbodden	158,6	553,5	3,5	10,3
- Rassower Strom	20,0	49,6	2,5	6,0
- Wieker Bodden	16,0	41,1	2,6	4,9
- Breetzer Bodden	11,6	24,5	2,1	4,1
- Neuendorfer Wiek	3,7	4,6	1,2	2,0
- Breeger Bodden	9,7	23,5	2,4	4,2
- Lebbiner Bodden/Tetzitzer See	16,6	19,7	2,0	4,1
- Großer Jasmunder Bodden	58,6	312,8	5,3	10,3
- Kleiner Jasmunder Bodden	28,4	77,7	2,8	5,0

Im Unterschied zur Darß-Zingster Boddenkette sind die Rügener Binnenbodden tiefer. Mit 32,8 km² der Gewässerflächen sind rund 25 % der Rügener Bodden tiefer als 6 m (CORRENS 1975):

Gewässertiefe	Fläche	Fläche
	km ²	%
0 bis 2 m	46,9	36
2 bis 4 m	36,5	28
4 bis 6 m	14,0	10,8
6 bis 10 m	32,5	25
> 10m	0,3	0,2

Treten in der Ostsee um Hiddensee aus dem Westen kommende Wasserströmungen auf, so wird salzreicheres Wasser entweder vom Norden oder über den Gellenstrom vom Südwesten in die Westrügener Bodden einströmen. Ausstrom tritt dann auf, wenn der Wasserstand in den inneren Bodden des Darß-Zingst, Rügens oder des Strelasundes höher als in der Ostsee ist. So sind die Westrügener Bodden als **Durchzugsstraße** für in verschiedene Richtungen fließendes Wasser zu werten. Salzgehalte zwischen 8 und 10 PSU sind hier im allgemeinen anzutreffen. Die immer wieder erfolgten **Baggerungen** des Fahrwassers zwischen Stralsund und Gellen-

strom (= Westansteuerung Stralsund) haben natürlich Bedeutung für den Wasserdurchsatz. Das Ausmaß von erfolgten Sandtransporten durch die Baggerungen in diesem Gebiet wird für 1906 bis 1951 mit $5 \times 10^6 \text{ m}^3$ angegeben.

Baggerungen sind auch von wesentlichem Einfluß für den Wasseraustausch mit den Rügener Binnenbodden. Zwischen 1961 und 1963 erfolgten solche zur Verbesserung der Schifffahrtsbedingungen zwischen Rassower Strom und Großem Jasmunder Bodden. Der Wasseraustausch wurde zunächst wesentlich verbessert.

Ein in die Gegenrichtung gehender sehr markanter Eingriff in das hydrographische Geschehen der Binnenbodden war die Schließung der **Lietzower Pforte** (Übergang vom Kleinen zum Großen Jasmunder Bodden) im Jahr 1868 mit dem Bau eines Straßendamms und später der Eisenbahnlinie nach Saßnitz. Erst in der jüngeren Vergangenheit sind hier Maßnahmen für eine Verbesserung des Wasseraustausches getroffen worden. Bereits 30 Jahre nach der Schließung wurde in der Fachliteratur über eine drastische **Verschlechterung der hydrobiologischen Situation** berichtet. Die Zunahme verstärkter Algenblüten und der Gewässerverschlammung sind beispielhafte Indikatoren dafür.

Eine weitere Besonderheit ergibt sich für die Rügener Binnenbodden aus der Wasserhaushaltsbilanz. Bei kleinem Einzugsgebiet von 312 km^2 (Gewässerfläche 159 km^2) und dem Fehlen größerer Bach-/ Flußsysteme erhält dieses Gewässersystem durchschnittlich nur $40 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ an Flußwasser. Dem steht ein nahezu doppelt so hoher Niederschlagsbeitrag gegenüber. Damit wird der Gesamtwassergewinn nicht ($\text{Einstrom } 336 \cdot 10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$) wesentlich beeinflusst.

Die Wassererneuerung für das ganze Binnenbodden-system bis zum Großen Jasmunder Bodden ergibt sich so mit ca. 7 mal / a

Durch die in relativ geringen Grenzen schwankenden Salzgehalte in den vorgelagerten Westrügener Bodden kommt es auch bei diesen Gewässerteilen trotz intensiver Wasseraustauschbedingungen nicht zu größeren Schwankungen. Durch das Vorliegen von Salzgehaltsmessungen über mehr als 80 Jahre kann aber der Einfluß der Baggerungseingriffe nachvollzogen werden. Während SCHIEMENZ (1898) für den großen Jasmunder Bodden Werte noch im Bereich von 5,5 bis 5,8 PSU angibt, liegen die Ergebnisse bei späteren Autoren höher (Tab. 13).

Tabelle 13 Entwicklung der Salzgehaltsverhältnisse in den Rügener Binnenbodden

• ausgewählte Ergebnisse nach HÜBEL u. DAHLKE, 1991

in PSU		Großer Jasmunder Bodden	Kleiner Jasmunder Bodden	
			Nord	Süd
Schiemenz	vor 1898	5,5 ... 5,8	2,5	—
Zeitraum	1960-1963	7,0 ... 7,4	3,1...3,7	
Zeitraum	1980-1985	8,2 ... 8,6	3,5,, 4,5	
Zeitraum	1986-1990	7,4 ... 10,6	2,8 ... 5,8	4,2, .4,4

Im Kleinen Jasmunder Bodden ist eine deutlichere Nordsüd- Differenzierung erkennbar.

Insgesamt sind durch die Manipulationen an der Morphologie des Boddensystems erhebliche ökologische Einflüsse ausgeübt worden (weitere in Teil 2, dieses Heft).

Die Rügener Binnenbodden bis zum Jasmunder Bodden gehören zum mesohalinen Lebensraum, mit geringen Abstufungen in den Nebenbodden. Der Kleine Jasmunder Bodden ist dem Oligohalinikum zuzuordnen. Heute gelten für den mesohalinen Gewässerbereich eutrophe und für den oligohalinen polytrophe bis hypertrophe Bedingungen.

3.9 Greifswalder Bodden (mit Strelasund)- in Abb. 3 = Nr. 9

- vgl. auch Abschnitt Boddenküste
- Quellen und weiterführende Literatur:

BACHOR (1996a) (1996b) (1997), BACHOR u. v. WEBER u. WIEMER (1996), BAUMANN (1915), BIRR (1968) (1970) (1988), BORNHÖFT (1884), CORRENS (1976b) (1977) (1979), GOMOLKA (1971) (1987), HELCOM (70 / 1998), KLIEWE u. JAHNKE (1972), KOLP (1976), LAMPE (1997), MERTINKAT (1994), MÜLLER (1934), PRAESENT (1914), REINICKE (1989) (1996), SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM u. STOLLE u. WESTPHAL u. NAUSCH (1989), SCHMIDT (1957), SCHNESE (1968) (1969) (1973), SCHNESE u. HÜBEL (1975), SCHOKNECHT (1973), STIGGE (1989), SUBKLEW (1955), WILLE (1998), UMWELT - M.V. (1991...1997)

Der Greifswalder Bodden ist ein Teilbereich im großen System der **südbaltischen Boddenküste** (=Boddenausgleichsküste). Wesentliche Landschaftsbausteine sind die nördlich liegende Insel Rügen (973 km²) der östliche Rand wird durch die **Insel Ruden** (0,4 km²) und den nach Norden zur Insel Rügen zeigenden **Thiessower Haken** sowie den nach Süden ausgerichteten **Peenemünder Haken** (Insel Usedom) gebildet. Zwischen Thiessower Haken und der Insel Ruden liegt die breite und flache **Boddenrandschwelle** (nur 1,5 m bis 2,5 m tief). Zu den noch größeren Inseln im Bodden gehören die **Insel Vilm** (0,96 km²) im Norden und am Südrand die **Insel Koos** (1,49 km²) die **Insel Riems** (0,28 km²) und die **Insel Struck** (2,1 km²) Im Süden reicht die **Dänische Wiek** ca. 4 km in das Festland hinein. Hier münden der **Ryck** und die **Ziese**. Die Küsten, insbesondere im nordöstlichen Bereich sind reich strukturiert und zeichnen sich durch Haken und Nehrungen aus.

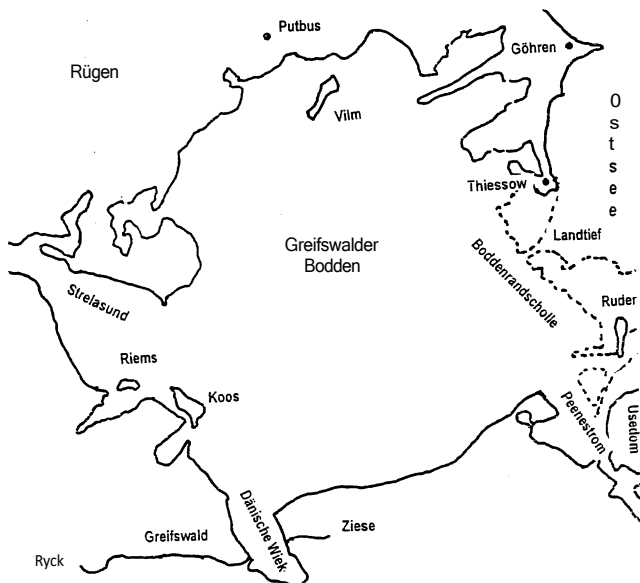


Abb. 21 Skizze des Greifswalder Boddens

Das 510 km^2 große Becken mit Ausdehnungen von West nach Ost von 25 km sowie Nord nach Süd von 24 km selbst hat seinen Ursprung als Staubecken des mehrfach unterbrochenen Abschmelzprozesses von spätglazialen Inlandeis. Mit dem ca. 26 km langen und nur 2,2 km breiten **Strelasund** lag im Süd / Südwesten der Insel Rügen ein Abfluß des Schmelzwassers in Richtung Ostsee. Die Meeresspiegelschwankungen der letzten 5 Jahrtausende um die heutige Mittelwasserlinie boten Zeit und Möglichkeiten zu den beginnenden küstenausgleichenden Vorgängen. Bis zum Beginn des 14. Jahrhunderts soll noch eine Landverbindung zwischen den Inseln Rügen und Rügen bestanden haben. Ein schweres Sturmhochwasser hat zu ihrer Zerstörung geführt. Die bereits als Ostbegrenzung genannte Boddenrandschwelle ist noch heute ein Zeugnis davon. Unterbrochen ist diese Schwelle nur durch das **Landtief**, das Loch (eine natürliche Auskolkung) und eine Baggerinne (Ostansteuerung der Häfen Greifswald und Stralsund).

Die heutigen Küstenformen sind im Süden des Boddens verhältnismäßig ausgeglichen und im Norden stark gegliedert. Die **ökologische Charakteristik** wird wesentlich durch das **Bodenrelief** geprägt. Es zeigt eine deutliche Zweiteilung. Das Gebiet westlich der Linie östlich der dänischen Wiek im Süden und der Insel Vilm im Norden wird von einem allmählich von West nach Ost einfallenden 6 bis 9 m tiefen Becken eingenommen. Ostwärts davon treten zahlreiche Untiefen auf. In diesem stärker gegliederten Teil wechseln Riffe und Sandbänke, welche meistens als Grund bezeichnet werden, mit tiefen rinnenförmigen Einschnitten ab. Hier liegt mit 13,5 m die größte Tiefe. Weiter nach Osten steigt das Bodenplateau zur Boddenrandschwelle an: sie ist ca. 11,5 km lang und 2 km breit. Sie besteht im wesentlichen aus

Sandgrund. Sonst ist der Boden des Boddens mit Schlick, Sanden und Tongeröllmischungen bedeckt, wobei im Boddeninnern die Schlickflächen mit ca. 66% den größten Anteil haben. Der Schlick von grauschwarzer bis hellgrauer Farbe ist unterschiedlich mit Sand durchmischt und von *Furcellaria* besiedelt. In Tiefen ab 6 m wird unbewachsener blauschwarzer Schlick charakteristisch. Durch die zunehmende Eutrophierung nimmt der organisch geprägte Schlick zu und Schwefelwasserstoffentwicklung wird festgestellt.

Aufgrund der morphologischen und entwicklungsgeschichtlichen Gestaltung ist die mittlere Tiefe mit 5,8 m größer als in anderen Bodden- und Haffgewässern. Ca. 52 % der Gesamtfläche sind tiefer als 6 m und nur 14,5 % liegen im Bereich bis 2 m (Tab. 14):

Tabelle 14 Verteilung der Wassertiefenbereiche im Greifswalder Bodden
 • nach CORRENS, 1979

Tiefenhorizont	Fläche (km ²)	Fläche(%)
Obis 2 m	73,8	14,5
2 bis 4 m	84,2	16,5
4 bis 6 m	85,5	16,8
6 bis 10 m	248,7	48,7
> 10 m	..J..M	<u>3,5</u>
	510,2	100

Das gegenüber der Gewässerfläche sehr kleine Einzugsgebiet in der Größe von 665 km² ist die Hauptursache für äußerst geringe, vom Lande kommende Süßwassereinträge. Der **Süßwassergewinn** über den Niederschlag kann bis zu 3 mal höher liegen (Tab. 5). So liegt der Wassergewinn für Süßwasser mit ca. $0,4 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ nur bei 11 % des Wasservolumens. Das bedeutet auch, daß nur im Bereich der dänischen Wiek (Ryck und Ziese) eine typische Salzgehaltsabstufung bis zum Süßwasser vorkommt.

Der Hauptwasseraustausch erfolgt mit der Ostsee über Einstrom- und Ausstromsituationen. Der Wassergewinn durch Einstrom mit $34,62 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ entspricht einerseits 98,3 % des Gesamtgewinns (Tab. 5) und ist andererseits 11,7 mal größer als das Boddenwasservolumen. Damit wird das Wasservolumen insgesamt ca. 11,7 mal pro Jahr erneuert (Tab. 6).

Die Zugehörigkeit des Greifswalder Boddens zum **morphologisch- hydrologischen Typ II** (Abb. 4) erfolgt der Wasseraustausch mit der Ostsee über zwei Verbindungen:

- im Osten über die flache aber sehr breite Boddenrandschwelle
- im Westen über den 26 km langen und als Zwischengewässer einzuordnenden Strelasund.

Der Einstrom in den Greifswalder Bodden über den Strelasund beträgt im langjährigen Mittel etwa 13 % des Gesamteinstromes und der Ausstrom entsprechend

16,5%. Der Wasserkörper des Greifswalder Boddens wird also überwiegend durch den direkten Austausch mit der Ostsee erneuert. Für den $253 \times 10^6 \text{ m}^3$ fassenden Strelasund ergeben sich die folgenden Bilanzwerte (Tab. 15).

Tabelle 15 Mittlere und extreme Wasserhaushaltsbedingungen im Strelasund
 • berechnet nach CORRENS (1979), ergänzt MERTINKAT (1994)

Werte in $10^6 \text{ m}^3 \text{ a}^{-1}$ langjährige Werte	Strömung in Richtung Greifswalder Bodden	Strömung in Richtung Ostsee
Mittel	4.520	9.220
Minimum	2.330	5.530 (1974)
Maximum	7.590 (1981)	13.290 (1984)
Wasseraustausch x mal/a	9,2 ... 17,9 ... 30	21,9 ... 36,4 ... 52,5

Auf der Basis wieder langjähriger Beobachtungen kann der Salzgehalt im nördlichen und zentralen Greifswalder Bodden mit 6 bis 8 PSU angegeben werden. Er liegt damit nur um ca. 1 PSU niedriger als in der vorgelagerten Oderbucht der Ostsee. Lediglich im Südosten des Boddens werden durch den Einfluß des Peenestromes, abhängig von den dortigen Ausstrombedingungen, teilweise erheblich niedrigere Salzgehalte gefunden, im Durchschnitt 3 bis 8 PSU, wobei auch noch niedrigere und noch höhere Werte festgestellt wurden. Dichteschichtungen mit größerer Stabilität treten bedingt durch höhere Salzgehaltsgradienten im Vertikalprofil nur im südöstlichen Boddenteil auf.

Für den Strelasund liegen die langjährigen Salzgehalte bei Stralsund im Bereich von 6 bis 10 PSU und am Eingang zum Greifswalder Bodden in dessen Bereich.

Der Greifswalder Bodden und auch der Strelasund sind als eindeutig β -mesohaline Gewässer einzustufen. Bezüglich seiner Morphologie, Hydrologie und Hydrographie besitzt der Greifswalder Bodden die Voraussetzungen für eine gute Wasserbeschaffenheit.

3.10 Stettiner Haff/ Oderhaff - mit Peenestrom und besonderer Berücksichtigung des Kleinen Haffs - (in Abb. 3 =Nr. 10)

- vgl. auch Abschnitt Boddenküste
- Quellen und weiterführende Literatur:

BACHOR (1996a) (1996b) (1997), BACHOR u. v. WEBER u. WIEMER (1996), BRANDT (1896), CORRENS (1972) (1973) (1975) (1976b) (1977) (1979), FISCHER (1917), GESSNER (1957), HAACK (1960), HELCOM (7011998), LAMPE (1997), LAWÄ (1999), LEIPE et al. (1998), MERTINKAT (1994), MIKULSKI (1966), NEUHAUS (1933), REINICKE (1996), SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM u. BAUDLER (2000), SCHNESE (1968), SCHOKNECHT u. CORRENS (1973), WILLE (1998), UHDE (1927), UMWELT-MV (1991 ... 1997)

Die für die nordostdeutsche Ostseeküstenlandschaft charakteristische **Boddenausgleichsküste** endet im Osten mit dem Stettiner Haff im deutsch-polnischen Grenzraum. Der westliche Teil (im wesentlichen der deutsche Teil) wird allgemein auch als **Kleines Haff** (ca. 40 % der Gesamtfläche) und der östliche (polnische) Teil als **Großes Haff** bezeichnet (Abb.22). Insgesamt wird das Odermündungsgebiet durch die Inseln **Usedom** (Deutschland/ Polen) und **Wollin** (Polen) von der Ostsee abgetrennt. Dahinter liegt seenartig das Odermündungsgebiet, das Stettiner oder Oderhaff.

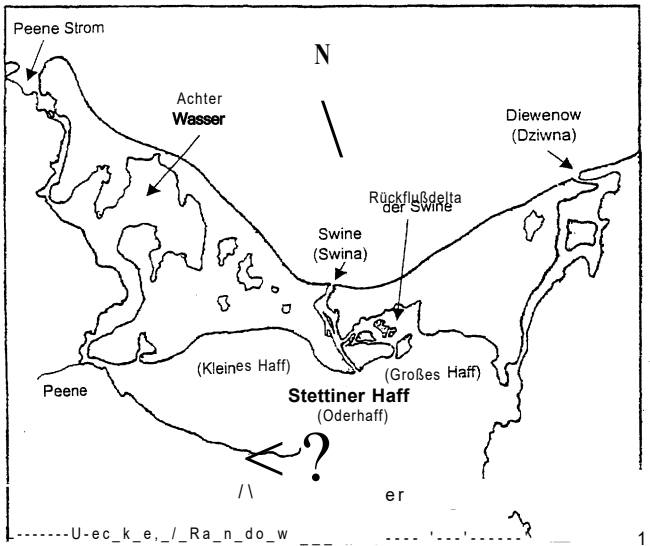


Abb. 22 Skizze und Gliederung des Stettiner Haffs
• modifiziert nach GESSNER (1957)

Die extreme Verbreiterung der Oder im Rückland der beiden Inseln hängt mit der postglazialen Herausbildung des **Haffstausees** zusammen. Heute existieren für den Abfluß des Süßwasserüberschusses in Richtung Ostsee drei Verbindungen mit der

Oderbucht: Peenestrom, Swine (Swina) mit Piatowski-Kanal und **Dievenow** (Dziwna). Alluviale Prozesse haben insbesondere die Struktur der Außenküste ständig verändert. Durch die auch hier stattgefundenen / stattfindenden Haken- und Nahrungsbildungen wurden / werden die Haff- / Ostsee- Verbindungen ständig verändert. Dazu gehören beispielsweise der Peenemünder Haken im Norden der Insel Usedom, die Schließung mehrerer ebenerdiger weiterer Ostseeverbindungen am Achterwasser und die Herausbildung der Swine-Niederungen bei Swinemünde / Swinoujscie im Osten der Insel. Auch auf der Insel Wollin traten solche Prozesse auf. So ist die heutige Außenküste wenig gegliedert. Anders ist die Situation am Haffnordufer. Während die Südküste von Usedom noch relativ wenig strukturiert ist und als größte Besonderheit nur über den **Usedomer See** (3,6 km²), der über eine schmale Rinne noch heute mit dem Haff verbunden ist, verfügt, ist die Wolliner Südküste sehr stark strukturiert. Besonders im Swine-Gebiet tritt die Erscheinung eines **Rückflußdeltas** auf.

Im eigentlichen Sinne ist das Stettiner Haff mehr ein Boddengewässer, wenn man von der heute allgemein gültigen Definition ausgeht (z.B. Nahrungsbildungen von vorgelagerten Inseln). Es muß aber eingeräumt werden, daß eine scharfe Trennung zwischen beiden Gewässertypen nicht möglich ist. Eine andere Möglichkeit der Unterscheidung ist mit dem Flußwasseranteil am Gesamtwassergewinn gegeben (vgl. *Tab.5*,

	% Flußwasseranteil	
	Bodden	Haffe
Darß-Zingster Bodden	9,8	
Rügener Binnenbodden	1,0	
Greifswalder Bodden	0,3	
Stettiner Haff		65,1
Frisches Haff		29,3
Kurisches Haff		87,8

Danach ist das Stettiner Haff wieder ein typisches Haff. Das Stettiner Haff ist mit seiner morphologische Gestaltung und der damit eng im Zusammenhang stehenden Hydrologie das einzige innere Küstengewässer der **Typkategorie III**. Besonders im westlichen Peenestrom und der östlichen Dievenow sind die Ostseeverbindungen deutlich mit Zwischengewässern geprägt, z.B. am Peenestrom die **Krumminer Wiek** und das **Achterwasser**.

Der durchschnittlich sehr hohe Süßwassergewinn mit $15,05 \times 10^9$ m³a⁻¹ erfolgt zu 95 % aus der Oder. Der Rest verteilt sich auf mehrere kleinere Flußsysteme, wovon auf deutschem hauptsächlich die Uecker mit der Randow und die Zarow zu nennen sind.

Durch den relativ hohen Wassereintrag aus dem **Peenestrom** in das Oderhaff mit 29 % ist auch mit Süßwassereinträgen aus dem **Peenefluß** zu rechnen. Dieser mündet am südlichen Ende des Peenestromes unweit des Haffbeginns. Die Peene ist der größte Ostseezufluß in Mecklenburg-Vorpommern.

Der Wasseraustausch mit der Pommerschen Bucht (auch Oderbucht) wird in seiner Größe auch durch die relative Häufigkeit der Strömungsrichtungen bestimmt. Für

die Meßreihe von 1902 bis 1940 ergibt sich die folgende Verteilung (nach CORRENS, 1973):

Gewässerteil	Ausstrom	Einstrom	Stromstille
	%	%	%
Peenestrom	67	29	4
Swine / Swina	80	20	0
Dievenow / Dzwina	70	22	8

Danach überwiegt der Ausstrom gegenüber dem Einstrom um das 2,3- bis 4-fache. Perioden längerer Stromstille gibt es in der relativ kurzen Verbindung der Swine nicht. Die mittleren Strömungsgeschwindigkeiten im Peenestrom bis zum Südausgang am Haff betragen beispielsweise 1970 bei Ausstrom (Richtung Ostsee) 15,8 cm/s (max. 48 cm/s) und bei Einstrom 21,2 cm/s (max. 90 cm/s).

Im Raum Wolgast (etwa Mitte bis nördlich im Peenestrom) liegen diese Werte allgemein höher. Hier wurden 1970 Maximalwerte für den Einstrom bis 112 cm/s und für den Ausstrom bis 80 cm/s gemessen. Die Verschiedenheit zwischen Differenzen im Einstrom und Ausstrom hängt mit der Pufferkapazität der südlich von Wolgast liegenden Nebengewässer zusammen.

Am **Gesamtwasseraustausch zwischen Haff und Ostsee** sind die drei Verbindungen sehr unterschiedlich beteiligt. So ergibt sich für den Ausstrom aus dem Haff ein Anteil für das Swinegebiet (Alte Swine und Kanal) von etwa 75 %. Auf den Peenestrom entfallen 15 % und auf die Dievenow 10 %. Das Verhältnis ist bei Einstromlagen etwa ähnlich, wobei über die Swine ein noch größerer Anteil verzeichnet wird und bei der Dievenow ein kleinerer. Es muß berücksichtigt werden, daß durch die wesentlich kürzere Verbindung über die Swine und den größeren Wasseranteil direkt Ostseewasser in das Haff eingetragen wird, während über die beiden anderen Ostseeverbindungen ein mehr mit Süßwasser vermisches Brackwasser in wesentlich kleineren Mengen in das Haff gelangen.

Dementsprechend werden die **Salzgehaltsverhältnisse** beeinflusst. Durch den mit 65,1 % deutlich überwiegenden Flußwasseranteil am Gesamtwassergewinn sind wesentlich geringere Salzgehalte zu erwarten. Vom Süßwasser beginnend liegen die Salzgehalte im Haff bis 3, höchstens 4 PSU. Lediglich in den unmittelbaren Wirkungsräumen von einströmenden Ostseewasser werden auch höhere Salzgehalte gefunden. So zeigt der Bereich der Swine auf relativ kurzen Strecken größere **Salzgehaltsgradienten**.

Für den Peenestrom ergibt sich so in Abhängigkeit von den Strömungsverhältnissen eine Salzgehaltsdifferenzierung von 7 bis 8 PSU am Übergang zur Ostsee bzw. zum Greifswalder Bodden bis ca. 0,8 PSU am Haffeingang. Bei Wolgast, ca. 18 km von der Ostsee entfernt, werden Werte zwischen 2 und 5 PSU ermittelt. Werte von 2 PSU sind auch am Haffeingang des Peenestromes nach längeren Einstromperioden möglich.

Der Großteil des Stettiner Haffs ist also als **oligohaliner Lebensraum** ausgewiesen. Lediglich Regionen an der Swine können dem Mesohalinikum zugerechnet

werden. Aufgrund des relativ schnellen Süßwasserdurchstromes gilt das Haff von Natur aus als ein Gewässer mit relativ niedriger Produktivität. Heute muß aber durch die lange Zeit wirkende hohe Nährstoffbelastung und die weitgehende Verschlamung großer Gewässerflächen von einem hocheutrophen {polytroph bis hypertroph} Zustand ausgegangen werden.

3.11 Frisches Haff und Kurisches Haff (in Abb. 3 = Nr. 11 und 12)

- vgl. auch Abschnitt Haff/ Nehrungsküste (Dünenwallküste) Quellen und weiterführende Literatur: CERVINKAS (1957), GESSNER (1957), HELCOM (7011998), MIKULSKI (1966), PAUL (1944), PRATJE (1931), PUSTELNIKOV (1983) (1998), SCHLUNGBAUM (2000), UHL (1939)

So wie die Haff - Nehrungsküste selbst mit großen Teilen der Boddenküsten viele Ähnlichkeiten aufweist, gibt es diese auch im Vergleich der Gewässer. Dennoch sind das Frische Haff und das Kurische Haff im System der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste mit charakteristischen Besonderheiten ausgestattet. Sie sind nicht nur mit 838 km² bzw. 1610 km² flächenmäßig die größten Küstengewässer dieser Art (vgl. Tab. 3), sie weisen auch in ihrer Hydrologie und Hydrographie Spezifika auf. Beide sind gegenüber den Boddengewässern mit hohen bzw. sehr hohen Süßwasseranteilen in ihrer Wasserbilanz gekennzeichnet (vgl. Tab. 5), wobei die Flüsse durch ihre Lage des Mündungsgebietes unterschiedlich für die Gewässer wirksam werden.

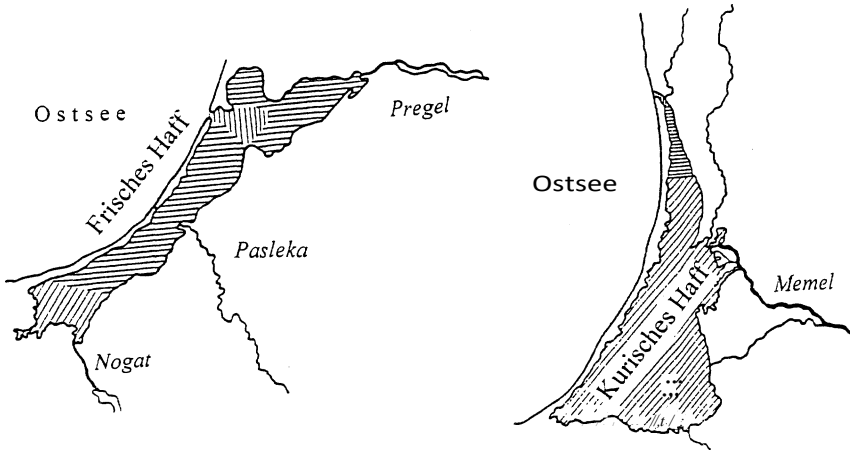


Abb. 23 Skizzen von Lage und Gestalt des Frischen und des Kurischen Haffs mit Angaben zur Verteilung der hydrographischen Verhältnisse

- Schraffur : senkrecht Ostseewasser, waagrecht mesohalines Wasser, schräg oligohalines Wasser
- modifiziert nach GESSNER (1957)

Die Flüsse münden beim Frischen Haff - auch Weichselhaff genannt - verteilt von Süd nach Nord auf der gesamten Länge der ca. 90 km langen Landseite und beim Kurischen Haff ist das Memeldelta auf die mittlere Lage der ebenfalls ca. 90 km langen Nord - Süd - Ausdehnung charakteristisch. Diese Verteilung und die absoluten Süßwassereinträge gestalten die Lebensräume charakteristisch.

Die Verteilung der Süßwassereinträge für beide Haffe ergibt sich wie folgt:

• Frisches Haff:			
Flußwassereintrag	3,62 x 10 ⁹ m ³ a ⁻¹		=100 %
- davon	Pregel		44 %
	Nogat (= Haffweichel)		17 %
	Pasleka (= Passarge)		<u>14 %</u>
			<u>75 %</u>
• Kurisches Haff:			
Flußwassereintrag	22,12 x 10 ⁹ m ³ a ⁻¹		=100 %
- davon	Memel (Nemunas)		98 %

Bedingt durch die großen Unterschiede bei den Gewässerflächen, aber nahezu identischen mittleren Tiefen mit 2,6 m bzw. 3,7 m (Tab. 3), ergibt sich für die Wassererneuerung allein durch Flußwasser ein entsprechend unterschiedlicher Faktor von 1,6 bzw. 3,6 mal/a (Tab. 6).

Beide Haffe haben jeweils am Nordende eine westwärts gerichtete Verbindungsrinne zur Ostsee, zusätzlich durch Baggerungen gestaltet. Dadurch gehören beide Gewässer dem morphologisch-hydrologischen Typ I an (Abb. 4). Aufgrund der in Tab. 5 angegebenen Bilanzdaten für den Wasserhaushalt ergeben sich sehr verschiedenartige Ausstrom-/Einstrom-Verhältnisse von

- Frisches Haff	(Enge bis Pillau)	1,4
- Kurisches Haff	(Enge bis Memel / Klaipeda)	12,7.

Die gesamte Wassererneuerung (Tab. 6) liegt bei 5,1 mal/a im Frischen Haff und bei 4,0 mal/a im Kurischen Haff.

Diese stark unterschiedlichen Wasserhaushaltsbilanzen wirken entsprechend auf die aktuellen **Salzgehaltsverhältnisse** (vgl. auch Abb. 23):

- **Frisches Haff:** Aufgrund des größeren Einstromdruckes von Ostseewasser kommt es in der unmittelbaren Nähe der Ostseeverbindung zu ostseewasserähnlichen Salzgehaltbedingungen mit 6 bis 7 PSU, also für diese Region der Ostsee deutlich im Bereich des **β-Mesohalinikums**. Ein **oligohaliner Lebensraum** ist mit Werten bis 3 PSU, meistens bis 2 PSU, deutlich auf den südlichen Gewässerraum begrenzt. Hier wirkt der prozentual niedrigere Nogatzufluß mehr als der bilanzmäßig intensivere Pregelzufluß, der sich aber unmittelbar auf die Region der Ostseeverbindung konzentriert. Im Pregelgebiet ist das Oligohalinikum auf das unmittelbare Mündungsgebiet beschränkt. Der übrige Bereich des Hafes gehört ebenfalls, wenn auch mit geringeren Salzgehalten, zum β-Mesohalinikum. Die jahreszeitliche Variabilität äußert sich durch

geringere Salzwerte im Zeitraum Januar bis März (Werte unter 1 PSU und sonst bei geringerem Schmelzwasserabfluß zwischen 1 bis 2 PSU) und höheren Werten zwischen August und Dezember.

Dieser heute vorliegende hydrographische Zustand ist in jüngerer Geschichte oft empfindlich beeinflusst worden. So bildete sich aus dem Mesohalinikum des Haffs in der Entstehungsgeschichte ein vom Süßwasserdurchfluß geprägtes Gebiet. Einen extrem hohen Süßwasserfluß erhielt das Haff bei dem Hochwasser 1855, weil das Weichselwasser durch eine Eisbarriere in der Danziger Mündung nicht den normalen Weg über die Danziger Weichsel nehmen konnte. Durch den Bau eines Schleusensystems an den Ostarmen der Weichsel hat sich der Süßwasserfluß in Richtung Haff auf ca. 10 % bei Hochwasser sogar auf 1 % verringert und die heutigen Werte (Tab. 5) angenommen. Die erfolgte Vergrößerung der Hafföffnung bei Pillau und die zurückgegangene Süßwassermenge haben gute Voraussetzungen für die Wiederausbildung des Mesohalinikums auf den größten Teil der Haffflächen gegeben. Das hat zu erheblichen Veränderungen in der Ökologie des Frischen Haffs geführt.

1895 wurden bis auf Cordylophora - Ansiedlungen im östlichen Haffteil nur Süßwasserlebensgemeinschaften angetroffen. Bereits 1924 fehlen dann charakteristische Arten des Süßwasserplanktons. Auch Auswirkungen auf die vorkommende Fauna sind festgestellt worden.

- **Kurisches Haff:** Das Kurische Haff hat aufgrund des extrem hohen Süßwasseranteils in der Bilanz mehr den Charakter eines Binnensees. Ostseewasserähnliche Bedingungen sind kaum zu finden. Ein mesohaliner Salzgehalt liegt nur im Nordteil vor. Das ist auch eine Folge der Situation, nach der das Süßwasser der Memel in der Mittellage der Haffausdehnung eintritt. Die festgestellten Salzgehaltsdifferenzen liegen meistens unterhalb 0,3 PSU. Damit scheidet der Salzgehalt dieses Küstengewässers als **ökologischer Faktor** völlig aus.

Zusammenfassung

Die nacheiszeitliche Entwicklung hat den Südraum der Ostsee mit einer Vielfalt von inneren Küstengewässern ausgestaltet. Das Spektrum reicht von den Förden von Flensburg bis zur Warnow, den Bodden zwischen Darß-Zingst und Usedom/Wollin sowie den Hatten im Baltikum. Differenzierte Küstenprozesse haben zu unterschiedlichen Prägungen geführt. Sie sind flacher oder tiefer, zur Ostsee offener oder abgeschlossener, enthalten mehr oder weniger Süßwasser.

Die ökologische Situation in den Förden, Bodden und Haffen reicht von nahezu Süßwasserverhältnissen bis zu polyhalinen Bedingungen in den Gewässern an der westlichen Ostsee. Dabei sind die Salzverhältnisse nach Raum und Zeit sehr verschiedenen und variabel. Entscheidend dafür ist auch die Lage der einzelnen Gewässer entlang am Salzgehaltgradienten der Ostsee. Dieser reicht von 15-23 PSU im Oberflächenwasser der Beltsee bis zu 6-8 PSU in der östlichen Gotlandsee. Das bedeutet, daß für die inneren Küstengewässer der westlichen Ostsee, z.B. Schlei oder Unterwarnow, erheblich größere Salzgehaltsabstufungen zu erwarten sind als im Raum der Bodden und Haffe.

Im Beitrag werden entwicklungsgeschichtliche, morphologische, hydrologische und hydromorphische Gemeinsamkeiten und Verschiedenheiten der folgenden Küstengewässer in Form von Fallstudien diskutiert:

- Förden: Flensburger Förde, Schlei, Kieler Förde, Untertrave und Unterwawow,
- Bodden: Darß-Zingster Bodden, Westrügener Bodden, Rügener Binnenbodden, Greifswalder Bodden und Stettiner Haff (dieses Haff ist aufgrund seiner Genese den Bodden zuzuordnen),
- Hatte: Frisches Haff und Kurisches Haff.

Alle Gewässer besitzen mit der abgestuften Salzgehaltsverteilung Ästuarcharakter. Nur für die Wismar-Sucht sind diese Eigenschaften nur schwach ausgeprägt.

Die diskutierten Verschiedenheiten stellen eine wesentliche Grundlage für die unterschiedlichen ökologischen Verhältnisse dar.

Literatur

- ARNDT, E. A. (1969). Zwischen Düne und Meeresgrund - Tiere und Pflanzen des Ostseeraumes. Urania Verlag Leipzig - Jena - Berlin: 376 S
- ARNDT, E. A. (1994). Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos in der Darß-Zingster Boddenkette im Laufe der letzten 25 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Makrozoobenthosentwicklung im Saaler Bodden von 1986 bis 1990. Rostock. Meeresbiol. Beitr. 2 98-120.
- BAADER, G. (1982). Nährstoffkreisläufe an der Sediment / Wasser- Kontaktzone von Flachwasserökosystemen. Dissertation, Univ. Rostock.
- BABENERD, B. und ZEITZSCHEL, B. (1985). Trends für eintragsrelevante Fakten und für die Nährstoffkonzentrationen im Wasser der Kieler Bucht - ein Beitrag zur Erforschung der Eutrophierung der Nord- und Ostsee. Ber. Institut für Meereskunde Kiel Nr. 148.
- BACHOR, A. (1996a). Ergebnisse der Güteüberwachung der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *BODDEN* 3 S 117-136.
- BACHOR, A. (1996b). Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee. *Wasser und Boden* 8 33-36.
- BACHOR, A. (1997). Nährstoffeinträge in die vorpommerschen Bodden. *BODDEN* 5 25-44.
- BACHOR, A.; WEBER, M. und WIEMER, R. (1996). Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Wasser und Boden* 8 26-32.
- BANSEMER, K. und RHEINHEIMER, G. (1974). Bakteriologische Untersuchungen über die Bildung von Schwefelwasserstoff in einer Vertiefung der inneren Kieler Förde. *Kieler Meeresforsch.* XXX: 91-98.
- BAUDLER, H. und SCHLUNGBAUM, G. (2000). Extreme hydrographische Situationen im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette. *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock)*, Tutzing: 383-388.
- BAUDLER, H.; SCHLUNGBAUM, G. und SCHULZ, F. (2001). Bibliographie der Darß-Zingster Bodden. In: H. SENKE u. G. SCHLUNGBAUM: *Die Darß-Zingster Bodden - Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft, Meer und Museum (Stralsund)* 16: 162-189.*1
- BAUMANN, E. (1915). Beiträge zur Kenntnis des Greifswalder Boddens. - II. Morphometrie des Boddens, XV. Jahresbericht Geogr. Ges. Greifswal: 1-44.
- BEHRENS, J. (1982). Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation, Univ. Rostock.
- SENKE, H. und SCHLUNGBAUM, G. (2001). *Die Darß-Zingster Bodden - Monographie einer einzigartigen Küstenlandschaft. Meer und Museum, Schriftenreihe des Deutschen Meeresmuseums Stralsund* 16: 1-190. (mit 32 Beiträgen von 44 Autoren).
- BERG, G. (1999). Beiträge zur Geschichte des Darßes und des Zingstes. 3. Aufl., Scheunen-Verlag.
- BIRR, H. D. (1968). Über die hydrographischen Verhältnisse des Strelasundes unter besonderer Berücksichtigung von Wasserstand, Strömung und Salzgehalt. *Geogr. Ber.* 46, 1 33-50.

- BIRR, H. b. (1970). Hydrographie des Strelasundes - Beiträge zur Erforschung der Küstengewässer der DDR unter besonderer Berücksichtigung nautischer Erfordernisse. Dissertation, Potsdam.
- BIRR, H.-D. (1988). Zu den Strömungsverhältnissen des Strelasundes. *Beitr. Meereskd.*, Berlin, 58: 3-8.
- BORNHÖFT, E. (1884). Die geologischen Verhältnisse des Greifswalder Boddens. Dissertation, Univ. Greifswald.
- BOWDEN, K. F. (1986). Estuaries and coastal waters. *Proc. Royal Soc. Ser. a265/1322*: 320-325 (London).
- BRANDT, K. (1896). Über das Stettiner Haff. *Wiss. Meeresuntersuchungen N.F.* 1, 2: 107-141.
- BROSIN, H. J. (1965 a). Die mittleren Salzgehaltsverhältnisse in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. *Beitr. z. Meereskunde* 16: 7-14.
- BROSIN, H. J. (1965 b). Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. *Veröff. Geophys. Inst. Univ. Leipzig* 18, 3: 277-381.
- CAMERON, W. M.; PRITCHARD, D. W. (1963). Estuaries. In: *The Sea New York* 306-324.
- CASPER, H. (1959a). Die Einteilung der Brackwasser-Regionen in einem Ästuar. *Estratto DALL' ARCHIVO DI OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA*; Vol. XI, Suppl. 153-169.
- CASPER, H. (1959b). Vorschläge einer Brackwassernomenklatur („The Venice-System“). *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 44, 2: 313-316.
- CERVINKAS, E. (1957). *Kai Kurie Kursin marin vadenslygio kitima ypatumai*. Lietuoves TSR MA daibai, Ser. B. Vilnius.
- CORRENS, M. (1972). Beiträge zur Hydrographie des Kleinen Haffs und des Peenestroms. Dissertation, Humboldt-Univ. Berlin.
- CORRENS, M. (1973). Beitrag zum Wasserhaushalt des Oderhaffs. *Wiss. Z. Humboldt-Univ. Berlin, Math. nat. R.* 22, 6: 693-704.
- CORRENS, M. (1975). Untersuchungen über den Wasserhaushalt des Kleinen Haffs (Oderhaff). *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 25, 1: 8-11.
- CORRENS, M. (1976 a). Beitrag zur Hydrographie der Unterwamow. *Acta Hydrophys.* 21: 183-226.
- CORRENS, M. (1976 b). Charakteristische morphometrische Daten der Bodden- und Haffgewässer der DDR. *Vermessungstechnik* 24, 12: 459-461.
- CORRENS, M. (1977). Grundzüge von Hydrographie und Wasserhaushalt der Boddengewässer an der Küste der DDR. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 5, 2: 517-526.
- CORRENS, M. (1979). Der Wasserhaushalt der Bodden- und Haffgewässer der DDR als Grundlage für die weitere Erforschung ihrer Nutzungsfähigkeit zu Trink- und Brauchwasserzwecken. *Habilitationsschrift, Humboldt - Univ. Berlin*.
- CORRENS, M., JAEGER, F. (1979). Beiträge zur Hydrographie der Nordrügensch Bodden - 1 Einführung in das Untersuchungsgebiet, Wasserstandsverhältnisse und Wasserhaushalt. *Acta Hydrophysica* 24: 149-177.
- CORRENS, M.; JAEGER, F. (1982). Beiträge zur Hydrographie der Nordrügensch Bodden - 11 Strömungsverhältnisse, Salz- und Sauerstoffhaushalt. *Acta Hydrophysica* 27: 5-22.
- OELLING, D. (1975). Untersuchungen am Oligohalinikum der Schlei - 1 Haddebyer und Selker Noor als Beispiele oligohaliner Lebensräume. *Kieler Meeresforsch.* 31: 111-150.
- DIEHL, D.; DIEHL, M. (1979). Die Untertrave als Mischzone von Süßwasser- und Meeresorganismen. In: DIEHL M. (1979). *Berichte des Vereins "Natur und Heimat" und des Naturhistorischen Museums zu Lübeck: "Lebensraum Untertrave"*, H 16: 176 S.
- DIEHL, M. (1992). Lübecker Bucht und Untertrave. *Ber.-d. Vereins "Natur und Heimat" und des Naturhistorischen Museums Lübeck Heft* 23/24: 208 S.
- DUPHORN, K.; KLIEWE, H.; NIEDERMEYER, R.-O.; JANKE, W. und WERNER, F. (1995). *Die Deutsche Ostseeküste. Sammlung Geologischer Führer* 88. Ed. O.F. GEYER u R. LEINFELDER, Gebr. Bornträger Berlin-Stuttgart.
- DVWK (1996). *Flußlandschaft - ökologische Entwicklungskonzepte, BMBF - Vorhaben "Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer"*. *Merkblätter Wasserwirtschaft* 240: 1-285 (Deutscher Verein für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.).
- FEIBICKE, M. (1994). Innere Schlei - Stoffeinträge und Prozesse. *Gewässerökologie Norddeutschlands (Landesumweltamt Potsdam)* 1: 66-73.
- FISCHER, R. (1917). Der Abflußvorgang der Ostseehaffe und ihrer Zuflüsse, besonders der Peene. *Petzermanns Geogr. Mitt.* 63: 235-237.
- FREUND, K. - H. (1977). Die Unterwamow - gesellschaftliche Bedeutung, Belastung und Beschaffenheit. *Habilitationsschrift, Univ. Rostock*.

- GEMEINSAMES KOMITEE FLENSBURGER FÖRDE (1974). Untersuchungen der Flensburger Förde, 8 Teilberichte. Selbstverlag Aaburaa.
- GEORGI, F. (1983). Untersuchungen zur Variabilität von Qualität und Quantität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern. Dissertation, Univ. Rostock.
- GESSNER, F. (1937). Hydrographie und Hydrologie der Brackwässer Rügens und des Darß. Kieler Meeresforsch. 2: 1-80.
- GESSNER, F. (1940). Produktionsbiologische Untersuchungen im Arkonabecken und den Binnengewässern von Rügen. Kieler Meeresforsch. 3: 449-459.
- GESSNER, F. (1957). Meer und Strand. 2. Aufl.; VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin: 426 S.
- GOMOLKA, A. (1971). Untersuchungen über die Küstenverhältnisse und die Küstendynamik des Greifswalder Boddens. Dissertation, Univ. Greifswald.
- GOMOLKA, A. (1987). Untersuchungen über geomorphologische Veränderungen an Boddenküsten in den letzten drei Jahrhunderten unter besonderer Berücksichtigung des Greifswalder Boddens. Habilitationsschrift, Univ. Greifswald.
- GOSSELCK, F. (1992). Makrozoobenthos, Phytal und Makrophyten in der Wismar-Bucht und des Salzhaffs. In: Ziel- und Funktionsstudie für den Naturschutz im Raum Wismar-Bucht einschließlich Salzhaff. Univ. Rostock, FB Biologie, unveröff.
- GOSSELCK, F. und v. WEBER, M. (1997). Die Eutrophierung ein Problem der Wismar-Bucht. Meer und Museum (Stralsund) 13: 36-40.
- GRIPP, K. (1949). Die Entstehung der Förden. Sehr. d. Naturwiss. Verw. Schleswig-Holstein (Kiel) 24.
- HAACK, E. (1960). Das Achterwasser - eine geomorphologische und hydrologische Untersuchung. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin: 106 S.
- HELCOM 70198. Baltic Sea Environment Proceedings 70198 - The third BALTIC SEA Pollution Load Compilation (PLC3). Helsinki 1998.
- HOBEL, H. (1992). Fünf Jahrzehnte produktionsbiologischer Untersuchungen in den Brackgewässern Rügens und des Darß. Wiss. Zeitschr. Univ. Greifswald, Math.-nat. R. 31: 3-9.
- HOBEL, H.; DAHLKE, S. (1991). Stoffhaushalt und Belastungsgrad des Kleinen Jasmunder Boddens. - Studie, Biologische Station Hiddensee, unveröff.: 45 S.
- HOBEL, H.; DAHLKE, S. (1992). Ökosystemanalyse - Kleiner Jasmunder Bodden. Forschungsvorhaben Wasser 10204397 - Umweltbundesamt und Staatliches Amt f. Umwelt und Natur Rostock.
- 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 Hilfswiss. N. F. 9: 447-456.
- HUPFER, P. (1973). Hydrologisch-meteorologische Verhältnisse, Wasser- und Wärmehaushalt im östlichen Teil der Darßer Boddenkette in der Zeit vom 29.5. bis 3.6.1972. Wiss. Z. Univ. Rostock R. 22, 10: 1067-1077.
- HUPFER, P. (1978). Die Ostsee - kleines Meer mit großen Problemen. Teubner Verlagsgesellschaft Leipzig: 152 S.
- HUPFER, P.; FOKEN, W. (1977). Zum Verhalten des mittleren Salzgehaltes in der Ostsee- und Boddenküste von Zingst im Zeitraum 1961-75. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 27, 3: 83-85.
- HUPFER, P.; SCHLUNGBAUM, G.; VENTZ, D. (1973). Der Salzgehalt in den Boddengewässern während der synoptischen Boddenaufnahme 1972. Wiss. Z. Univ. Rostock R. 22, 10: 1079-1083.
- HURTIG, Th. (1954). Die mecklenburgische Boddenlandschaft und ihre entwicklungsgeschichtlichen Probleme. Verlag deutscher Wissenschaften, Berlin: 148 S.
- JESCHKE, L. (1996). Entwicklungsgeschichte der Bodden. Bodden 3: 3-18.
- KÄNDLER, R. (1953). Hydrographische Untersuchungen zum Abwasserproblem in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Kieler Meeresforsch. 11: 176-200.
- KÄNDLER, R. (1956). Die hydrographischen Verhältnisse in den Buchten und Förden der Ostseeküste Schleswig-Holsteins im Hinblick auf die Abwasserbelastung. Arbeiten des Deutsch. Fischerei-Verbandes 7: 17-24.
- KÄNDLER, R. (1959). Hydrographische Beobachtungen in der Kieler Förde. Kieler Meeresforsch. 15: 145-156.
- KÄNDLER, R. (1960). Typen der Salzgehaltsschichtung in der Kieler Förde. Kieler Meeresforsch. 12: 164-179.

- KÄNDLER, R. (1963). Hydrographische Untersuchungen über die Abwasserbelastung der Flensburger Förde. Kieler Meeresforsch. 19: 142-157.
- KÄNDLER, R. (1971). Untersuchungen über die Abwasserbelastung der Untertrave. Kieler Meeresforsch. 27: 20-27.
- KINNE, O. (1971). Salinität (Kap. 4). In: Marine Ecology 1: 683-1244.
- KLIEWE, H. (1957). Die spät- und nacheiszeitliche Foramenentwicklung der Insel Usedom. Habilitationsschrift, Univ. Greifswald.
- KLIEWE, H. und JANKE, W. (1972). Verlauf und System der Marginalzonen der letzten Vereisung auf dem Territorium der DDR. Wiss. Z. Univ. Greifswald, Math.-nat. R 21, 1: 31-37.
- KÖGLER, F.C. und ULRICH, J. (1985). Bodengestalt und Sedimente der Kieler Förde. Sehr. Naturwiss. Verein Schleswig-Holstein (Kiel), 55: 1-33.
- KOLP, O. (1976). Submarine Ufertrassen der südlichen Ost- und Nordsee als Marken des holozänen Meeresspiegelanstiegs und der Überflutungsphasen der Ostsee. Geogr. Mitt. 120, 1: 1-23.
- KOMMISSION FLENSBURGER FÖRDE (1980). Sedimentuntersuchungen 1979 in der Flensburger Förde. Sekretariat Aabenraa (Appenrade).
- KÖSTER, R. (1958). Die Küsten der Flensburger Förden - ein Beispiel für Morphologie und Entwicklung einer Bucht. Sehr. Naturwiss. Verein Schleswig-Holstein (Kiel) 29, 1: 5-18.
- KÖSTER, R. (1961). Junge eustatische und tektonische Vorgänge im Küstenraum der südwestlichen Ostsee. Meyniana (Kiel) 11: 23-81.
- KÖSTER, R. (1996). Entstehung der Ostsee (Kap. 3.1). In: RHEINHEIMER G. (Ed.). Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- KÖSTER, R. und BONSEN, U. (1969). Die Schlei und ihrer Anreinerlandschaften. In: H. SCHLENGER, K. H. PAFFEN u. R. STEWIG: Das Schleswigsche Hügelland - ein geographischer-landeskundlicher Exkursionsführer: 230-240 (Kiel, Verlag Hirt).
- KREMLING, K. (1996). Ionenanomalien (Kap. 5.1.1). In: RHEINHEIMER G. (Ed.). Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- KREY, J. (1941). Nährstoff- und Chlorophylluntersuchungen in der Kieler Förde 1939. Kieler Meeresforsch. 4: 1942.
- KREY, J. (1959). Über den Gehalt von gelösten anorganischem Phosphor in der Kieler Förde 1952-1957. Kieler Meeresforsch. 15: 17-28.
- LAMPE, R. (1981). Gewässerzustand und Sedimente eines polytrophen Flachsees (Schmachter See/Rügen) - ein Beitrag zur physiogeographischen Prozeßforschung. Habilitationsschrift, Univ. Greifswald.
- LAMPE, R. (1996). Küstentypen der Ostsee (Kap. 3.2). In: RHEINHEIMER G. (Ed.). Meereskunde der Ostsee. 2. Aufl., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- LAMPE, R. (1997). langfristige Uferlinienveränderungen und ihre Auswirkungen auf Inventar und Stoffhaushalt von Küsten und Küstengewässern im Bereich der vorpommerschen Boddenlandschaft. Sehr. R f. Landschaftspf. u. Natursch. 52: 17-24.
- LANGHOF, A. S. (2000). Küstenentwicklung im Warnowmündungsbereich vom Postglazial bis zur Gegenwart. Diplomarbeit Univ. Rostock/ FB Landeskultur und Umweltschutz.
- LEIPE, T.; EIDAM, J.; LAMPE, R.; MEYER, H.; NEUMANN, T.; CSADCZUK, A.; JANKE, W.; PUFF, T.; BLANZ, T.; GINGELE, F.-X.; DANNENBERGER, D. & WITT, G. (1998). Das Oderhaff - Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. Meereswiss. Berichte/ Marine Science Report 28 (IOW Rostock-Warnemünde).
- LINDNER, A. (1972). Soziologisch - ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Univ. Rostock.
- LOZAN, J. L. et al. (Ed) (1996). Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 384 S.
- MERTINKAT, L. (1994). Wasserhaushaltsdaten der Bodden- und Haffgewässer. BSH, unveröffentlicht (Ergänzung zu Correns, 1979).
- MIKULSKI, Z. (1996). Wasserhaushalt der baltischen Haffe. Beitr. Meereskunde 19: 5-17.
- MÜLLER, W. (1934). Salzgehalts- und Strömungsverhältnisse des Greifswalder Boddens. Mitt. Naturwiss. Ver. Neuvoipommern und Rügens 61: 3-119.
- NAUSCH, G. (1981). Die Sedimente der Darß-Zingster Boddenkette - Zustandsanalyse und Stellung im Stoffkreislauf. Dissertation, Univ. Rostock.

- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G.; BAADER, G. (1983). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR - XIX. Zur Beschaffenheit der Oberflächensedimente im Bereich der Ober- und Unteiwarnow. *Wiss. Z. Univ. Rostock* 32, N - Reihe 5: 15-19.
- NELLEN, W. (1967). Ökologie und Fauna (Makrovertebraten) der brackigen und hypertrophen Ostseeförde Schlei. *Arch. Hydrobiol.* 63: 273-309.
- NELLEN, W.; RHEINHHEIMER, G. (1974). Chemisch, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schlei im Hinblick auf deren Abwasserbelastung (Sammelheft). *Kieler Meeresf.* 26, 2: 105-215.
- NEUHAUS, E. (1933). XXI. Studien über das Stettiner Haff und seine Nebengewässer - 1 Untersuchungen über die allgemeinen hydrographischen und biologischen Verhältnisse. *Z. f. Fischerei* **XXXI**.
- NIEDERMEYER, R.-D.; KLIEWE, H.; JANKE, W. (1988). Die Ostseeküste zwischen Boltenhagen und Ahlbeck - ein geologischer und geomorphologischer Überblick. *Geogr. Bausteine N.R.* 30, 164 S., Haack (Gotha-Leipzig).
- OHL, H. (1959). Temperatur- und Salzgehaltmessungen an der Oberfläche des Kieler Hafens in den Jahren 1952-1957. *Kieler Meeresf.* 15: 157-160.
- OTTO, Th. (1913). Der Darß und der Zingst. 13. Jahresber. d. Geogr. Gesellsch. Greifswald.
- OVERBECK, J. (1956). Untersuchungen über die Standortverhältnisse an den Wuchsorten von *Fucus vesiculosus* in den Gewässern von Hiddensee und Rügen. *Arch. Protistenkunde* 101: 401-442.
- OVERBECK, J. (1964). Der Fe / P - Quotient des Sedimentes als Merkmal des Stoffumsatzes in Brackwässern. *Helgoländer wiss. Meeresuntersuchungen* 10: 430-447.
- PANKOW H., WASMUND N. (1994). Produktionsbiologie und Soziologie des Makro- und Mikrophytobenthos der Darß-Zingster Boddenkette. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 2: 61-68.
- PAUL, K.-H. (1944). Morphologie und Vegetation der Kurischen Nehrung - 1 Gestaltung und Bodenformen in ihrer Abhängigkeit von der Pflanzendecke. *NOVA ACTA LEOPOLDINA*, N. F. 13, 96: 217-378.
- PERLIT (1990). Vgl. MERTINKAT (1994), Fortführung der Datenaufnahme
- PRAESENT, H. (1914). Beiträge zur Kenntnis des Greifswalder Boddens - 1 vorläufiger Bericht über die hydrographischen Untersuchungen, XIV. *Jb. Geogr. Ges. Greifswald*.
- PRATJE, O. (1931). Die Sedimente des Kurischen Haffs. *Fortschritte der Geologie und Paläontologie*, 10.
- PUSTELNIKOV, O. (1983). Biogeochemie des Kurischen Haffs. - (russ.) Akademie der Litauischen SSR, Abt. Geographie, Vilnius: 158 S.
- PUSTELNIKOV, O. (1998). Geochemistry of Sediments of the Curonian Lagoons Baltic Sea. *Institute of Geography (Litauische Geographische Gesellschaft)*, Vilnius: 234 S.
- REINHARD, H. (1953). *Der Bock*. Petermanns Geogr. Mitt.: 251 S. (Gotha).
- REINICKE, R. (1989). Der Greifswalder Bodden - geographisch/geologischer Überblick, Morphogenese und Küstendynamik. In: *Der Greifswalder Bodden, MEER und MUSEUM* 5: 3-9 (Meeresmuseum Stralsund).
- REINICKE, R. (1996). *Boddenküste*. Hinstorff-Verlag. Rostock.
- REMANE, A. (1952). Die Besiedlung des Sandbodens im Meere und die Bedeutung der Lebensformtypen für die Ökologie. *Zool. Anz. Suppl.* 16: 327-359.
- RIPL, W. (1986). Restaurierung der Schlei - Forschungsbericht. TU Berlin, FB 14.
- SCHIEMENZ, P. (1898a). Über den Einfluß der Absperrung des Kleinen Jasmunder Boddens auf die Zusammensetzung seiner Tier- und Pflanzenwelt. *Fischereizeitung* 1: 718-721.
- SCHIEMENZ, P. (1898b). Untersuchungen über die Fischereiverhältnisse des Kleinen Jasmunder Boddens. *Mitt. Dt. Seefischereivereins* 14, 12: 397-441.
- SCHIEWER, U.; GÖCKE, K. (1996). Ökologie der Bodden und Förden (Kap. 6.6). In: RHEINHHEIMER G. (Ed.), *Meereskunde der Ostsee*. 2. Aufl., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- SCHIEWER, U.; SCHLUNGBAUM, G.; ARNDT, E. A. (1994). *Monographie der Darß-Zingster Bodden-gewässer 1992*. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 2: 5-213.
- SCHLUNGBAUM, G. (1978). Komplexe ökologische Untersuchungen an den Darß-Zingster Bodden-gewässern unter besonderer Berücksichtigung des Nährstoffkreislaufes. *Geogr. 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. *Habilitationsschrift, Univ. Rostock*: 130 S. + Anlage.

- SCHLUNGBAUM, G. (1982). Sedimentchemische Untersuchungen in den Küstengewässern der DDR. -Teil 10 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. (2000). Förden-Bodden-Haffe an der südlichen Ostseeküste - eine strukturelle Vielfalt von Küstengewässer-Ökosystemen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 1-20.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (2000). Struktur und Funktion der Küstengewässer, Kap. 12 in R. Guderian und G. Gunkel (Ed.). Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie Bd III A Aquatische Ökosysteme: 45.-89. (Springer Verlag).
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (2001). Wasserhaushalt und Salzgehaltsverhältnisse in den Bodden - ein Vergleich mit anderen Küstengewässern. Meer und Museum (Stralsund), 16: 17-24.
- SCHLUNGBAUM, G. und KRECH, M. (2000). Ästuare an der südlichen Ostsee und die Wasserrahmenrichtlinie. - Teil 1: Ökologische Gliederung. Wasser und Abfall, 12: 12-13.
- SCHLUNGBAUM, G. und KRECH, M. (2001). Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffen (Teil 2). Wasser und Abfall, 4: 14-21.
- SCHLUNGBAUM, G. und VOIGT, 8. (2001). Die Darß-Zingster Bodden - ein junges Gewässersystem in einer noch nicht alten Landschaft. Meer und Museum (Stralsund), 16: 5-16.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. (1996). Gewässergütebericht für die Darß-Zingster Boddenkette 1994 / 95 mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung. im Druck. Dokumentation.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. (1999). Gewässergütebericht Darß-Zingster Boddenkette II, 1996-1999, unveröffentlicht.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; NAUSCH, G. (1994). Die Darß-Zingster Boddenkette- ein typisches Flachwasserästuar. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 2: 5-26.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1982). Boddeneutrophierung / Boddennutzung, Bericht zur Ökosystemanalyse der Küstengewässer. unveröff. Forschungsbericht, Univ. Rostock / Sektion Biologie.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1988). Nutrient turn over at the sediment water interface in shallow eutrophic coastal waters. Kieler Meeresforschung. Sonderheft 6: 184-190.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G.; BAUDLER, H. (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 2: 27-40.
- SCHLUNGBAUM, G.; SCHÖNEFELDT, K.; KRECH, M.; BOMBA, 1 und LUKAS, A. (2001). 5 Jahre Dauerbetrieb der Zentralen Kläranlage Rostock - Auswirkungen auf das Ökosystem der Unterwamow und auf die Ostsee. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 9, im Druck.
- SCHLUNGBAUM, G.; SELIG, U. (1996). Die Wamow - ein typischer norddeutscher Flachlandfluß und seine Bedeutung für den Nährstoffeintrag in die Ostsee. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 4: 67-84.
- SCHLUNGBAUM, G.; STOLLE, S.; WESTPHAL, H.; NAUSCH, G. (1989). Sedimentchemische Untersuchungen in den Küstengewässern der DDR. - XXX. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Greifswalder Boddens. Wiss. Z. Univ. Rostock, N - Reihe 38, 5: 18-22.
- SCHMIDT, H. (1953). Der Strelasund und seine morphologischen Probleme. Diplomarbeit, Univ. Greifswald.
- SCHMIDT, H. (1957). Morphologische Probleme um den Kleinen und Großen Jasmunder Bodden. Dissertation, Univ. Greifswald.
- SCHNESE, W. (1968). Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens. Habilitationsschrift, 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. (1973). Untersuchungen zur Produktionsbiologie des Greifswalder Boddens (südliche Ostsee) - II. Die Hydrographie, Salzgehalt, Temperatur und Sestongehalt. Wiss. Z. Univ. Rostock, Math.-nat. R. 22, 6 / 7: 141-156.
- SCHNESE, W.; HÜBEL, H. (1975). Über den Verlauf und die Größe der Phytoplankton- und Zooplanktonproduktion in Brackwässern mit abgestuftem Salzgehalt. Limnologica 10: 459-465.
- SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Ökosysteme des Meeres (Kap. 6.3 im Lehrbuch der Ökologie Ed. Schubert R). Gustav Fischer Verlag Jena, 3. Aufl., 6: 424-464.

- SCHOKNECHT, G. (1973). Einige Untersuchungsergebnisse über die Wasserbeschaffenheit des Greifswalder Boddens. Acta hydrochim. hydrobiol. 1, 4: 387-395.
- SCHOKNECHT, G.; CORRENS, M. (1973). Untersuchungen über Salzhaushalt und Temperaturverhältnisse des Kleinen Haffs. Wiss. Zeitschr. Humboldt-Univ. Berlin, Math.-nat. R. 22, 6: 705-717.
- SCHÖNEFELDT, K. (2001). Das Unterwamow-Ästuar - Hydromorphologie - Ökologische Gewässerstruktur - Stoffbilanzen. Diplomarbeit Univ. Rostock/ FB Biowissenschaften.
- SCHÜTZE, H. (1931). Die Haken und Nehrungen der Außenküste von Rügen. Pomm. Geogr. Ges. Greifswald 49 / 50, 1. Beitr.: 1-155.
- SCHÜTZE, H. (1939). Morphologischer Beitrag zur Entstehung des Darß und des Zingst. Geologie der Meere und Binnengewässer (Berlin).
- SCHWARZ, S. (1960). Hydrographisch - meteorologische und biologische Beobachtungen in den Brackgewässern um Hiddensee. Int. Rev. Ser. Hydrobiol. 45: 327-338.
- STAHL, R. (1913). Aufbau, Entstehung und Geschichte mecklenburgischer Torfmoore. Mill. aus der Großherzoglich - Mecklenburgischen Landesanstalt 24: 6-16.
- STIGGE, H.J. (1989). Der Wasserkörper Bodden und seine Hydrodynamik. In: Der Greifswalder Bodden, MEER und MUSEUM (Meeresmuseum Stralsund) 5: 10-14.
- SUBKLEW, H. J. (1955). Der Greifswalder Bodden, fischereibiologisch und fischereiwirtschaftlich betrachtet. Z. Fisch. Hilfswiss. N. F. 4: 545-588.
- TIEPOLDT, L. (1993). Landerschließung, Landnutzung und Landerhaltung in der nordwestpommerschen Boddenlandschaft. Univ. Rostock, Dissertation FB Landeskultur und Umweltschutz (u. Biologie).
- TRAHMS, O. K. (1937) Zur Kenntnis der Salzgehaltsverhältnisse und des Phytoplanktons der Hiddensee und Rügenschens Boddengewässer. Arch. Hydrobiol. 32: 75-80.
- TRAHMS, O. K. (1939 a). Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackgewässer - 1. Das Phytoplankton des Großen Jasmunder 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.; STOLL, K. (1939). Hydrobiologische und hydrochemische Untersuchungen in den Rügenschens Boddengewässern während der Jahre 1937 und 1938. Kieler Meeresforsch. 3: 61-98.
- UHDEN, R. (1927). Beiträge zur Morphologie des Oderhaffgebietes. 43 / 44. Jahrb. d. Geogr. Gesellsch. Greifswald.
- UHL, J. (1939): Neue Anschauungen über die Entstehung des Frischen Haffs und der Frischen Nehrung. Geologie d. Meere und Binnengewässer (Berlin) 3.
- UMWELT - M.V. (1991). Gewässergütebericht 1990 - Gütezustand der Gewässer in Mecklenburg - Vorpommern. Umweltministerium/ Schwerin: 200 S.
- UMWELT - M.V. (1992). Gewässergütebericht 1991 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg - Vorpommern. Umweltministerium / Schwerin: 149 S. + Anlagen.
- UMWELT - M.V. (1993). Gewässergütebericht 1992 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg - Vorpommern. Umweltministerium/ Schwerin: 146 S.
- UMWELT - M.V. (1994). Gewässergütebericht 1993 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg - Vorpommern. Umweltministerium / Schwerin: 170 S.
- UMWELT - M.V. (1995). Gewässergütebericht 1994 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg - Vorpommern. Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt/ Schwerin: 232 S.
- UMWELT - M.V. (1997). Gewässergütebericht 1995 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg - Vorpommern. Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt/ Schwerin: 296 S.
- USSKILAT, F (1975). Untersuchungen am Oligohalinikum der Schlei - II. Über die Ostracodengemeinschaften des Haddebyer und Selker Noors. Kieler Meeresforsch. 31: 151 ff.
- v. WEBER, Mund GOSELCK, F. (1997). Morphologie und hydrographie der Wismar-Bucht. Meer und Museum (Stralsund) 13: 33-36.
- WASMUND, Ch (1939). Die Sedimentationsgeschichte des Großen Jasmunder Boddens (Insel Rügen). Geologie d. Meere und Binnengewässer 3: 506-526.

- WASMUND, N.; SCHIEWER, U. (1994). Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee). Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 2: 41-60.
- WILLE, A. (1998). Untersuchungen zu Nährstoffaustauschraten an der Sediment - Wasser - Grenzschicht in Flachwasserökosystemen - ein Beitrag zur Bilanzierung des Stoffaustausches im Oderästuar. Dissertation, Univ. Greifswald.
- WUNDERLICH, E. (1917). Die Oberflächengestaltung des Norddeutschen Flachlandes 1 Teil: Das Gebiet zwischen Elbe und Oder. Veröff. d. Geogr. Institutes Univ. Berlin 3: 361 S.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Dr. Henning Baudler
Universität Rostock
FB Biowissenschaften
Wismar, Str. 8
18051 Rostock

Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee - eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff

Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse - eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Abstract

According to the first article, the development of different types of coastal inland waters at the southern baltic coast is a result of variation in genesis, morphology, hydrology and hydrography in space and time.

The trophic situation has been reviewed by the following contribution. Differentiation should be made between natural and man made processes of eutrophication. The natural level of eutrophication of coastal inland waters reaches from mesotrophic to high eutrophic stages.

Nutrient discharges, caused by man have led to severely increased trophic stages. Eutrophie to hypertrophic levels have been observed.

The process of eutrophication was characterized by 8 thesis. In order to realize the forthcoming EU - Water Framework Directive, first attempts have been made finding suitable reference areas for coastal inland waters.

1 Allgemeines zur Eutrophierung der Küstengewässer und anderer aquatischer Systeme

Das weltweite Problem der Eutrophierung hat längst von den **Binnengewässern** auch auf die **Küstengewässer** und Teile des Weltmeeres übergreifen. In diesen Gewässerbereichen vom Süßwasser zum Meerwasser haben die sehr verschiedenartigen inneren Küstengewässer eine charakteristische Wirkung auf den allgemeinen Eutrophierungsprozeß. **Ästuare** - oft auch als **Übergangsgewässer** bezeichnet - besitzen in der Regel eine hohe **biologische Produktivität** und üben dadurch auch eine **Schutzfunktion** für die vorgelagerten Meeresgebiete aus. Dabei haben sie meistens ihren **ökologischen Status** wesentlich verändert.

Dafür sind die **natürlichen Voraussetzungen**, wie sie durch die jeweils unterschiedliche **Entwicklungsgeschichte**, die unterschiedlich geprägte **Morphologie** und die differenzierten Erscheinungen, wie sie durch die **Hydrologie** und **Hydrographie** gegeben sind, von größter Bedeutung. Auch für die Küstengewässer-Ökosysteme gelten, wenn auch mit teilweise sehr unterschiedlichen Prägungen, die gleichen Ursachen, Erscheinungen und Folgen dieser **Überdüngung** mit Nährstoffen in Form von **Stickstoff- und Phosphorverbindungen**. Mit der Abb. 1 werden die wichtigsten Ursachen und Wirkungen der Gewässereutrophierung - auch gültig für die meisten Küstengewässer - zusammengefaßt.

Die **Intensität der Primärproduktion** ist in Form der Zunahme über lange oder kurze Zeiträume das Maß des Prozesses. Zwischen einzelnen Ökosystemen treten große Unterschiede auf, wie ein Vergleich der Nettoprimärproduktion verschiedener Gewässer zeigt (Tab.1)

Tabelle 1 Vergleich der Nettoprimärproduktion in verschiedenen aquatischen Ökosystemen
 • verschiedene Autoren

Ökosysteme	[g C m ⁻² a ⁻¹]
Limnische Systeme	
tropische Seen	30 bis 2.500
gemäßigte Seen	2 bis 950
arktische Seen	<1 bis 35
alpine Seen	<1 bis 100
tropische Fließgewässer	1 bis 1000
gemäßigte Fließgewässer	<1 bis 650
Marine Systeme	
oligotropher Ozean (Sargassosee)	20
offener Ozean	50
Sehelfgebiete und hochproduktive Hochseeregionen	100 (...200)
Auftriebsgebiete	200 bis 1.000
Flußmündungsgebiete/Ästuar	200 bis 900

Der Vergleich der Produktionshöhe in aquatischen und terrestrischen Lebensräumen ergibt in etwa die folgende Reihenfolge:

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

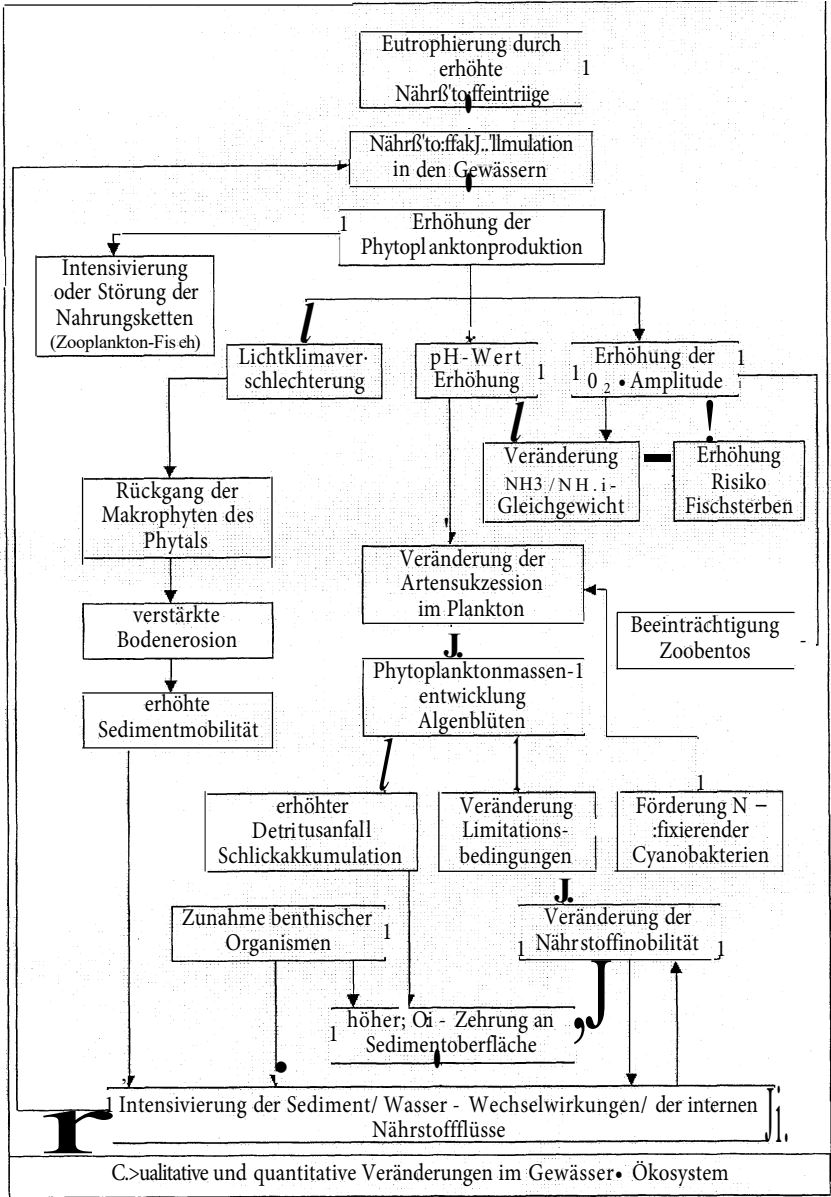


Abb. 1 Zusammenfassung von Ursachen und Wirkungen der Gewässereutrophierung aus: SCHLUNGBÄUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001)

Die Unterschiede ergeben sich aus der Höhe der Nährstoffversorgung und dann aus der geographischen Lage (Klimafaktor). Die morphologische Gestaltung der Gewässer mit Beziehungen zur konkreten hydrologischen und hydrographischen Situation stellt einen weiteren wesentlichen Faktorenkomplex für die Differenzierung dar.

Das marine Phytoplankton ist hochgerechnet mit einer Gesamtproduktion von $20 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ einer der Hauptproduzenten auf der Erde. Davon entfallen nach RYTHER (1969) ca $16,3 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ auf die Gesamtfläche des offenen Ozeans, $3,6 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ auf die Seelfgebiete und die hochproduktiven Hochseeregionen und $0,1 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ auf die Auftriebsgebiete. Während das **Phytoplankton** die euphotischen Oberflächenschichten des Meeres besiedelt, ist das **Makro- und Mikro-phytobenthos** auf die euphotischen Bereiche des Litorals angewiesen. Die Höhe der Primärproduktion mariner Makrophyten, insbesondere der Laminarien, ist mit der der hochproduktiven terrestrischen Ökosysteme vergleichbar und kann diese noch übertreffen, z.B. berechnete MANN (1973) für *Macrocystis* im Indischen Ozean eine Nettoproduktion von etwa $2000 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die Produktion anderer Makrophyten (*Laminaria*, *Thalassia*, *Spartina*, *Zostera* u.a.) ist zwar geringer, übertrifft jedoch die des Phytoplanktons um ein Vielfaches. In flachen Küstengewässern, besonders in Ästuaren, die infolge der geringen Wassertiefen den Makrophyten günstige Bildungsmöglichkeiten bieten, können diese die mengenmäßig höchste Produktion aufweisen (ODUM et al. 1972).

Dem gegenüber ist die Primärproduktion des Mikrophytobenthos wesentlich geringer. Die Makrophyten haben sich zu einem ausgezeichneten Anzeiger für fortgeschrittene Eutrophierungsprozesse entwickelt. Beim Überwiegen des Phytoplanktons auf den Stufen der höheren Gewässertrophie gehen die Makrophytenbestände, wegen der zunehmenden Wassertrübung und des Fehlen des Lichtes, stark zurück. Besonders in weitgehend abgeschlossenen Ästuaren ist diese Makrophytenentwicklung ein ausgezeichneter **Eutrophierungsindikator**.

2 Spezielle Aspekte zur Eutrophierung der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee

Definitionsgemäß wird der Eutrophierungszustand auch für diesen Gewässertyp weitgehend durch die Intensität der Primärproduktion charakterisiert. Sie wird auch hier in $\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bzw. in $\text{mg C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ angegeben, auch der Volumenbezug ist möglich. Der Gebrauch des **Begriffes der Eutrophierung ist für die Ostseeküstengewässer nicht neu**. Bereits GESSNER (1937) hat in seiner historischen Arbeit über die Brackgewässer Rügens und des Darß die Boddengewässer nach Trophiestufen gegliedert (Abb. 2) und dabei die Bedeutung der Land - Meer - Wechselwirkung hervorgehoben:

- „A: **Das Arkonabecken:** oligotropher Brackwassertypus, mesohalin, starke Salzschiichtung, N und P oligotroph, planktonarm, Hauptentwicklungszeit des Planktons im Frühjahr (Diatomeen).

- B: **Hiddenseer Bodden, Greifswalder Bodden:** Gebeit starker Wasserströmungen. Im Greifswalder Bodden beginnende Eutrophie. Kieselsäurezufuhr 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 Massenvegetation von Cyanophyceen und Chlorophyceen. Zurücktreten der Kieselalgen.
- D: **Die Jasmunder Bodden:** Zunehmende Eutrophie bis Hypertrophierung im Kleinen Jasmunder Bodden. P und N im Polytypus: jedoch frei nur in geringsten Resten nachweisbar. Keine Diatomeenhochproduktion, kein Dominanzwechsel in der Planktonbesiedlung. Das ganze Jahr herrschen kleine Cyanophyceen und Chlorophyceen vor."

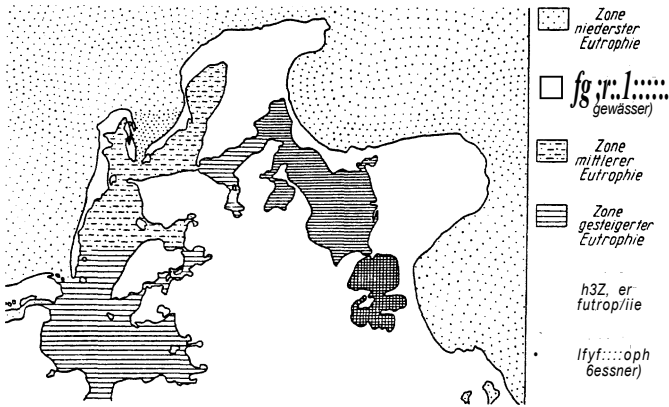


Abb. 2 Zonen verschiedenen Eutrophierungsgrades in den Rügener Binnenbodden in den 30er Jahren
 • aus GESSNER (1957)

Diese Einschätzung belegt eindeutig, daß der hohe Eutrophierungszustand in den inneren Küstengewässern ein Ergebnis einer langen Entwicklungsgeschichte ist. Die von GESSNER (1937) benutzte Abgrenzung zwischen den einzelnen Trophiestufen kann auch heute noch aufrechterhalten werden. Fraglich ist allerdings, ob nach heutigen Vorstellungen die Arkonasee zum damaligen Zeitpunkt noch oligotroph war. Auch WUNDSCH hat in seinen Untersuchungen über Fischsterben in den Darß-Zingster Bodden in Verbindung mit Makrophytensterben zum Anfang der 30er Jahre des 20. Jahrhunderts diese Bodden als hoch eutroph bezeichnet (WUNDSCH, 1968 - Briefwechsel mit Ooz. Dr. H. Hübel/ Hiddensee, die angefertigten Berichte haben

2.2 Die Eutrophierung der inneren Küstengewässer heute - eine Zusammenfassung in Form von 8 Thesen

Das heutige Eutrophierungsproblem der Förden, Bodden und Hafte unterliegt spezifischen Charakteristiken, die in Form von 8 Thesen zusammengefaßt werden können. Mit ausgewählten Fallbeispielen, die typisch für bestimmte Situationen sind, werden diese diskutiert - vgl. auch SCHLUNGBAUM (2000), SCHLUNGBAUM und BAUDLER (2000) oder auch SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001):

- These 1:** *Obermäßige Nährstoffeinträge prägen den Eutrophierungsprozeß innerer Küstengewässer*
- These 2:** *Förden, Bodden und Hafte gehören zu den Gewässern mit hoher natürlicher Produktivität. Sie besitzen von Natur aus ein hohes Nährstoffrückhaltevermögen (Nährstoff-Filterkapazität)*
- These 3:** *Die Intensität der Primärproduktion korreliert in den Förden, Bodden und Haften mit den ästuartypischen Salzgehaltsabstufungen*
- These 4:** *Durch zunehmende Lichtlimitation wird die Intensität der Primärproduktion beeinflußt*
- These 5:** *Intensivierte Stoffkreisläufe durch verstärkte Sediment/Wasser-Wechselwirkungen fördern die interne Gewässereutrophierung*
- These 6:** *Aktuelle Nährstoffkonzentrationen sind in flachen Küstengewässern immer ein Ergebnis von vielseitigen Wechselwirkungen und können nur bedingt als Eutrophierungsindikator genutzt werden*
- These 7:** *Die für Flachwasserästuare charakteristische Pufferwirkung und Nährstoff-Filterkapazität ist mit dem Übergang zur Polytrophie und Hypertrophie stark rückläufig*
- These 8:** *Verbesserte Wasseraustauschverhältnisse in inneren Küstengewässern bzw. mit dem vorgelagerten Meer leisten einen Beitrag zur Milderung des Eutrophierungsproblems.*

2.2.1 These 1: Übermäßige Nährstoffeinträge prägen den Eutrophierungsprozeß innerer Küstengewässer

Für die inneren Küstengewässer - hier die Förden, Bodden und Hafte an der südlichen Ostseeküste - werden Nährstoffeinträge über die folgenden Pfade wirksam:

- Einträge über die **Zuflüsse**. In der Regel zählen hierzu die größeren Flußsysteme mit ihren **Einzugsgebieten**. Werden die **Nährstofffrachten** in den entsprechenden Mündungsgebieten ermittelt, so stehen diese als Summe der **Nährstoffimmissionen** aller im Einzugsgebiet entstehenden **Nährstoffemissionen**, d. h. aller punktuellen und diffusen Nährstoffflüsse mit Berücksichtigung des **Nährstoffrückhaltevermögens** in der Landschaft.

- Dazu kommen die vom Lande ausgehenden Einträge aus den nicht durch die o. g. Flußgebiete erfaßten Entwässerungsräumen. Hier müssen unbedingt die kleinere Gebiete im **Uferraum** und vor allem die Städte und Gemeinden an den Küsten des inneren Küstengewässers berücksichtigt werden.
- Die Stoffeinträge aus der Ostsee während der **Einstromsituation** sind in der Regel kleiner als die Austräge in den **Ausstromsituationen** (Verdünnungseffekt, Ausräumeeffekt, positive Wasserbilanz in Richtung Ostsee $A > E$). Dazu sei auf die Darstellung zur **Wasserhaushaltsbilanz** in Teil 1 verwiesen. Für genauere Erfassungen ist die Aufstellung von **Stoffbilanzen** für jedes einzelne Küstengewässersystem mit spezieller Berücksichtigung des Stoffaustausches im Übergangsbereich zur Ostsee erforderlich (vgl. These 2).
- Einträge aus den **atmosphärischen Niederschlägen** über die Trocken- und Naßdeposition.

Der Eutrophierungsprozeß in den inneren Küstengewässern wird immer dann wesentlich beschleunigt, wenn die Nährstofffrachten über den geogenen Hintergrundwert (**Background**) liegen. Erscheinungen einer erhöhten **Akkumulation** in den inneren Küstengewässern (= **Nährstoffrückhaltung, Nährstofffilterfunktion**) werden verstärkt wirksam (vgl. auch These 3). Zu berücksichtigen ist die Abhängigkeit der Nährstofffrachten von der Größe des Einzugsgebietes und den ergebenden **Abflüssen vom Lande** sowie der Größe und der **hydromorphologischen Gestaltung** der einzelnen Küstengewässer selbst.

Die **Nichtbewältigung der Stoffkreisläufe** in den Einzugsgebieten in der Vergangenheit und teilweise noch in der Gegenwart hat zu einer wesentlichen Erhöhung der **Nährstofffrachten** in den Flußsystemen geführt. Durch zielgerichtete Maßnahmen im Gewässerschutz konnten die Nährstoffflüsse in den Landschaften Deutschlands wesentlich reduziert werden (SEHREND, 1999). Die Tab. 2 gibt dafür eine Übersicht für Deutschland und das Ostseegebiet im Vergleich der Zeiträume 1983/1987 und 1993/1997.

Tabelle 2 Nährstoffemissionen in Deutschland und im deutschen Ostseegebiet,
 a 1983/1987, b 1993/1997, c Veränderungen in % Werte in t/a
 bzw. %, Werte in 10^3 t/a

	P-Emissionen						N-Emissionen					
	Deutschland			Ostseegebiet			Deutschland			Ostseegebiet		
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c
Summe	93,5	37,3	-60,2	4,1	1,6	-60,7	1085	819	-24,5	61,1	44,9	-26,6
%	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
davon punktuell	63,9	12,6	-80,3	2,9	0,4	-83,5	413	232	-46,2	15,4	8,5	-45
%	68,3	33,8		69,6	29		39,8	28,4		25,3	18,9	
davon diffus	29,6	24,6	-16,8	1,3	1,2	-8,5	653	586	-10,2	45,7	36,4	-20,4
%	31,7	66,2		30,4	70		60,2	71,6		74,8	81,1	

Insgesamt sind die Flußbelastungen mit Nährstoffen rückläufig, wobei der **punktu-elle Anteil** gegenüber den **diffusen Einträgen** schneller rückläufig ist. Der Bau und die Modernisierung von Kläranlagen haben dazu beigetragen. Das Ostseegebiet zeigt etwa gleiche Tendenzen wie für Deutschland. Für die diffusen Quellen wurden zur Reduzierung zwischen ca. 10 und ca. 20 % erreicht. In der Tabelle 3 sind die **Nährstoffimmissionen** für die einzelnen Küstengewässer aus den **Hauptflußgebieten** (>50 km²) zusammengestellt worden. Der mit aufgeführte Anteil des gegebenen Hintergrundes (**Background**) soll Aufschluß über die Verteilung natürlicher und anthropogener Nährstoffflüsse geben.

Tabelle 3 Nährstoffeinträge (Immissionen) aus den Flußgebieten in die inneren Küstengewässer der südlichen Ostsee 1995 (unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Flußeinzugsgebiete >50 km²)
 - ausgewählte Daten (gerundet) nach HELCOM 70/1998
 - Background (BG) in % der Gesamtbelastung

Küstengewässer Flußsystem	EZG km ² (gesamt)	Phosphor			Stickstoff			
		ges. t/a	PO ₄ - P t/a	BG % ges.	ges. t/a	NH ₄ - N t/a	NO ₃ - N t/a	BG % ges.
Flensburger Förde	(330)							
Schlei	(620)							
Füsinger Au	243	14,5	8,1	12	813,5	17,8	683,1	19
Hüttenser Au	63	3,6	1,9	-	98,7	13,6	67,8	-
Koseler Au	55	3,0	1,5	-	183,3	7,8	151,5	-
Kieler Förde	(714+x)							
Schwentine	714	30,3	18,4	13	721,7	28,3	462,8	54
Untertrave	(2665)							
Trave	1291	38,2	17,2	10	1634,8	49,1	1305,8	19
Wakenitz	270	8,3	3,5	-	207,7	6,8	127,6	-
Schwartau	223	12,3	4,4	-	522,8	10,7	424,0	-
Stepenitz	701	19,9	8,2	7	347	19,4	861	18
Maurine	170	3,9	1,5	-	201	8,0	183	-
Wismar Bucht	(1059)							
Wallensteingr.	156	20,8	13,4	4	309	15,8	243	11
Heilbach	310	9,6	4,6	-	523	24,4	456	-
Unterwarnow	(3222)							
Warnow	2982	59,0	21,5	6	2165	185	1585	25
Peezer Bach	52	2,6	1,3	-	151	11,4	128	-
Darß-Zingster B.	(1578)							
Recknitz	669	14,4	5,1	8	466	79	347	29
Barthe	292	4,3	1,6	9	354	23,6	301	24
Körkwitzer Bach	100	2,5	0,8	-	185	4,3	157	-
Saaler Bach	68	1,3	0,6	-	86,1	4,3	75,7	-

Küstengewässer; Flußsysteme	EZG km ² (gesamt)	Phosphor			Stickstoff			
		ges. t/a	PO ₄ - P t/a	BG % ges.	ges. t/a	NH ₄ - N t/a	NO ₃ - N t/a	BG % ges.
Rügener Binnenboden	(312)							
Strelasund/Bodden Rügen-Hiddensee	(238)							
Prohner Bach	72	1,6	0,5	-	146	11	124	-
Duvenbaeck	67	2,5	1,5	-	74,1	4,0	66,2	-
Greifswalder Bodden	(665)							
Ryck	231	1,4	0,4	7	266	22,1	130	25
Ziese (West + Ostziese)	115	3,3	1,1	-	110	22,9	72,9	-
Peenestrom	(5772)							
Peene (mit Trebel, Tollense)	5110	88	37,8	8	3411	310	2647	23
Stettiner Haff	(122712)							
Ocker (mit Randow)	2401	43,9	16,0	3	875	131	600	29
Zarow	748	13,5	3,7	5	424	54,6	305	33
Oder (Polen)	118861	4922	1489	12	6973	3810	46082	16
Frisches Haff	(23439)							
Pregel	2294	260	-	-	3100	-	-	-
Passarge (Pasleka)	127	57	16	1440	192	757	23	
Kurisches Haff	(100458)							
Memel (Nemunas)	97928	1228	1057	57	34191	3869	19569	8

Tabelle 3 -Fortsetzung-

Aufsummierungen	Phosphor			Stickstoff			
	ges. t/a	PO ₄ -P t/a	BG % ges.	ges. t/a	NH ₄ -N t/a	NO ₃ -N t/a	BG % ges.
A Summe (ohne Oder) deutsche Flußsysteme über innere Küstengewässer	403	175	3-13	14276	1065	11504	11-33
B Summe aller deutschen Flußsysteme	479	218	-	16764	1206	13379	-
C Summe Industrie	3,8	3,3	-	48,1	1,7	38,5	-
D Summe Kläranlagen	95,7	44,5	-	4559	3442	506	-
E Summe Deutschland	579	265	-	21371	4650	13924	-
F Summe innerer Küstengewässer Oder bis Memel	6537	2603	-	115704	7871	66408	-
G Summe aller inneren Küstengewässer südliche Ostsee	6940	2778	-	129980	8936	77912	-

Die aufgeführten Daten lassen die folgenden Schlußfolgerungen zu:

- Mit den Einzugsgebieten der ausgewählten inneren Küstengewässern werden (ohne Kieler Förde als Ganzheit) mit 20.320 km² des insgesamt 28.600 km² großen deutschen Ostsee-Einzugsgebiet erfaßt, das sind 71 % Der Rest von 29 % entfällt auf direkt an die Ostsee angrenzenden Gebiete. Auf die Hauptflußsysteme der berücksichtigten inneren Küstengewässer entfallen 16.400 km², das sind 83,4 % der Einzugsgebiete aller Förden, Bodden und Haffe oder 57,3 % des gesamten deutschen Einzugsgebietes.
- 1995 wurden über die inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum 6.940 t P und 129.980 t N eingetragen (Tab. 3 - Summe G). Davon entfallen auf den deutschen Ostseeraum mit 20.320 km² Einzugsgebiet (Tab. 3 - Summe A) 403 t P und 14.276 t N sowie auf die Flußsysteme zwischen Oder und Memel mit ca. 220.000 km² erfaßten Einzugsgebiet (Tab. 3 - Summe F) 6.537 t P und 115.704 t N
- Damit ergaben sich 1995 für die Hauptflußgebiete als Eintrag in die inneren Küstengewässer die folgende Verteilung in t/1000 km²:
 - Deutschland
(mit Anteil Oderhaff): 19,83 t P/1000 km² 702,6 t N/1000 km²
 - Oderhaff bis Kurisches Haff: 29,71 t P/1000 km² 525,9 t N/1000 km²
 - Mittel für das Gesamtgebiet: 28,92 t P/1000 km² 541,6 t N/1000 km²

Mit der Durchsetzung des Neubaus bzw. der Modernisierung von Kläranlagen in Deutschland konnten für den westlichsten Teil der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostsee bereits unterdurchschnittliche Flächenbelastungen beim Phosphor erreicht werden (vgl. dazu Tab. 2). Dieses zeigen auch die in Tab. 3 ausgewiesenen höher liegenden Backgroundwerte.

- Für Deutschland ergibt sich, daß 84 % der P-Einträge und 85 % aller N-Einträge aus den Flußsystemen über ihr vorgelagerte inneren Küstengewässer erfolgen (Tab. 3 - Summen A und B). Der naturgegebenen hohen Selbstreinigungseistung der Förden, Bodden und Haffe kommt also für den Schutz der Ostsee eine große Bedeutung zu (vgl. auch These 2).
- Der noch mit 17,2 % für Phosphor und mit 21,6 % für Stickstoff vorhandene Anteil für punktuelle Quellen in Deutschland (Tab. 2 - Summe C und D) an den Gesamtbelastungen (Tab. 3 - Summe E) ist mit der weiteren Modernisierung der Abwassereinigung relativ leicht weiter beeinflussbar. Als Beispiel kann hier die Zentrale Kläranlage Rostock genannt werden. Durch die Modernisierung dieser konnte die P-Rückhaltung von 20 t/a für 1992 auf 194 t/a für 1999 erhöht werden, beim Stickstoff liegen diese Zahlen bei 194 t/a für 1992 und bei 934 t/a für 1999 (vgl. KRÜGER, SCHÖNEFELDT, SCHLUNGBAUM und BOMBA,

2001) Inzwischen wurde die ZKA Rostock von der hot spot-Liste gestrichen. Für das Ästuar der Unterwarnow war das ein bedeutender Schritt zur Beschafftheitsverbesserung und zum weiteren Schutz der Ostsee.

- Der für die deutschen Küstengewässerzuflüsse relativ niedrige Anteil an Ammoniumstickstoff am Gesamtstickstoff (Tab. 3 in der Summe A) mit Werten von durchschnittlich 7,5 % ist ein Indikator für hohe Nitrifikationsleistungen in den Flußsystemen durch ausreichend gute Sauerstoffverhältnisse. Damit erfolgt eine Entlastung des Sauerstoffhaushaltes der inneren Küstengewässer und die ökologische Funktionsfähigkeit der einzelnen Küstengewässersysteme wird verbessert.
- Dennoch muß für die Förden, Bodden und Haffe - das zeigen die niedrigen Backgroundanteile in der Tab. 3 - die nach wie vor übermäßige Nährstoffversorgung abgeleitet werden. Beim Phosphor sind die anthropogen verursachten Anteile im Bereich von der Schlei bis zur Trave 8 bis 10 mal größer und im Bereich von der Stepenitz bis zum deutschen Anteil des Oderhaffs 13 bis 25 mal größer als der natürliche Hintergrund. Erst weiter östlich erhöht sich der Backgroundwert wieder, was aus der dünneren Besiedlung und damit der geringeren wirtschaftlichen Erschließung folgt. Beim Stickstoff ergibt sich ein überwiegender anthropogenen Anteile um das 3 bis 5 fache. Die naturgemäß höheren absoluten N-Austräge aus der Landschaft beeinflussen solche Verhältniszahlen. Auch die N-Einträge tragen wesentlich zur Eutrophierung der inneren Küstengewässer bei.

2.2.2 These 2: Förden, Bodden und Haffe gehören zu den Gewässern mit hoher natürlicher Produktivität. Sie besitzen von Natur aus ein hohes Nährstoffrückhaltevermögen (Nährstoff-Filterkapazität)

Ästuar, dazu gehören alle Förden, Bodden und Haffe an der südlichen Ostsee, sind Beispiele für **gekoppelte Systeme** mit einem ausbalancierten Gleichgewicht zwischen **physikalischen und biologischen Komponenten** unter Erreichung einer **hohen biologischen Produktivität** (ODUM, 1980). Die typischen **Salzgehaltsabstufungen** und die hinzukommenden großen **raum/zeitlichen Variabilitäten** in den Salzverhältnissen stellen einen bedeutenden **Stressfaktor** für die Organismen dar. Nur wenige Arten, d. h. es liegt eine geringe **Biodiversität** vor, sind an diesen Lebensraum angepaßt. Für diese bieten sich aber gute Nahrungsbedingungen und die Folge sind hohe Bioproduktionen. Die besonderen **hydromorphologischen Bedingungen** der Ostsee-Ästuar (z. B. die Flachheit, vgl. Abb. 3) wirken zusätzlich verstärkend auf die hohen Produktionsraten. In deren Folge liegt allgemein eine hohe Gewässertrübung vor. Nur 20 % des Sestons sind Planktonorganismen und 80 % bestehen aus Detritus und bei Flachgewässern aus resuspendierten Sedimenten (GEORGI, 1983).

Das **Nährstoffrückhaltevermögen** ist an diese intensivierten Stoffkreisläufe gebunden (vgl. auch Tab. 6 in These 4). Über **Nährstoffbilanzmodelle** sind Größenordnungen über das Rückhaltevermögen ableitbar.

Ausgewählte Fallbeispiele:

• Darß-Zingster Bodden:

Für die Aufstellung von Nährstoffbilanzen im System Landschaft (Atmosphäre) - inneres Küstengewässer - Ostsee mit Bewertung des Nährstoffrückhaltevermögens der inneren Küstengewässer sind die folgenden Untersuchungen erforderlich:

- die komplette **Wasserhaushaltsbilanz** für die o. g. Wirkungskette (vgl. Teil 1) muß vorliegen
- die Erfassung aller **Nährstoffemissionen** im gesamten Einzugsgebiet
- die Ermittlung des **Nährstoffrückhaltevermögens** in der Landschaft zur Feststellung der vom Einzugsgebiet (Flußsysteme) ausgehenden **Stoffimmissionen**
- die Ermittlung weiterer Stoffimmissionen, z. B. vom **Boddenrand** und aus der **Atmosphäre**
- die Analyse der Stoffbilanzen im Resultat der **Einstrom- und Ausstrombedingungen** mit Bewertung des Ausstromüberschusses und den darin transportierten gelösten und partikulären Nährstoffen. Dafür muß das Pendeln der Wasserkörper zwischen Ostsee und inneren Küstengewässer mit seinen unterschiedlichen Qualitäten berücksichtigt werden.
- genauere Kenntnisse über die **gewässerinternen Nährstoffwechselwirkungen**, insbesondere die an den Grenzflächen zur Atmosphäre und zum Sediment.

Diese Bilanzierung liegt in komplexer Weise bisher nur für die Darß-Zingster Bodden vor (Abb. 4), vgl. SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001). Für die Ermittlung der Nährstoffemissionen in der Boddenlandschaft liegen die Ergebnisse von BEHRENDT (1996) und BEHRENDT und Mitarbeiter (1999) zugrunde. Die Ergebnisse für die Flußgebiete Recknitz und Barthe wurden auf das ganze Boddengebiet hochgerechnet.

Die folgenden Aussagen im Sinne der These 2 sind aus den Stoffbilanzen möglich:

Phosphor (Abb. 4 oben): Von den 90 t P/a in der Boddenlandschaft entstehenden Emissionen gelangen über die Flußsysteme 40 t P/a (= 45 %) als Immission in die Bodden. Das P-Rückhaltevermögen beträgt somit 55 %.

Der Gesamt-P-Eintrag in die Bodden beträgt rund 50 t/a. Über den Austrag in Richtung Ostsee werden 100 bis 160 t P/a bilanziert. Der Austrag aus dem Bodden-system ist also nachweisbar größer als der Eintrag. Die interne Verfügbarkeit wird mit 360 - 480 t P/a ermittelt und ist damit wesentlich größer als die Frachten am Eingang und Ausgang der Boddengewässer. Das interne P-Angebot beträgt 1,8 bis 2,4 g P m² a⁻¹, was nach dem Prognosemodell nach VOLLENWEIDER (vgl. Abschnitt 3) eine weit im hypertrophen Bereich liegende Belastung bedeutet. Dem steht eine Gesamtimmission von 0,25 bis 0,30 g P m² a⁻¹ gegenüber, was für die Trophieprognose einen eutrophen (bis mesotrophen) Zustand bedeutet.

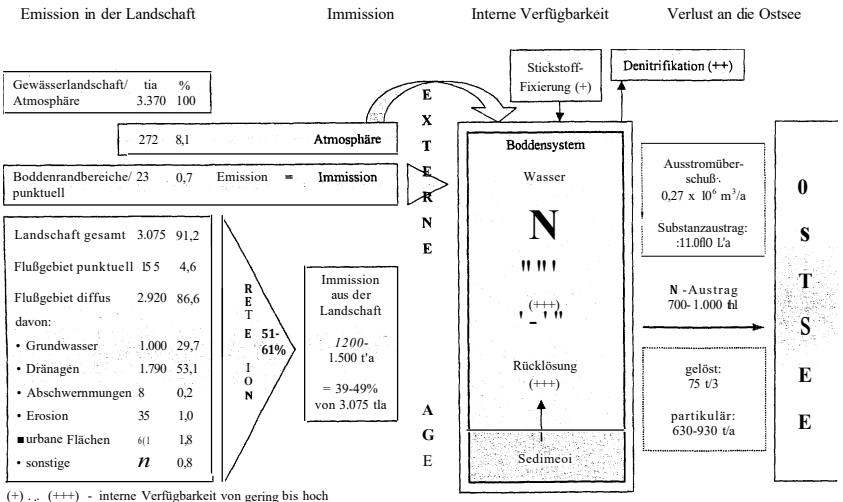
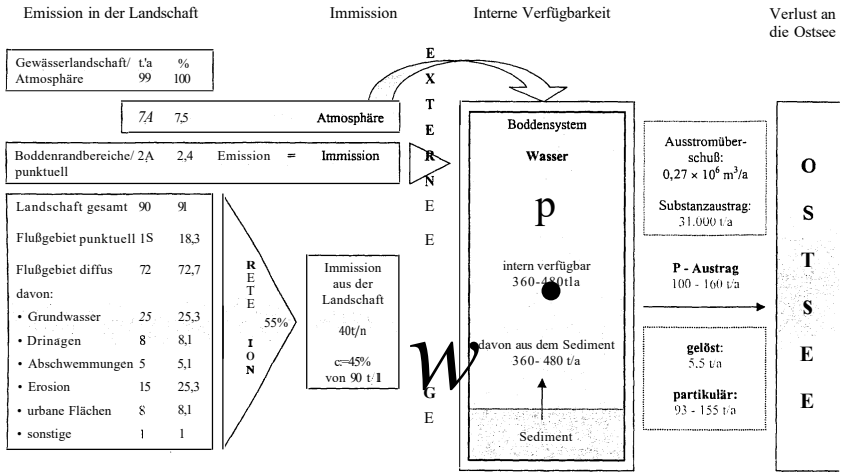


Abb. 4 Nährstoffbilanzen für das System der Darß-Zingster Bodden
-Landschaft/Atmosphäre-Bodden-Ostsee
oben: Phosphor, unten: Stickstoff
aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001

Das ist bereits ein Ergebnis der konstruktiven Gewässerschutzpolitik vor allem im Einzugsgebiet (vgl. Tab. 2).

Fazit: Noch hat die Boddenkette Darß-Zingst nicht das naturtypische Rückhaltepotential für Nährstoffe (hier P) wieder erreicht.

Die Entwicklung in Richtung eines positiven Rückhaltevermögen führt nur über eine Beeinflussung der gewässerinternen P-Akkumulationen.

Damit ist dann auch eine Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit zu erwarten.

Stickstoff (Abb. 4 unten): Von den ca. 3100 t N/a in der Boddenlandschaft entstehenden Emissionen gelangen 1200 bis 1500 t N/a als Immission aus den Flußgebieten in die Boddengewässer. Das Rückhaltevermögen in der Landschaft liegt in den Grenzen von 51 bis 61 % der Gesamtemissionen. Der Gesamt-N-Eintrag in die Bodden liegt um rund 300 t N/a höher. Diesem Gesamteintrag von 1500 bis 1800 t N/a steht ein Austrag in Höhe von 700 bis 1000 t N/a gegenüber und erreicht so nur ca. 50 % der Einträge. Diese Bilanz ist hauptsächlich dem im Boddensystem wirksamen Denitrifikationspotential zuzuschreiben. Auf eine direkte Angabe der N-Fixierung als Stoffeintrag und der Denitrifikation als Stoffverlust wird wegen der besonderen und nicht bilanzierbaren Reaktionsbedingungen verzichtet. Auch PETZOLDT (1987) fand, daß das Denitrifikationspotential bis 56 % der Gesamt-N-Belastung erreichen kann. Mit einer N-Flächenbelastung über die Einträge mit Werten von 7,5 bis 9,0 g N m² a¹ steht eine Entlastung in Richtung Ostsee in Höhe von 3,5 bis 5 g N m² a¹ gegenüber. Mit 4,0 g N m² a¹ als interne Akkumulation, incl. der Denitrifikationsverluste liegt die momentane N-Belastung weit oberhalb der allgemein gültigen Toleranzgrenze von < 2,0 g N m² a¹.

Fazit: Die Boddenkette Darß-Zingst besitzt momentan gegenüber der Gesamteinträge ein „Rückhalte“- oder besser Reduzierungspotential von ca. 50 %.

Bei Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit ist mit einem Rückgang der Denitrifikationsleistung zu rechnen, weil die erforderlichen Reaktionsbedingungen dann ebenfalls fehlen. Momentan entfallen von den Gesamt-N-Emissionen in der Landschaft 83 % auf die Eintragspfade Grundwasser und Drainwasser. Eine Beschaffenheitsverbesserung mit wirksamer Beeinflussung der Austräge in die Ostsee muß außer an den Boddengewässern selbst vor allem im N-Haushalt der Landschaft ihren Ausgangspunkt haben.

- Für andere Küstengewässer können solche Bilanzen dann diskutiert werden, wenn vorhandene Wasserhaushaltsdaten um die Wechselwirkungen am Übergang zur Ostsee ergänzt werden und die Stoffbilanzen dieser Wechselwirkungen vorliegen.

2.2.3 These 3: Die Intensität der Primärproduktion korreliert in den Förden, Boden und Haffen mit der ästuartypischen Salzgehaltsabstufung

Die in Teil 1 (dieses Heft) aufgezeigten großen Unterschiedlichkeiten bei den inneren Küstengewässern an der südlichen Ostsee haben unmittelbare Einflüsse auf das Maß der Eutrophierung. Dabei spielen Faktoren, wie die geographische Lage im Ostseegebiet, die Größe der einzelnen Küstengewässer, die Richtung der Öffnung zur Ostsee, die Höhe der Flußwasserzufuhr und die jeweilige Einstrom- und Ausstromintensität eine wichtige Rolle. Folglich muß für jedes einzelne Küstengewässer die Primärproduktion dort am höchsten sein, wo die größten Nährstoffangebote durch die **Flußwasserzufuhr** und die geringste **Verdünnung** dieser durch den **Wasseraustausch** gegeben sind. Die jeweils niedrigsten Produktionsintensitäten werden immer im Übergangsbereich zur Ostsee ermittelt, wobei zu beachten ist, daß in der Ostsee selbst die Primärproduktion mit geringer werdendem Salzgehalt von West nach Ost zunimmt.

Ausgewählte Fallbeispiele:

- **Schlei:**

Die chemischen und biologischen Gewässerdaten belegen, daß die Höhe der Primärproduktionsleistung sich reziprok zu den Salzgehaltsverhältnissen verhält (Tab. 4).

Tabelle 4 Salzverhältnisse und Primärproduktion im Gebiet der Schlei und der vorgelagerten Ostsee

- Werte für 1992
- Werte nach: SCHIEWER und GÖCKE (1996), FEIBICKE (1994)

Gebiet	Salzgehalt [PSU]	Primärproduktion [g C m ² a ⁻¹]
Innen Schlei	5-9	>800
Schleimünde	12-19	ca. 220
Kieler Bucht	13-20	ca. 160

Aufgrund der großen Salzgradienten zwischen äußerer Schlei (**Schleimünde**) zur freien Ostsee ist die Primärproduktionsintensität bereits in diesem Bereich wesentlich erhöht. In der Nähe der **Großen Breite** beginnt dann die Zone starker Eutrophierung, die ihren Höhepunkt dann vor Schleswig in der **Kleinen Breite** erreicht. Damit ist die Primärproduktionsintensität im innersten Teil der Schlei ca. fünfmal größer als in der vorgelagerten Ostsee.

NELLEN und RHEINHEIMER (1970) bezeichneten bereits damals die Schlei als ein **hypertrophiertes Gewässer**. Sie benutzten, weil es noch keine Trophieklassifikations-systeme für innere Küstengewässer gab, noch eine Beschaffenheitsdifferenzierung nach dem Saprobien-system. Danach war die -Schlei als ein β - bis α -

mesosaprobies Gewässer aufzufassen. Die Anwendung des Saprobien-systems ist aber für diese Fragestellung nur bedingt möglich.

• **Darß Zingster Bodden und Rügener Bodden**

Im Gegensatz zur Schlei werden für beide Boddensysteme in der vorgelagerten Ostsee nur noch Salzgehalte zwischen 7 und 12 PSU erreicht. Dennoch ist eine gute Korrelation (reziprok) zur Höhe der Primärproduktion mit abnehmenden Salzgehalt feststellbar (Tab. 5).

Tabelle 5 Horizontalverteilung der Primärproduktionsintensität in den Boddenketten Darß-Zingst und Rügen

- Werte nach: HÜBEL in HORSTMANN und HÜBEL (1996), DAHLKE und HÜBEL (1996), HÜBEL, WOLFF und MEYER-REIL (1998)

Darß-Zingster Bodden		Entfernung von der Ostsee	Rügener Bodden	
Gewässerteil	[PSU] [g C m ² a ⁻¹]		Gewässerteil	[PSU] [g C m ² a ⁻¹]
Grabow	9 - 14 bis 270	*	Rassower Strom	9 - 10 bis 250
Barther B	5 - 10 bis 320	••	Breetzer B	9-9,5 bis 260
Bodstedter B	3 - 7 bis 530	***	Breeger B	8,5-9 bis 340
Saaler B	0,5- 4 bis 760	****	Gr. Jasmunder B	8,5 bis 450
			Kl. Jasmunder B	4 - 5 > 800
			(kein größerer Wasseraustausch)	

In Ostseenähe, d. h. **Grabow** in den Darß-Zingster Bodden und **Rassower Strom** in den Rügener Binnenbodden, liegt die Primärproduktionshöhe mit Werten von ca. 270 bzw. 250 g C m² a⁻¹ höher als in der äußeren Schlei. Unterschiede ergeben sich dann aber aufgrund des niedrigeren Süßwasserzuflusses in den Rügener Bodden. Im **Großen Jasmunder Bodden** wurden nur Werte bis 450 g C m² a⁻¹ erreicht. Erst der **Kleine Jasmunder Bodden** zeigt dann wieder sehr hohe Werte. Beide Boddensysteme gehören ebenfalls zu den hocheutrophen Küstengewässern (eutroph bis hypertroph) und weisen große Ähnlichkeiten zur Schlei auf.

Mit der Abb. 5 wird diese Situation für beide Boddensysteme noch einmal dokumentiert.

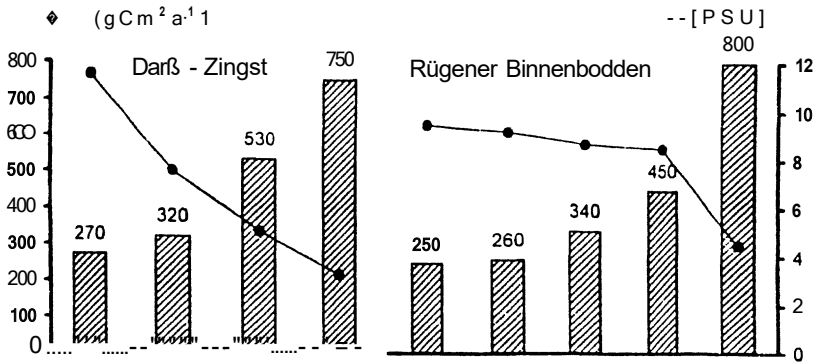


Abb. 5 Primärproduktionsintensität und Salzgehalt in den Bodden von Darß-Zingst und Rügen
 • Werte nach Tab. 5

2.2.4 These 4: Durch zunehmende Lichtlimitation wird die Intensität der Primärproduktion unabhängig vom aktuellen Nährstoffangebot beeinflusst

Hochproduktive Gewässer sind bereits beim Übergang der Phytoplanktonproduktion durch die anstehende Biomasse trübe. Bei flachen Gewässern wird die Gewässertrübung zusätzlich durch suspendiertes Detritusmaterial/schlickiges Material beeinflusst. GEORG! (1983) konnte z. B. für die **Darß-Zingster Boddenkette** einen Detritusanteil am Seston von ca. 80% ermitteln, nur maximal 20% waren **Plankton**. Damit geht auch die Eindringtiefe für das Licht zurück. Bei Sichttiefen von 0,5 m (maximal 1 m) in den inneren Bodden beschränkt sich die euphotische Zone auf den unmittelbaren Oberflächenbereich der Wassersäule. Die Sestonverteilung in den Darß-Zingster Bodden ergibt sich demnach parallel zur Primärproduktionsintensität und in der Verteilung am Salzgehaltsgradienten:

	GEORG! (1983)	SCHLUNGBAUM und BAUDLER (1999)
▶ Saaler Bodden	59 mg Seston/l	94 mg Seston/l für 1998
▶ Bodstedter Bodden	41 mg Seston/l	90 mg Seston/l für 1998
▶ Barther Bodden	37 mg Seston/l	83 mg Seston/l für 1998
▶ Grabow	19 mg Seston/l	65 mg Seston/l für 1998
▶ vorgelagerte Ostsee/ Gellenstrom	3 mg Seston/l	31 mg Seston/l für 1998

Diese Verhältnisse haben unmittelbaren Einfluß auf die Verteilung der Primärproduktion auf das Makrophytobenthos und auf das Phytoplankton. Mit zunehmender Verschlechterung der Lichtverhältnisse ist ein Rückgang des Makrophytobenthos zu beobachten (Tab. 6).

Tabelle 6 Entwicklung der Produktion von Phytoplankton und Makrophytobenthos in den Darß- Zingster Bodden
 • nach SCHIEWER, 1995, 1998 (stark vereinfacht)

	70er Jahre		80er Jahre	
	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	(%)	kg ha ⁻¹ a ⁻¹	(%)
a) Primärproduktion				
- submerse Makrophyten	15.000	(22)	2.400	(4,8)
- Phytoplankton	54.000	(78)	44.200	(95,2)
-Summe	69.000	(100)	46.440	(100)
b) Sedimentation und Abbau	40.200	(-)	44.350	(-)
c) b von Summe a	58%		95%	

Bei fallender Primärproduktion von den 70er Jahren zu den 80er Jahren (a) ist der Anteil sedimentierter abgestorbener Biomasse und damit der Schlammabfuhr (b) wie auch prozentual (c) angestiegen. Besonders extrem war der von West nach Ost sich vollziehende Rückgang der submersen Vegetation (LINDNER, 1972; BEHRENS, 1982; TEUBNER, 1989). Dieser Wandel in der Vegetation der Bodden war verbunden mit der **Destabilisierung der Sedimente** (vgl. auch Abb. 1) und einem Übergang von der Makrophyten- zur Phytoplanktondominanz. Diese Veränderungen betrafen nicht nur den Rückgang der mit Makrophyten besiedelten Flächen, sondern auch einen **Artenwechsel**, z.B. Rückgang der **Characeen** und Zunahme der **Potamogetaceen**. Dieser Prozeß hielt wahrscheinlich bis zum Anfang der 90er Jahre an. Yousef (persönliche Mitteilung 1999) konnte bereits 1996/1997 in den Flachwasserbereichen der Boddenkette trotz wenig veränderter Nährstoffangebote wieder ausgedehnte Characeen - Grundrasen und Characeenvorkommen bis in den Saaler Bodden beobachten. Dieser weitergegangene Eutrophierungsprozeß hat auch die Struktur und Funktion des Phytoplanktons verändert. Dabei ist eine generelle Verschiebung in Richtung auf das **Pico- und Nanoplankton** eingetreten, die Rolle des **mikrobiellen Nahrungsgefüges** (microbial loop) wurde verstärkt. Insgesamt gesehen ist die Intensität der Primärproduktion nicht mehr alleiniger Eutrophierungsindikator.

2.2.5 These 5: Intensivierte Stoffkreisläufe durch verstärkte Sediment/Wasser - Wechselwirkungen fördern die interne Gewässereutrophierung

Die in Tab. 6 diskutierte Stoffbilanz am Beispiel der Darß-Zingster Bodden ergibt eine beschleunigte Akkumulation von organischen Substanzen mit hohen Nährstoffgehalten am Gewässerboden. Damit haben die Sedimente über die veränderten Sediment/Wasser - Wechselwirkungen an der Grenzfläche zum Wasser eine wichtige Rolle für die Steuerung der Gewässerbeschaffenheit übernommen. Schon aufgrund der naturgegebenen Nährstoffkreisläufe sind Ästuar hochproduktive Systeme (The-

se 1 und 2). So gehört die Akkumulation nicht abgebauter organischer Substanzen der abgestorbenen Biomasse auch ohne die in der Neuzeit (etwa letzte 100 Jahre) enorm forcierten Prozesse zum Wesen der Gewässer (= Verlandungsprozeß). Dementsprechend entsteht eine größere Sauerstoffzehrung (oder auch Sedimentzehrung genannt) als Wirkung auf den überstehenden Wasserkörper. Aerobe und ganz besonders anaerobe Sedimenthorizonte tragen wesentlich zur Nährstoffmobilisierung bei. Der Prozeß der gewässerinternen (rasanten) Eutrophierung ist die zwingende Folge.

Ausgewählte Fallbeispiele:

- **Schlei:** Die Kartierung der **Sapropelmächtigkeit** (= Faulschlamm) aus dem Jahr 1981 (RIPL, 1986) zeigt, daß ca. 60% der Fläche der inneren Schlei mit diesem Sedimenttyp bedeckt ist. Insgesamt wurden $1,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Sapropel mit einer durchschnittlichen Mächtigkeit von rund 30 cm festgestellt. Für 36% der Fläche sind die Mächtigkeiten noch größer. RIPL (1986) gibt an, daß sich diese Faulschlamm-lager im wesentlichen ab 1920 gebildet haben (Abb. 6). Dafür diskutiert er eine **Nettosedimentationsrate** von etwa 3 bis 4 mm/a. An der inneren Schlei bei Schleswig wird seit 100 Jahren sogar eine Sedimentationsrate von 8 mm/a ermittelt. Ein in der Tab. 7 angegebener Qualitätswandel für die abgelagerten Schlick-horizonte wurde festgestellt, wobei sich in den letzten 100 Jahren die Depositionsraten wesentlich erhöhten.

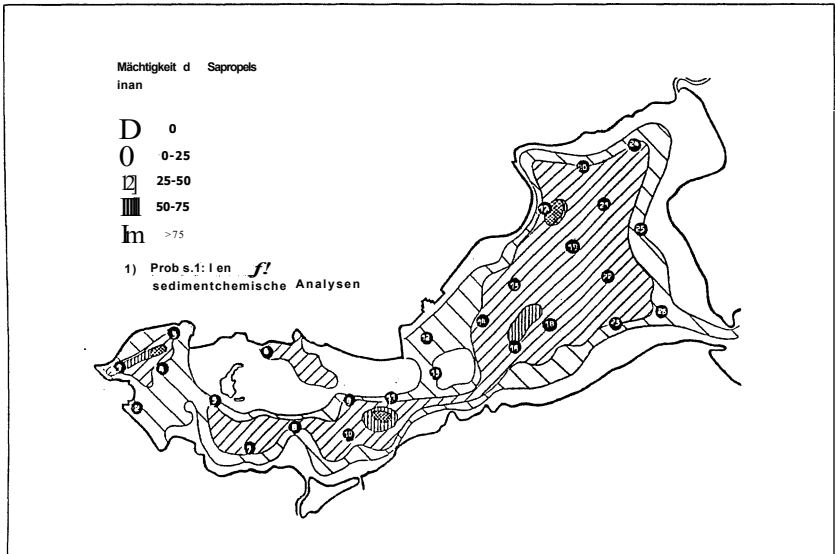


Abb. 6 Verbreitung und Mächtigkeit des Faulschlammes im innersten Teil der Schlei (Schleswig bis Kleine Breite)
 • aus RIPL (1986)

Tabelle 7 Quantität und Qualität der Deposition in der innersten Schlei

- aus RIPL (1986)

	Depositionsraten $\text{g m}^{-2} \text{a}^{-1}$			
	Trockensubstanz	organ. Substanz	P	N
Zeitraum bis ca. 1880	125	20	0,1	1,2
Zeitraum ab ca. 1880	1.000 bis 2.000	200 bis 400	1,5 bis 2,5	12 bis 25

Die Beschaffenheit der obersten Sedimentschicht ergibt sich wie folgt:

Wassergehalt	bis 94% der Frischmasse
organischer Gehalt/Glühverlust	20 bis 30% der Trockenmasse
ges: N	12 – 15 mg/g TM
ges: P	1,4 – 1,5 mg/g TM.

- **Darß-Zingster Bodden:**

(Zusammenfassungen bei: SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1982; NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1983, 1991; SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999; SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER, 1994); SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI (2001)

Ähnliche Verhältnisse wie in der Schlei liegen auch in den Darß-Zingster Bodden vor. Die Sedimentkartierungen in den großen Boddenteilen haben zu entsprechenden Ergebnissen geführt. Bei der Unterscheidung in einen Mineralbodenkomplex (MK, organischer Anteil < 5% TM) und in einen Schlickbodenkomplex (SK, organischer Anteil > 5% TM) liegen 40 bis 50% der Boddenfläche im Bereich des SK – Bodenkomplexes. Die organischen Gehalte können Werte zwischen 30 und 40% erreichen (vgl. Tab. 8 bzw. als ein Beispiel Abb. 7). Die schlickigen und sauerstoffzehrenden Materialien sammeln sich strömungsbedingt in den tieferen Zonen ab 2 m Wassertiefe oder in Senken der flachen Bereiche. Insgesamt nimmt zum Boddeninneren der Schlickanteil auch in den flachen Zonen zu (vgl. Tab. 9).

Im Ribnitzer See (südlicher Teil des Saaler Boddens) erreicht der Schlick bereits den Horizont bei 1 m Wassertiefe und weist Schlickmächtigkeiten von 3 bis 4 m auf. Entsprechend wird auch die Nährstoffakkumulation gefunden. Die höchsten P-Konzentrationen werden in Gebieten des organischen Anteils > 20% gefunden (bei ca. 1,5 mg/g TM), wobei sich gleichartige Sedimentstrukturen im Boddeninneren deutlich mit höheren Werten gegenüber den ostseenernäheren Gebieten mit niedrigeren Gehalten abheben.

Tabelle 8 Ergebnisse der Sedimentkartierungen in den Darß-Zingster Bodden-
gewässern (Barther Bodden Aufnahme von 1978)

- organische Substanzen in % der Trockensubstanz

	Mineralbodenkomplex					Schlickbodenkomplex				
	Mk		organischer Anteil			Sk		organischer Anteil		
Mk + Sk = 100 %	Probenzahl n	%	Mittel	Mini- mum	Maxi- mum	Probenzahl n	%	Mittel	Mini- mum	Maxi- mum
Grabow	51	59	1,7	0,1	5,1	36	41	16,6	5,3	42,8
Barther Bodden	58	57	2,3	0,2	4,8	43	43	12,1	5,3	25,9
Bodstedter Bodden	51	50	1,6	0,2	4,8	51	50	20,3	5,1	36,8
Saaler Bodden	39	54	1,4	0,2	3,3	33	46	15,8	5,2	34,2
Ribnitzer See	6	12	2,6	1,5	4,3	42	88	19,5	9,1	43,2

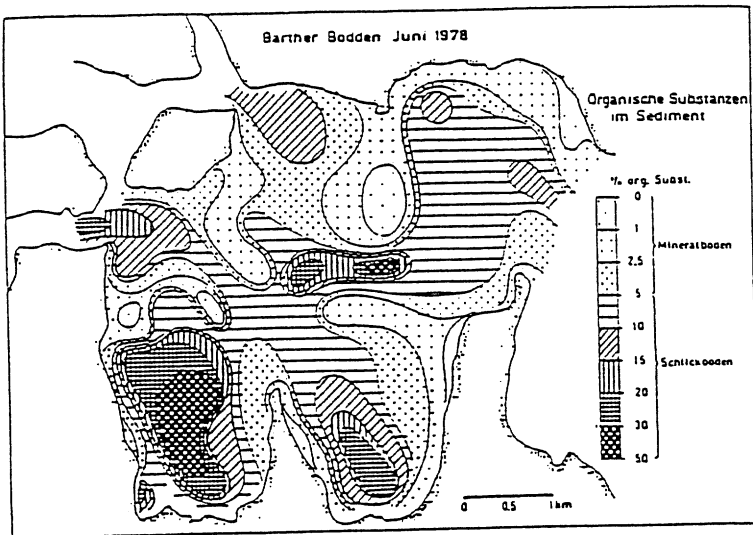


Abb. 7 Beispiel einer Sedimentoberflächenstruktur in den Darß-Zingster Bodden

- organische Substanz im Barther Bodden 1978
- aus SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER, 1994

Tabelle 9 Anteil der Schlickflächen in den Darß-Zingster Bodden (org. Gehalt > 5% TM)
 • aus SCHLUNGBAUM, NAUSCH und BAUDLER, 1994

Gewässerteil	% Schlickbodenkomplex	
	Tiefe bis 1 m	Tiefe 1 – 2 m
Grabow	0	0
Barther Bodden	1	17
Bodstedter Bodden	1	33
Saaler Bodden	8	18
Ribnitzer See	0	89

Bedeutend für den Prozeß der internen Eutrophierung sind die stark differenzierten Leistungspotentiale am Sediment/Wasser – Kontakt für den Stoffumsatz, die für die Nährstoffe wesentlich durch die aktuellen Sauerstoffbedingungen beeinflusst werden:

- Sauerstoffzehrung bis $1630 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- P-Freisetzung bis $16,7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
- Ammoniumfreisetzung $30 \text{ bis } 90 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
(Einzelwerte bis $230 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
- Denitrifikationsleistung bis $73 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$
(bei entsprechendem Nitratangebot)

In Zeiträumen extrem hoher biochemischer Aktivität (z.B. Wassertemperaturen um 25°C) können in schlickigen Stillwasserbuchten (d.h. ohne größere Sedimentaufwirbelung) sehr große Konzentrationsgradienten zwischen Bodenwasser und Interstitial- (Poren- oder Schlamm-) wasser auftreten (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1977):

- z.B. NH_4 -Stickstoff 1.000 fach und größer
- z.B. o-Phospat 250 bis 500 fach.

Zu beachten sind die sehr großen Denitrifikationsleistungen am Sediment/ Wasser – Kontakt. PETZOLDT (1987) fand, daß bis über 50% der Nitratbelastung denitrifiziert werden können, was bei hohen Nitratkonzentrationen eine deutliche Stickstoffentlastung bedeuten kann. Diese Situation tritt aber nur ein, wenn einerseits schnell und von längerer Dauer anaerobe Bedingungen entstehen und andererseits dabei hohe Nitratkonzentrationen in diesem Reaktionsbereich zur Verfügung sind.

• **Großer Jasmunder Bodden:**

Bereits 1939 berichtete TRAHMS über einen hohen Grad der Verschlickung im Großen Jasmunder Bodden (Rügener Binnenbodden). Von der $58,6 \text{ km}^2$ großen Bodenfläche gab er $37,5 \text{ km}^2$ als von Schlick bedeckt an. Nur 10 km^2 hatten san-

digen Boden und 2,9 km² waren mit Kies und Geröll bedeckt (Abb. 8). Die Feinkörnigkeit der Sedimente nahm auch in diesem Küstengewässer mit der Gewässertiefe zu.

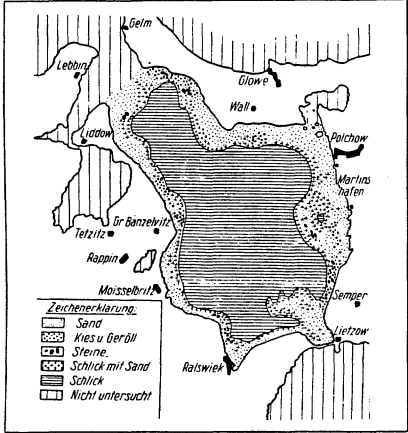


Abb. 8 Bodenbeschaffenheit im Großen Jasmunder Bodden

- nach TRAHMS (1939) aus GESSNER (1957)

• **Greifswalder Bodden:**

Auch im Greifswalder Bodden hat die Schlickakkumulation seit längerer Zeit ein hohes Maß erreicht. SEIFERT (1938) beschreibt die Vielfalt der Bodenstrukturen, wie folgt:

„Oberhalb der 6 m Tiefenlinie können die feinen Sinkstoffe durch die Wellenbewegung nicht zur Ruhe kommen und sich ablagern. Daher finden wir im Bereich von 0 bis 6 m im zentralen Bodden fast reine Sandböden bis leicht schlickigen Sand. Diese Fläche macht etwas weniger als 50% der Gesamtfläche aus. Ab 6 m Tiefe beginnt die dichte Bedeckung des Bodens mit Schlick, einem sehr feinen, anorganischen (Feinsande, Tone, Schluff, Kalk) und organischen Material.“

In den Stillwasserbuchten gab es damals schon ab 1 m Tiefe schlickige Sande. Diese Strukturvielfalt hatte unmittelbare Wirkungen auf die Lebensraumprägungen. Der enorm verstärkte Eutrophierungsprozeß durch die Nährstoffeinträge, obwohl der Greifswalder Bodden mit seinem kleinen Einzugsgebiet recht wenig den Landwirkungen ausgesetzt ist, hat sich die Gewässersituation auch hier beschleunigt verschlechtert (GEISEL und MEßNER, 1989). SUBKLEW (1955) berichtete bereits darüber, daß im Bodden die größten Flächen mit Schlick bedeckt sind. Durch SCHLUNGBAUM et al. (1989) wird über eine Kartierung der Sedimentqualität entsprechend den Kartierungen in der Darß-Zingster Boddenkette berichtet. Danach reicht der organische Gehalt am Gewässerboden von 0,2

bis 14,3% der Trockenmasse, ist also noch nicht so hoch wie in den Darß-Zingster Bodden.

2.2.6 These 6: Aktuelle Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern können nur bedingt als Eutrophierungsindikator genutzt werden

Da für Flachwasserästuare, wie die Bodden und Haffe sowie einem Teil der Förden, die Feststellung des Eutrophierungszustandes nicht mehr allein über die Intensität der Primärproduktionsleistung ableitbar ist (vgl. u.a. Thesen 1 bis 5), müssen auch vermehrt andere eutrophierungsspezifische Kriterien herangezogen werden. Nährstoffkonzentrationen im Wasserkörper sind wegen der schnellen biochemischen Umsetzungen auch nur bedingt brauchbar. Zumindest können im **Jahresgang** auftretende **Spitzenkonzentrationen** ein wichtiger Hinweis auf eine hohe Nährstoffzufuhr sein. **Langzeituntersuchungen** mit möglichst enger Meßfolge können u.a. dafür herangezogen werden. Dabei muß davon ausgegangen werden, daß sich Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen aufgrund ihrer Unterschiede im Spektrum der Kreislaufreaktionen ganz verschiedenartig verhalten können. Am Beispiel der Darß-Zingster Bodden können dazu auf der Basis langjähriger gewässerökologischer Untersuchungen gesichert Schlußfolgerungen gezogen werden:

• **Stickstoffverbindungen in den Darß-Zingster Bodden:**

Die Entwicklung der Nitratkonzentrationen, entweder als Nitratstickstoff eingetragen oder als aerobes Endprodukt der gewässerinternen Stickstoffumsetzungen entstanden, zeigen zwischen 1981 und 1998 bei rund 6.500 Einzelwerten (tägliche Messungen, 365/366 pro Jahr) für den Bereich des Zingster Stromes immer einen typischen Jahresgang (18 Jahre) mit Spitzenwerten in der relativ umsatzarmen Zeit im Winter/Frühjahr und Werten nahe 0 bzw. mit längeren Perioden mit 0 in den Sommermonaten (Abb. 9). Monatsmittel mit Werten über 100 $\mu\text{mol/l}$ (= ca. 1,5 mg N-NO₃/l und größer) Nitratstickstoff zeugen von enorm hohen Stickstoffeinträgen (vgl. Thesen 1 und 2). Die hohen Werte sind in der Regel gekoppelt mit niedrigen Salzgehalten, ein Hinweis für den verstärkten Landabfluß und damit auch Landeintrag von Nährstoffen.

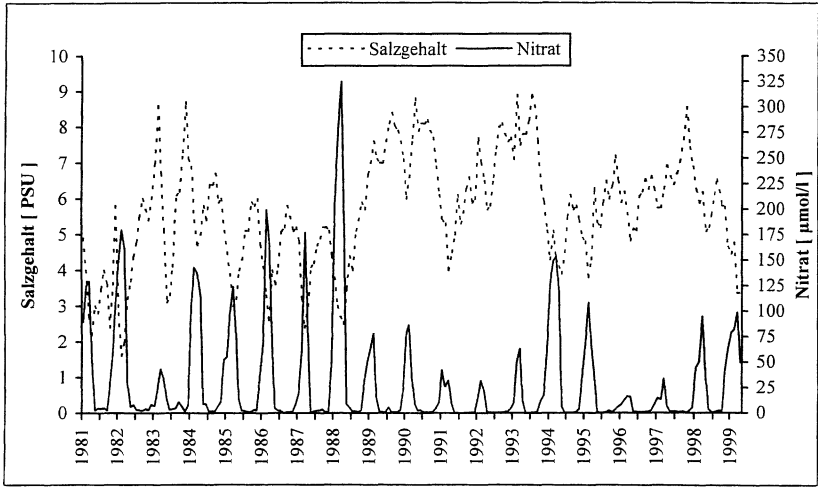


Abb. 9 Entwicklung von Nitratstickstoff und Salzgehalt im Wasser des Zingster Stromes im Zeitraum von 1981 bis 1998 auf der Basis von Monatsmittelwerten (= über 6.500 Tageseinzelwerte)

- aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001

Der für die Boddengewässer bisher bestimmte maximale Tageseinzelwert im Zingster Strom lag im April 1988 bei über $600 \mu\text{mol N/l}$ ($>8,4 \text{ mg N/l}$). Aufgrund der Überlappung der **Einzelprozesse im Stickstoffkreislauf** treten sehr große Variabilitäten von Tag zu Tag auf. Auch die Ammoniumstickstoffkonzentrationen, wieder tägliche Messungen am Zingster Strom, zeigen typische Jahrgänge. Durch das hohe Nitrifikationspotential kommt es nicht zur Ausprägung so hoher Spitzenwerte wie beim Nitratstickstoff. Die Werte schwanken zwischen $0,3$ und $45 \mu\text{mol/l}$ (Abb. 10).

Die Gewährleistung einer hohen Primärproduktionsleistung ist einerseits auf sehr schnelle Umsatzraten zurückzuführen und andererseits mit dem Übergang des Gewässers zur **Eigenversorgung durch stickstoffbindende Prozesse** erklärbar. HÜBEL (in DAHLKE und HÜBEL, 1996) hat für einen 13jährigen Zeitraum für die Rügener Bodden eine durchschnittliche N_2 -Fixierungsleistung durch planktonische Cyanophyceen in Höhe von $0,39 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Diese Leistung ist dann groß, wenn das Gewässer an Ammonium- und Nitratstickstoff verarmt ist, weil sonst eine Hemmung der Luftstickstoffbindung eintritt. Für die Darß-Zingster Bodden liegen ähnliche Werte vor. In weniger hocheutrophierten Gewässern hat HÜBEL bis $0,68 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ als Beitrag durch die N_2 -Fixation gemessen. Es wird eingeschätzt, daß diese Beiträge dennoch nur einen Bruchteil der Gesamt-N-Versorgung ausmachen (vgl. auch Thesen 1 und 2). Eine angenommene geringe-

re N-Belastung durch Sanierungsmaßnahmen im Einzugsgebiet läßt auch weiterhin Massenv egetationen von N_2 -fixierenden Cyanophyceen erwarten.

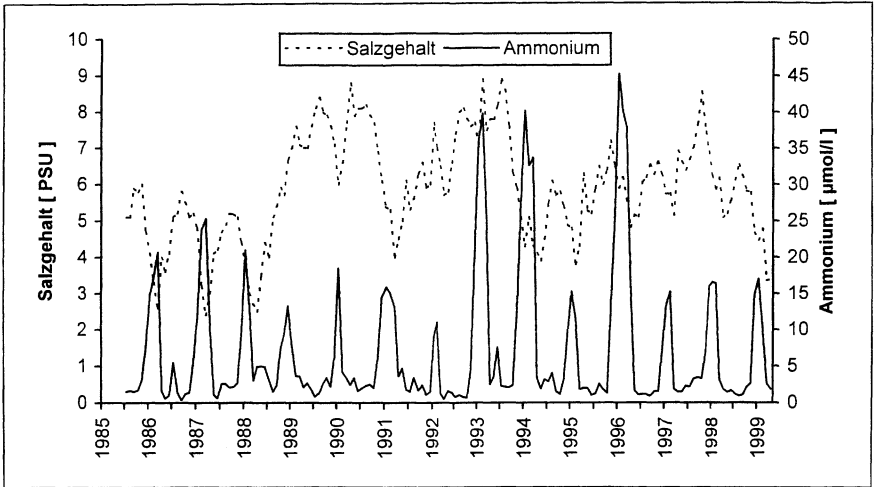


Abb. 10 Entwicklung von Ammoniumstickstoff und Salzgehalt im Wasser des Zingster Stromes im Zeitraum von 1981 bis 1998 auf der Basis von Monatsmittelwerten (= über 6.500 Tageseinzelmessungen)

• aus: SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001

Auch **Ammoniumstickstoff** zeigt, wenn auch in einem wesentlich kleineren Spektrum die jahreszeitliche Dynamik. Für die Diskussion der These 6 sollte vom **gesamtorganischen Stickstoff** (= $NH_4-N + NO_2-N + NO_3-N$) ausgegangen werden.

• **Phosphorverbindungen in den Darß-Zingster Bodden:**

Absolut ungeeignet für die Bewertung des Eutrophierungszustandes der flachen Darß-Zingster Bodden mit den hohen Anteilen an organischem Schlack sind die **o-Phosphat-Konzentrationen** im Wasserkörper. Durch die Ausbildung von **P-Sorptions-/Desorptionsgleichgewichten** über Wechselwirkungen von im Wasser gelösten Phosphaten mit partikulären Substanzen (u.a. suspendiertes Sediment) kommt es zu einem jahreszeitlich unabhängigen Konzentrationsniveau (SCHLUNGBAUM, 1982 oder SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999). Dadurch sind keine Hinweise auf das aktuelle Belastungsniveau zu erwarten. Über 84 % aller Meßmonate von 1981 bis April 1999 (= 220 Monate mit mehr als 6.600 Meßwerten) zeigen o-Phosphat-Konzentrationen im Bereich unterhalb 1 µmol/l (Tab. 10). Immerhin reicht diese Konzentration aus, um die sehr hohe biologische

Produktivität aufrechtzuerhalten. Für Fragen der Gewässerbeschaffenheit bleibt aber das P-Problem in der Rolle einer **Steuerfunktion**.

Auch die gesamt-P-Werte führen in den flachen Boddengewässern wegen des Suspensionsproblems bei Gewässerturbulenzen nicht zum Ziel.

Tabelle 10 Häufigkeitsverteilung der Konzentrationen von gelöstem reaktiven Phosphat im Zingster Strom 1981 bis April 1999 (220 Monate mit über 6.600 Einzelwerten)
 • aus SCHLUNGBAUM und BAUDLER, 1999

Konzentrationsbereich	Anzahl der Monate	Monate in %
< 0,5 µmol/l	38	17,3
0,5 bis 1,0 µmol/l	148	67,3
1,1 bis 2,0 µmol/l	22	10,0
2,1 bis 3,0 µmol/l	8	3,6
> 3,0 µmol/l	4	1,8
Summe:	220	100

• **Bezug zu anderen Küstengewässern**

- Küstengewässer mit Ähnlichkeiten zu den Darß-Zingster Bodden dürften prinzipiell analoge Bedingungen aufweisen, z.B. Schlei, Untertrave, Unterwarnow, Rügen, Greifswalder Bodden, Stettiner Haff.
- Für tiefere Küstengewässer, z. B. die Flensburger und Kieler Förde, werden die Prozesse an der Sediment/Wasser-Kontaktschicht wesentlich durch die Ausbildung von stabilen Schichtungen und den sich daran anschließenden Sauerstoffverhältnissen in der bodennahen Schicht beeinflusst. Während der anaeroben Bedingungen kommt es in den hypolimnischen Schichten zu verstärkten P-Freisetzungen aus den obersten Sedimentschichten.
- Die für die Untertrave und Unterwarnow registrierten Schichtungen durch die Überlagerung von salzärmeren Wasserschichten auf salzreichere sind wesentlich durch die aperiodischen Wasseraustauschbedingungen mit der vorgelagerten Ostsee bestimmt und zeigen damit keine Langzeitstabilität. So können P-Reaktionen auch nur kurzzeitig wirksam werden und sind nicht für Jahresgänge verallgemeinbar.

Als Eutrophierungsindikator können die Nährstoffkonzentrationen in den Wasserkörpern nur bedingt herangezogen werden. Ein besserer Anzeiger sind die aktuellen Nährstoffbelastungen aus den Einträgen aus punktuellen, diffusen und atmosphärischen Quellen.

2.2.7 These 7: Die für Flachwasserästuare charakteristische Pufferwirkung und Nährstofffilterkapazität ist mit dem Übergang zur Polytrophie und Hypertrophie stark rückläufig (vgl. auch These 2)

Über Jahrzehnte wurde der zunehmende Eutrophierungsprozeß in den inneren Küstengewässern, insbesondere in den Bodden und Haffen, durch komplexe Stoffumsetzungen weitgehend kompensiert. Die Bodden und Haffe dienten und dienen als gut funktionierende natürliche Barriere gegenüber der Ostsee (vgl. dazu Abb. 1 und auch Thesen 1-6). Der Übergang der Gewässer zur Polytrophie und Hypertrophie hat diese Stoffrückhaltefunktion mehr und mehr erschöpft. Mit der Tab. 6 konnte z.B. für die Darß-Zingster Bodden gezeigt werden, daß hier der Prozeß der Sedimentation (Abbau) und Schlamm Bildung in den 80er Jahren auf ca. 95% der vorhandenen Primärproduktion angestiegen war. Es deutete alles darauf hin, daß das Stoffrückhaltevermögen in naher Zukunft erschöpft gewesen wäre, wenn nicht drastische Gewässerschutzmaßnahmen erfolgt wären. So wie sich die Stoffrückhaltefunktion der inneren Küstengewässer rückläufig entwickelt hat, haben die Einträge in die Ostsee zugenommen, was mit der höheren Primärproduktion in bestimmten Meeresgebieten der Ostsee belegt werden kann (Tab. 11).

Tabelle 11 Eutrophierung der Ostseeregionen durch zunehmenden Verlust des Nährstoffrückhaltevermögens in den inneren Küstengewässern
 • nach HORSTMANN und HÜBEL (1996)/ in LOZAN et al. (1996)

Ostseeregion	Nettoprimärproduktion (g C m ⁻² a ⁻¹)	
	1970 – 1975	1980 – 1985
Beltsee	80 bis 140	90 bis 185
Arkonasee	80 bis 130	90 bis 170
Bornholmsee	70 bis 90	80 bis 140
Gotlandsee	60 bis 90	90 bis 150

Insbesondere in küstennahen Gebieten wird diese Entwicklung deutlich sichtbar. So konnte HÜBEL (1996) (in HORSTMANN und HÜBEL, 1996) im küstennahen Teil der südlichen Arkonasee die folgenden Werte für die Primärproduktion mitteilen:

- 1960/1965: 90 g C m⁻² a⁻¹
- bis 1982: 185 g C m⁻² a⁻¹.

Speziell für das Gebiet der Schlei/Kieler Bucht konnten im Zusammenhang mit der These 3 (Kap. 2.3) solche Wirkungen ebenfalls vorgestellt werden.

RUMOHR (1986) stellte ähnliche historische Betrachtungen für Veränderungen der Eutrophierungserscheinungen im Zeitraum 1875-1939 am Beispiel der gesamten Kieler Bucht vor.

Immer mehr gibt es auch jährlich stark differenzierte Produktionsraten, mit einer immer stärker hervortretenden Frühjahrsvegetationsperiode. Wenn in den letzten

Jahren ein wesentlicher Anstieg der Primärproduktion in den Sommermonaten zu verzeichnen ist, haben dazu die **stickstoff-fixierenden Cyanophyceen** mit ihren regelmäßigen und intensiver gewordenen **Algenblüten** einen wesentlichen Anteil. Für die Arkonasee sollen ca. 23% des Gesamt-Stickstoffangebotes über den Weg der Luftstickstoffbindung in das Gewässer gelangen. Es bleiben aber immer noch 77% als eutrophierend wirkender Eintrag aus der Atmosphäre und aus dem Landabfluß.

Diese für die Ostsee ernstzunehmenden Zeichen der Eutrophierung haben letztlich einen wesentlichen Einfluß auf die Sauerstoffverhältnisse im Tiefenwasser, z.B. Sauerstoffzehrung.

2.2.8 These 8: Verbesserte Wasseraustauschverhältnisse in inneren Küstengewässern leisten einen Beitrag zur Milderung des aktuellen Eutrophierungsproblems und umgekehrt

Auf die Bedeutung der **aktuellen Wasserhaushaltsbilanzen** für die einzelnen Gewässer, insbesondere Bodden und Haffe, auf den Eutrophierungsprozeß wurde immer wieder hingewiesen. Besonders das Beispiel der **Rügener Binnenbodden** bietet dafür aktuelles Belegmaterial (vgl. Teil 1, Kap. 3.8), aber auch an anderen Gewässern können gleichartige Schlußfolgerungen gezogen werden.

Ausgewählte Fallbeispiele:

- **Verbesserter Wasseraustausch am äußeren Teil der Rügener Binnenbodden:**

Mit der **Vertiefung des Fahrwassers** zwischen Rassower Strom und Großen Jasmunder Bodden entstanden in den 60er Jahren **neue Bedingungen für den Wasseraustausch** mit den vorgelagerten Westrügener Bodden und es gab dadurch veränderte hydrographische Bedingungen. Der Wasseraustausch wurde verbessert (vgl. wieder Teil 1, Kap. 3.8). Das Maß der **Eutrophierung** war **zunächst rückläufig**, wie vorliegende Meßwerte für die Primärproduktionsintensität aus dem Zeitraum vor der Fahrrinnenvertiefung und nach dieser Maßnahme belegen (HÜBEL, WOLFF und MEYER-REIL, 1998). Die Abnahme der Primärproduktion betrug ca. 40% (Tab. 12). Demgegenüber zeigte das Gebiet zwischen Rassower Strom und Libben (Teil der Westrügener Bodden) einen Anstieg der Produktionsintensität.

Tabelle 12 Rückgang der Eutrophierung durch Erhöhung des Wasseraustausches über Maßnahmen der Gewässervertiefung: Beispiel: Rügener Binnenboden

- Mittelwerte aus HÜBEL, WOLFF und MEYER-REIL (1998)

A: vor der Maßnahme 1960 – 1963

B: nach der Maßnahme 1964 – 1969

C: nach der Maßnahme 1970 – 1980

D: nach der Maßnahme 1981 – 1989

Trend immer im Vergleich zu A

0 = gleichbleibend

+ bis ++ steigend bis stärker steigend

– bis – – fallend bis stärker fallend

Gewässerregion (Teil 1 + Tab. 11)	Salzgehalt (PSU)					Primärproduktion (g C m ² a ⁻¹)				
	A	B	C	D	Trend	A	B	C	D	Trend
Libben (Übergang zur Ostsee)	8,3	9,7	10,1	9,8	(0 ... +)	90	115	166	168	(+)
Rassower Strom (Übergang Binnenboden zu Westrüg. Bodden)	8,4	9,2	9,8	9,7	(++)	110	140	180	185	(+)
Breetzer Bodden	8,0	8,9	9,1	9,0	(++)	335	278	190	210	(–)
Breeger Bodden	7,8	8,6	9,2	8,9	(++)	420	310	270	260	(– –)
Gr. Jasmunder Bodden (innerster Teil)	6,9	8,1	8,8	8,5	(++)	670	375	325	355	(– –)

Inzwischen soll die Primärproduktionsintensität wieder ansteigen, d.h. die Verbesserung der hydrologisch/hydrographischen Bedingungen waren nicht nachhaltig und wurden von den Eutrophierungsursachen wieder überholt.

• **Verschlechterter Wasseraustausch am inneren Teil der Rügener Binnenboden**

Der markante Eingriff durch weitgehende Schließung des Übergangs zwischen **Kleinen – und Großen Jasmunder Bodden** im Jahr 1868 mit dem Bau eines Straßendamms und später der Eisenbahnlinie nach Saßnitz wurde aus hydrologisch/hydrographischer Sicht bereits im Teil 1, Kap. 3.8 diskutiert. In der Fachliteratur wurde bereits als Folge dieser Maßnahme für den Zeitraum von nur 30 Jahren eine drastische Verschlechterung der hydrobiologischen Situation berichtet. Die Zunahme verstärkter Algenblüten und Gewässerverschlammung im Kleinen Jasmunder Bodden sind dafür Indikatoren. Es ist aber wieder falsch, die heutige Trophiesituation im Kleinen Jasmunder Bodden nur allein auf diese wasserbauliche Maßnahme zurückzuführen. Die jahrzehntelange Einleitung von ungereinigten bzw. unvollkommen gereinigten Abwässern (z. B. aus der Stadt Bergen) hat diesen durch die hydromorphologischen Veränderungen stattfindenden Eutrophierungsprozeß deutlich überprägt. Im Kleinen Jasmunder Bodden

hatte die Primärproduktionintensität um 1960 längst die 800 g C m⁻² a⁻¹ -Marke überschritten.

Inzwischen ist der Wasseraustausch zwischen beiden Boddenteilen durch eine Vergrößerung der Verbindung wieder verbessert worden. Ein so großes Fischsterben wie im Frühsommer 1990 ist im Kleinen Jasmunder Bodden seit dem nicht mehr registriert worden.

- **Verbesserter und verschlechterter Wasseraustausch am Frischen Haff**

Am Beispiel des Frischen Haffs (Teil 1, Kap. 3.11) kann gezeigt werden, wie unterschiedliche Eingriffe in den Wasserhaushalt eines solchen Küstengewässers auch zu verschiedenartigen Prägungen des hydrographischen und hydrobiologischen Zustandes führen. Über lange Zeiträume mündeten große Anteile des Weichselabflusses, insbesondere in Hochwassersituationen, in das Frische Haff (Zuflüsse über die Elbinger Weichsel und die Nogat). Für große Haffflächen hatte sich der Zustand des β -Mesohalinikums herausgebildet. Durch ein Hochwasser 1855 erfolgte, wegen Verstopfung der Hauptweichselmündung vor Danzig mit Eis, nahezu der ganze Abfluß über das Frische Haff. Diese Situation war so intensiv, daß das Pillauer Tief (Hafföffnung zur Ostsee) wesentlich vertieft wurde. Für diesen Zeitraum kam es zur Ausbildung von nahezu Süßwasserverhältnissen. Durch den Bau eines Schleusensystems an den Ostarmen der Weichsel hat sich der Süßwasserdurchfluß in Richtung Haff auf ca. 10%, bei Hochwasser sogar auf 1%, verringert und die heutigen Werte angenommen. Die erfolgte Erweiterung der Hafföffnung bei Pillau und die zurückgegangene Süßwassermenge haben gute Voraussetzungen für die **Wiederausbildung des Mesohalinikums** auf den größten Teil der Haffflächen gegeben. Das hat zu ... **Veränderungen in der Ökologie** des Frischen Haffes geführt. 1895 wurden bis auf *Cordylophora* – Ausiedlungen im östlichen Haffteil nur Süßwasserlebensgemeinschaften angetroffen. Bereits 1924 fehlten darum charakteristische Arten des Süßwasserplanktons. Auch Auswirkungen auf die vorkommende Fauna sind festgestellt worden (GESSNER, 1957).

Die Auswirkungen dieser beispielhaft beschriebenen Wirkungen müssen unbedingt berücksichtigt werden, wenn an anderen inneren Küstengewässern der südlichen Ostsee Maßnahmen mit Beeinflussung des Wasserhaushaltes geprüft werden, z.B. Öffnung der Darß-Zingster Bodden für den (Schiffs) Bootsverkehr zur Ostsee.

3 Die ökologische Qualität der inneren Küstengewässer nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie und das Trophie-System zur Beschaffenheitsbeschreibung

3.1 Zur Theorie der Gewässerbeschaffenheit

Die **Bewirtschaftung** der inneren Küstengewässer nach **ökologischen** und damit **nachhaltig wirkenden Prinzipien** erfordert die naturwissenschaftlich fundierte Beschreibung der aktuell vorliegenden **Gewässerbeschaffenheit** und die Ermittlung des erreichten Zustandes in der natürlichen Gewässerentwicklung sowie die des bestehenden Einflusses **menschlicher Einwirkungen**. Die Gewässerbeschaffenheit ist dabei immer ein summarischer Ausdruck einer **Kopplung physikalischer, chemischer und biologischer Zustände und Prozesse** (u. a. MAUERSBERGER, 1989). Das bedeutet, daß die **Grundgesetze der Physik und Chemie** bereits als Basis in die Theorie der Gewässerbeschaffenheit eingebracht werden müssen. Nach OSTWALD (1903 bzw. 1978) oder BERTALANFFY (1942, 1953) verletzen **biologische Vorgänge** diese Grundgesetze nicht. Diese reichen zwar allein nicht aus, das biologische Geschehen vollständig zu interpretieren. Sie stecken aber den Rahmen ab, innerhalb dessen das biologische Geschehen abläuft. Anders ausgedrückt bedeutet das, daß die **Lebensprozesse** nur **eingebettet in einer abiotischen Umwelt** ablaufen, mit der sie in Wechselwirkung stehen, d. h. von der sie beeinflußt werden und die sie verändern. Bezogen auf die Gewässerbeschaffenheit, als Ausdruck für das erreichte Niveau der biologischen Prozesse, bedeutet das, daß die jedem Gewässer eigenen **hydromorphologischen Strukturen**, die **Beziehungen zum Einzugsgebiet** und die **klimatische Zuordnung** von hoher Priorität sind. Die Berücksichtigung dieser für eine fundierte und naturwissenschaftlich tragfähige Beschaffenheitsanalyse sind also unabdingbar.

Bisherige Zustandseinschränkungen für Gewässer berücksichtigen diese Sachverhalte entweder nicht oder nur unvollständig (vgl. dazu weitere Ausführungen bei SCHLUNGBAUM, 1997).

3.2 Bewertungssysteme für innere Küstengewässer

Im Gegensatz zu den **Fließgewässern** (Saprobiekartierung seit 1976, oder seit den 90er Jahren die Kartierung der ökologischen Strukturgröße) und zu den Seen (Trophiesystem nach LAWA, 1998) gibt es für die Küstengewässer in Deutschland noch kein allgemein verbindliches **Klassifizierungssystem** für die Gewässergüte (ausführlicher bei SCHLUNGBAUM, 1997). Lediglich für Mecklenburg-Vorpommern ist seit den 80er Jahren eine **Klassifizierungsrichtlinie** für innere und äußere Küstengewässer in Kraft. Diese hat als sechsstufiges System die bewährte Trophie-Klassifizierung für Seen mit den Stufen oligotroph, mesotroph, eutroph, stark eutroph, polytroph und hypertroph nach dem Standard der ehemaligen DDR (TGL 27885/01) zur Grundlage. Diese Richtlinie berücksichtigt aber die unter 3.1 diskutierten Erfordernisse nicht und bezieht sich nur auf die Beschaffenheit des Wasser-

körpers. Diese Richtlinie ist bis heute in Kraft und ermöglicht die **Analyse von Langzeitveränderungen** für die einzelnen Gewässer. Demgegenüber steht ein **Standardvorschlag des Fachbereiches Biologie der Universität Rostock** aus dem Jahre 1987 (u. a. SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1987 oder zusammenfassend bei SCHLUNGBAUM, 1997). Der vorgeschlagene Standard berücksichtigt neben Güteprägungen im Wasserkörper auch immer wirkenden Faktoren der Hydromorphologie und des Einzugsgebietes sowie die Sedimentbeschaffenheit. Damit kommt dieser Standardvorschlag den Erfordernissen, wie sie sich aus der am 22.12.2000 in Kraft getretenen **EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000)** mit der Zielstellung der **guten ökologischen Qualität** ergeben, am nächsten.

3.2.1 Klassifizierungsrichtlinie für Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern

In der für sechs Beschaffenheitsstufen angelegten Richtlinie des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern werden innere und äußere Küstengewässer mit Hilfe des Merkmalskomplexes „**Trophie und organische Belastung**“ auf der Basis der Parametergruppen

- Nährstoffverhältnisse
- Biologische Produktionsverhältnisse
- Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung

klassifiziert (Tab. 13).

Tabelle 13 Klassifizierung der Küstengewässer nach dem Merkmalskomplex „Trophie und organische Belastung“

- Landesrichtlinie Mecklenburg-Vorpommern, modifiziert um den pH-Wert

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							
o-PO ₄ -P	µmol/l	≤ 0,5	≤ 1,5	≤ 3	≤ 5	≤ 10	> 10
Ges. P	µmol/l	≤ 1	≤ 3	≤ 6	≤ 10	≤ 20	> 20
anorg. N	µmol/l	≤ 10	≤ 30	≤ 60	≤ 100	≤ 200	> 200
Biologische Produktionsverhältnisse							
Phytoplanktonvolumen	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	%	90-110	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	mg/l	≤ 2	≤ 4	≤ 6	≤ 8	≤ 10	> 10

Für die Einstufung in eine Beschaffenheitsklasse dient der jeweils schlechteste Meßwert.

Ein regelmäßiges Gewässermonitoring an festgelegten Meßpunkten mit charakteristischem Einfluß läßt es zu, aus der Zeitreihe die Entwicklung der Beschaffenheit der Gewässer/der Gewässerabschnitte zu beurteilen.

Beispielhaft soll die Beschaffenheitsentwicklung für drei ausgewählte innere Küstengewässer dargestellt werden (Tab. 14).

Die genannten Beispiele stehen mit der Unterwarnow für ein Gewässer im ostseefernen Teil mit hoher Belastung. Erst in Ostseenähe wird mit Klasse 3 ab 1996 eine relative Konstanz erreicht. Die vom Wasseraustausch mit der Ostsee geringer beeinflusste Darß-Zingster Boddenkette erscheint mit ausgesprochen hoher Belastung, die selbst in Ostseenähe nur die Klasse 4 erreicht. Anders ist die Situation in den Rügener Binnenbodden (nach Tab. 14 ohne Vitter und Schaproder Bodden). Hier liegt von 1990 an eine Gewässerbeschaffenheit vor, die nur wenig um die Klasse 3 schwankt und bis zum Rassower Strom auch schon relativ oft die Klasse 2 zeigt. Dafür ist der durch die Ausbaggerungen verbesserte Wasseraustausch mitverantwortlich (vgl. These 8 in 2.2.8). Anders sind die Verhältnisse im wenig vom Wasseraustausch mit dem Großen Jasmunder Bodden betroffenen Kleinen Jasmunder Bodden. Aber auch hier hat sich mit der Reduzierung der Konzentrationen in den Kläranlagenabläufen (u. a. Stadt Bergen) seit 1996 die Beschaffenheit auf die Klasse 4 stabilisiert.

Tabelle 14 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit in ausgewählten inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1990 bis 1999

- aus: Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997 (1999)
(Ergänzungen in SCHLUNGBAUM, BAUDLER, KRECH und KWIATKOWSKI, 2001)

a) Beispiel: Darß-Zingster Bodden

	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Ribnitzer See					5	5	5	5	5	5
Saaler Bodden					5	5	5	4	5	5
Bodstedter Bodden					5	4	5	4	5	4
Barther Bodden	4	4	-	4	4	4	4	4	4	4
Grabow	4	4	-	4	5	4	3	4	4	4
Fahrw. a. Bock	3	4	-	4	4	4	3	3	4	4

b) Beispiel: Unterwarnow

	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Kabutzenhof	5	5	5	5	4	5	4	5	4	5
Marienehe	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4
Warnowwerft	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3
Warnemünde-Mole	3	4	3	4	3	3	3	2	3	3

c) Beispiel: Rügener Binnenbodden (mit Schaproder und Vitter Bodden)

	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Kl. Jasmunder B./ö. Buschwitz	-	-	-	-	5	5	5	4	4	4
Kl. Jasmunder B./w. Thießow	-	-	-	-	5	5	4	4	4	4
Kl. Jasmunder B./s. Schleuse	-	-	-	-	5	5	4	4	3	4
Gr. Jasmunder B./n. Lietzow	3	3	-	-	4	3	3	3	3	3
Gr. Jasmunder B./sw. Glowe	3	3	-	-	3	3	3	2	3	3
Breetzer B./ö. Wittow Fähre	3	3	-	-	3	3	3	2	3	3
Rassower Strom/s. Burgspitze	3	3	-	-	3	2	2	2	2	3
Vitter Bodden/ö. Vitte	3	3	-	-	3	3	2	3	2	3
Schaproder B./w. Schaprode	2	3	-	-	3	3	3	2	3	3

Es muß aber bemerkt werden, daß diese Klassifikation nur für den Wasserkörper gilt (also ohne Sedimentwirkungen) und bei Berücksichtigung der oft verzerrend wirkenden o-PO₄-Konzentrationen verbessert erscheint (vgl. These 6 in 2.2.6).

3.2.2 Der Klassifizierungsvorschlag der Universität Rostock

Der Klassifizierungsvorschlag der Universität Rostock/Biologie aus dem Jahre 1987 (SCHLUNGBAUM und NAUSCH, 1987 oder zusammenfassend SCHLUNGBAUM, 1997) berücksichtigt fünf Beschaffenheitsstufen: oligotroph (besser Ostseeverhältnisse) - mesotroph - eutroph - polytroph und hypertroph. Grundlage in diesem Vorschlag ist aber die Berücksichtigung der Merkmalskomplexe „Gewässermorphologie“ und „Gewässerhydrologie“ sowie der „Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet“ - also der naturgegebenen Beschaffenheitsbeeinflussungen. Die Klassifikationsbasis dafür wird mit Tab. 15 zusammenfassend dargestellt. Darin werden die Merkmalsgruppen

- 1 Gewässermorphologie und Gewässerhydrologie
- 2 Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet

als direkter Zahlenausdruck festgelegt. Die Merkmalsgruppe 3 -Nährstoff-Backgroundverhältnisse ist abhängig von der Gewässerfläche, vom Süßwasserzufluß und vom Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee und muß daher gewässerspezifisch ermittelt werden.

Tabelle 15 Bewertungsschlüssel für naturgegebene Faktoren (Merkmalsgruppen 1 und 2) für die inneren Küstengewässern der südlichen Ostsee

- modifiziert nach SCHLUNGBAUM (1997), z. B. werden gegenüber 1987 die Abgrenzungen für das Kriterium 5 neu festgelegt.

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
Merkmalskomplex I: Gewässermorphometrie und Gewässerhydrologie					
(1) mittlere Tiefe [m]	≥15	≥10	< 10	< 2	< 1
(2) mittlere Verweilzeit des Wassers [a] E = $\frac{\text{Gewässervol. [10}^6\text{m}^3\text{]}}{\text{Jahreszufluß [10}^6\text{m}^3 \text{ a}^{-1}\text{]}}$					
(2a) Basis: Flußwasser	≥ 10	≥ 1	≥ 0,1	< 0,1	< 0,1
(2b) Basis: Ostseewasser	< 0,1	< 0,1	≥ 0,1	≥ 1	≥ 10
(3) Differenz mittlerer Salzgehalt Bodden zu mittlerem Salzgehalt Ostsee in % $\frac{\text{PSU (Küstenwasser)} \cdot 100}{\text{PSU (Ostsee)}}$	> 80	< 80	< 60	< 40	< 20
Merkmalskomplex II: Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet					
(4) Volumenquotient: $V_q = \frac{\text{Einzugsgebiet [km}^2\text{]}}{\text{Gewässervol. [10}^6\text{m}^3\text{]}}$	≤ 3	≤ 5	≤ 10	≤ 10	bleibt unberücksichtigt
(5) Flächenquotient: $F_q = \frac{\text{Einzugsgebiet [km}^2\text{]}}{\text{Gewässerfl. [km}^2\text{]}}$	≤ 5	≤ 10	≤ 50	> 50	bleibt unberücksichtigt
Merkmalskomplex III: Nährstoff - Background	vgl. Kap. 3.2.3				

Auf der Basis der einfließenden Daten (vgl. Teil 1, dieses Heft) können die folgenden Grundbewertungen ermittelt werden (Tab. 16).

Tabelle 16 Beispielbewertungen für die Naturfaktorenwirkungen auf der Basis des Klassifikationsvorschlages von Tab. 15 für die inneren Küstengewässer zwischen Flensburger Förde und dem Kurischen Haff

Merkmalskomplex I: Gewässermorphologie und Gewässerhydrologie

Merkmalskomplex II: Gewässerbeziehungen zum Einzugsgebiet

Merkmalskomplex III: Nährstoffeinträge auf dem Niveau des geogenen Hintergrundes

Merkmalskomplex IV: Sedimentbedingungen/Interne Belastung

Für die Gruppen III und VI werden die Bewertungskriterien nachfolgend ermittelt

A:	Flensburger Binnenförde	F:	Rügener Binnenboden
B:	Schlei	G:	Greifswalder Bodden
C:	Kieler Förde	H:	Stettiner Haff
D:	Unterwarnow	I:	Frisches Haff
E:	Darß-Zingster Bodden	K:	Kurisches Haff

Kriterien	A	B	C	D	E	F	G	H	J	K
MK I										
1	-	3	2	3	4	3	3	3	3	3
2a	1	2-3	-	4	2	1	1	3	3	3
2b	-	-	-	2	3	3	2	3	3	4
3	1-2	2-3	1-2	1-5	2-5	2-3	2-3	3-5	2-5	2-3
Mittel MK I	1-1,5	2,3-3	1,5-2	2,5-3,5	2,8-3,5	2,3-2,5	2-2,3	3-3,5	2,8-3,5	3-3,3
MK II										
4	1	3	-	5	2	1	1	4	3	4
5	1	2-3	-	5	2	1	1	5	3	4
Mittel MK II	1	2,8	-	5	2	1	1	4,5	3	4
MK III										
6 (P)	1	2	-	3	2	1	1	4-5	2-3	3-4
7 ⁾ (N)	(A)	(B)	-	(B)	(B)	(A)	(A)	(B)	(B)	(B)
Mittel MK III	1	2	-	3	2	1	1	4,5	2-3	3-4
MK IV										
8	-	-	-	-	2-5	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	4-5	-	-	-	-	-
Mittel MK IV	-	-	-	-	3-5	-	-	-	-	-
Mittel I-IV ^{**)}	1-1,2	2,4-2,6	(1,5-2)	3,5-3,9	2,5-3,1	1,4-1,5	1,3-1,5	4-4,2	2,6-3,2	3,3-3,8

*) Für da Kriterium 7 (N-Flächenbelastung) ist nur eine Unterscheidung in A: tolerierbar und B: gefährlich möglich, bleibt im Mittel unberücksichtigt

***) Das Gesamtmittel ergibt sich aus den Mittelwerten MK I bis MK IV.

Bereits mit den Kriterien der Merkmalsgruppen 1 und 2 zeigen sich für die einzelnen Küstengewässer große Differenzierungen in der von der Natur ausgehenden Beschaffenheitsvoraussetzung. Sie reichen von sehr guten Bedingungen für die Flensburger Förde, die Rügener Binnenboden und den Greifswalder Bodden bis zu sehr mäßigen für die Unterwarnow und das Stettiner Haff. Mit der Merkmalsgruppe 3

- Backgroundnährstoffbedingungen - wird diese Differenzierung in der Klassifikation weiter gestützt.

3.2.3 Klassifikation der Trophieprognose aus den P-Backgroundflächenbelastungen

Für Seen können mit Hilfe des **Modellansatzes von VOLLENWEIDER (1968)** bei Kenntnis der **P-Flächenbelastung** und der aus den hydromorphologischen Kenngrößen bestimmbaren **gewässerspezifischen hydraulischen Größen** gute **Prognosen** für die zu erwartende **Gewässertrophie** abgeleitet werden. Die Prognosewerte ergeben sich in fünf Klassen: oligotroph-mesotroph-eutroph-polytroph-hypertroph. Dieses Modell läßt sich bei Berücksichtigung der für innere Küstengewässer spezifischen hydraulischen Größen auch für Ostsee-Ästuar applizieren (vgl. dazu SCHLUNGBAUM und KRECH, 2001). An die Stelle einer hydraulischen Größe eines Sees treten zwei, die sich als Bereichsgrenzen aus der gewässerspezifischen „Nur-Flußwasserzufuhr“ und einem „Nur-Ostseewasseraustausch“ ergeben. Zwischen diesen Bereichsgrenzen liegen die aperiodisch sich verändernden hydraulischen Situationen. Die Abb. 11 zeigt die Anwendung für drei ausgewählte innere Küstengewässer. Ebenso gewässertypisch ist die **P-Backgroundflächenbelastung** verschieden. So kann ein relativ großes Einzugsgebiet mit einer großen Flußwasserzufuhr zum Küstengewässer auf eine kleine Gewässerfläche wirken (z. B. Unterwarnow) oder ein im Verhältnis zur Gewässerfläche kleines Einzugsgebiet mit entsprechend geringer Flußwasserabgabe wirkt in umgekehrter Weise (z. B. Rügener Binnenboden oder Greifswalder Bodden).

Der Nährstoffbackground ist für Deutschland mit den Konzentrationen der Fließgewässergüteklasse I (Klasse II ist allgemeine Zielvorgabe) festgelegt worden (Tab. 17).

Tabelle 17 Güteklassifikation für Fließgewässer/Teil Nährstoff
 • nach LAWA 1998

	Klasse I	Klasse I-II	Klasse II	Klasse II-III	Klasse III	Klasse III-IV	Klasse IV
	geogener Hintergrund	bis ½ ZV	Zielvorgabe (ZV)	bis 2fache ZV	bis 4fache ZV	bis 8fache ZV	>8fache ZV
Ges. N mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 3	≤ 6	≤ 12	≤ 24	> 24
Nitrat-N mg/l	≤ 1	≤ 1,5	≤ 2,5	≤ 5	≤ 10	≤ 20	> 20
Nitrit-N mg/l	≤ 0,01	≤ 0,05	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8
Amm.-N mg/l	≤ 0,04	≤ 0,01	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	> 2,4
Ges. P mg/l	≤ 0,05	≤ 0,08	≤ 0,15	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,2	> 1,2
o-PO₄-P mg/l	≤ 0,02	≤ 0,04	≤ 0,1	≤ 0,2	≤ 0,4	≤ 0,8	> 0,8

Von der LAWA werden die sieben Klassen auch wie folgt beschrieben:

- Klasse I: anthropogen unbelastet = geogener Hintergrund bei Nährstoffen
- Klasse I - II: sehr geringe Belastung, bis halber Wert der Zielvorgabe (ZV)
- Klasse II: mäßige Belastung, Einhaltung der (ZV)
- Klasse II - III: deutliche Belastung, bis zweifacher Wert der (ZV)
- Klasse III: erhöhte Belastung, bis vierfacher Wert der (ZV)
- Klasse III - IV: hohe Belastung, bis achtfacher Wert der (ZV)
- Klasse IV: sehr starke Belastung, größer als achtfacher Wert der (ZV)

Aus diesen Konzentrationen der Tab. 17 ergeben sich multipliziert mit den Flußwassereinträgen die Nährstofffrachten und die Verrechnung mit den Gewässerflächen die **Nährstoffflächenbelastungen** als $\text{g m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$. Mit den Backgroundwerten kann die **Backgroundflächenbelastung** errechnet werden.

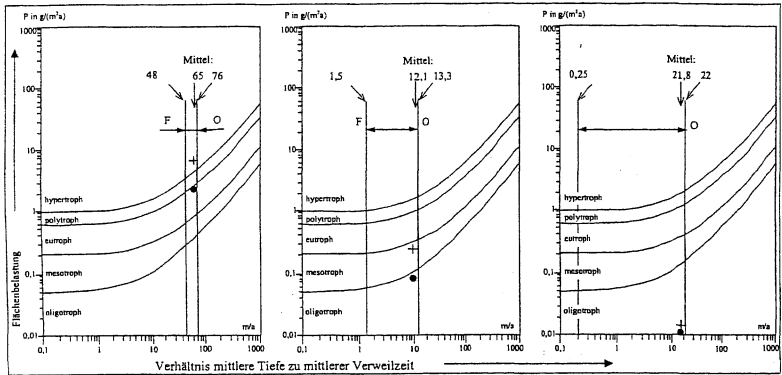
Mit der Abb. 11 wird der Weg zur Ermittlung der Trophieprognose am Beispiel von drei ausgewählten inneren Küstengewässern als Graphik dargestellt. Berücksichtigt werden wieder die P-Konzentrationen des geogenen Hintergrundes und der Zielvorgabe.

Auf der Basis der verfügbaren Daten, können die in Tab. 18 aufgeführten P-Flächenbelastungen angegeben werden. Es werden die Konzentrationen für den geogenen Hintergrund und für die Zielvorgabe (Klasse II) berücksichtigt. Das langjährige Mittel der Flußwasserzufuhr wurde als Basis verrechnet.

a) Unterwarnow

b) Darß-Zingster Bodden

c) Rügener Binnenbodden



Flächenbelastung		a)	b)	c)
• ... P-Background der Zuflüsse (Tab. 2: Klasse I)	$g P m^{-2} a^{-1}$:	2,4	0,08	< 0,01
+ ... P-Zielvorgabe für die Zuflüsse (Tab. 2: Klasse II)	$g P m^{-2} a^{-1}$:	7,2	0,23	< 0,01
Basisdaten zur Ermittlung der hydraulischen Größen F, O und als Mittelwert				
		a)	b)	c)
Gewässerfläche	km ²	12,5	200	159
Fläche Einzugsgebiet	km ²	3200	1600	312
Wasservolumen	10 ⁶ m ³	50	400	550
mittlere Tiefe	m	4	2	3,5
mittlerer Flußwassereintrag	10 ⁶ m ³ /a	600	300	40
mittlerer Ostseewassereintrag	10 ⁶ m ³ /a	930	2750	3360
Verweilzeit Flußwasser	a	0,083	1,33	13,8
Verweilzeit Ostseewasser	a	0,053	0,15	0,16
hydraulische Größe F (Flußwasser)	m/a	4 : 0,083 = 48	2 : 1,33 = 1,5	3,5 : 13,8 = 0,25
hydraulische Größe O (Ostseewasser)	m/a	4 : 0,053 = 76	2 : 0,15 = 13,3	3,5 : 0,16 = 22
Anteil Ostseewasser am Wassergewinn	%	61	90	99
mittlere hydraulische Größe im Bereich F:O	m/a	65	12,1	21,8

Abb. 11 Ergebnisse der Trophieprognose für drei ausgewählte innere Küstengewässer auf der Basis der P-Flächenbelastung aus den Einzugsgebieten (Backgroundkonzentrationen und Konzentrationen der Zielvorgaben = Güteklasse II), vgl. auch Tab. 19

Tabelle 18 P-Flächenbelastungen auf der Basis des Backgroundes und der Zielvorgabe für ausgewählte innere Küstengewässer

- gekürzt aus SCHLUNGBAUM und KRECH, 2001
- * vgl. auch Abb. 11 oder Tab. 16 (Merkmalsgruppe 3)

Gewässer	Gewässer- fläche km ²	Flußwasser- eintrag 10 ⁶ m ³ /a	geogener Hinter- grund		Zielvorgabe (Klasse II)	
			P Eintrag t/a	P F.belastung g m ² a ⁻¹	P Eintrag t/a	P F.belastung g m ² a ⁻¹
Flensburger Binnernförde	220	200	10	0,05	30	0,14
Schlei	54	180	9	0,17	27	0,50
Unterwarnow*	12,5	600	30	2,4	90	7,2
Darß-Zingster Bodden*	197	300	15	0,08	45	0,23
Rügener Binnenbodden*	159	40	2	0,01	6	0,04
Greifswalder Bodden	510	100	5	0,01	15	0,03
Stettiner Haff	660	15.000	750	1,14	2.250	3,41
Frisches Haff	838	3.200	180	0,22	540	0,64
Kurisches Haff	1.610	22.100	1.100	0,69	3.300	2,05

Diese Angaben erhöhen sich, wenn die aktuelle Belastung höher liegt.

Für die Nutzung des Vollenweider-Ansatzes müssen die mittleren hydraulischen Größen auf der Flußwasserbasis (F) und der Basis des Ostseewassereinstromes (O) bestimmt werden (Tab. 19).

Tabelle 19 Hydraulische Größen für das Vollenweider-Modell und P-Belastungen mit Trophieprognose für den geogenen Hintergrund (a) und die Zielvorgabe (b)

- aus: SCHLUNGBAUM und KRECH (2001)
- vgl. auch Tab. 16 (Merkmalsgruppe 3)

Gewässer	hydraulische Größen			g P · m ⁻² · a ⁻¹				
	F	O	Mittel	oligo-troph	meso-troph	eutroph	poly-troph	hyper-troph
UW a) b)	48	76	65	< 0,4	< 0,8	< 2,4 2,4	< 4,8	> 4,8 7,2
DZB a) b)	1,5	13,3	12,1	< 0,12 0,08	< 0,23 0,23	< 1,0	< 1,6	> 1,6
Rüg. BB. a) b)	0,25	22	21,8	< 0,18 < 0,01 < 0,01	< 0,40	< 1,4	< 2,0	> 2,0
Gfw. B. a) b)	0,22	68	67,8	< 0,34 < 0,01 < 0,03	< 0,70	< 2,4	< 4,1	> 4,1
Stett. H. a) b)	15,5	7,7	10,3	< 0,10	< 0,30	< 0,90	< 1,6 1,14	> 1,6 3,4
Fr. H. a) b)	4,1	9,3	7,7	< 0,09	< 0,30 0,22	< 0,80 0,65	< 1,4	> 1,4
Kur. H. a) b)	13,2	1,2	1,2	< 0,06	< 0,20	< 0,61 0,69	< 1,1	> 1,1 2,06

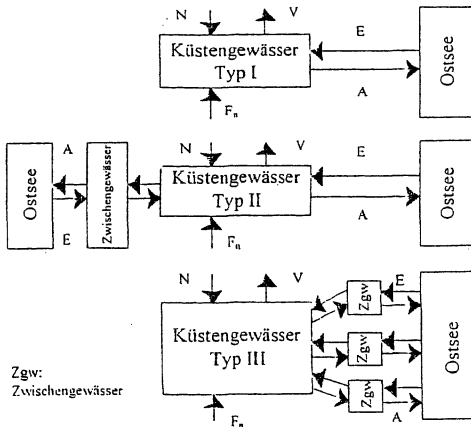
Die mit der Trophieprognose erreichten Wertungen zeigen für den geogenen Hintergrund und auch für die Zielvorgabe der Klasse II breite Streuungen zwischen den einzelnen inneren Küstengewässern, wie aus Tab. 20 hervorgeht. Für Flachlandflüsse in genutzten Einzugsgebieten dürfte die Klasse I - der geogene Hintergrund - auf Dauer nahezu unerreichbar sein. Dagegen kann die Klasse II als erreichbares Ziel realistisch sein. Die in den Tab. 18-20 angegebenen Werte beziehen sich nur auf die Nährstoffeinträge über die Flußwasserzufuhr. Einträge über den Niederschlag spielen in der Regel keine größere Rolle. Die in Tab. 20 aufgezeigten Differenzierungen zwischen den einzelnen inneren Küstengewässern geben Aufschluß für die Trophieprognose aus den natürlich wirkenden Faktoren (vgl. Tab. 16 - Merkmalsgruppen 1, 2 und 3). Für eine durchgehende Wertung der Sedimentverhältnisse - Merkmalsgruppe 4 in Tab. 16 stehen nicht ausreichend Daten zur Verfügung.

Tabelle 20 Trophiewahrscheinlichkeit für die inneren Küstengewässer bei einer Fließgewässerbeschaffenheit (Zuflüsse) auf dem Stufen der Klasse I (Background) und II (Zielvorgabe).

- Übersicht gegenüber SCHLUNGBAUM und KRECH (2001) weiter-spezifiziert
- vgl. auch Tab. 16, Angaben zur Merkmalsgruppe 3

Trophiestufe	P-Flächenbelastung aus dem Einzugsgebiet	
	geogener Hintergrund	Zielvorgaben
oligotroph	Rügener Binnenbodden Greifswalder Bodden	Rügener Binnenbodden Greifswalder Bodden
oligotroph (mesotroph)	Darß-Zingster Bodden	-
mesotroph	Frisches Haff	-
mesotroph (eutroph)	-	Darß-Zingster Bodden
eutroph	-	Frisches Haff
eutroph (polytroph)	Unterwarnow	-
polytroph	Stettiner Haff Kurisches Haff	-
polytroph (hypertroph)	-	-
hypertroph	-	Unterwarnow Stetiner Haff Kurisches Haff

Den im Rahmen dieses Beitrages abgeleiteten Trophieprognosen (Tab. 18-20) liegen Mittelwerte aus langjährigen Wasserhaushaltsbilanzen und für die Nährstoffe die Konzentrationsabgrenzungen nach Tab. 17 zugrunde. Mit den aktuellen Daten, insbesondere für die Flußwasserzufuhr und für die gemessenen P-Konzentrationen im zufließenden Flußwasser, können Trophieprognosen für einzelne Jahre oder konkrete kürzere Zeiträume abgeleitet werden. Das ist dann unbedingt erforderlich, wenn aus den Werten der Trophieprognosen konkrete Bewertungen des Gewässerzustandes und evtl. vorgesehene Maßnahmen für Sanierungen/Restaurierungen geplant werden.



3.3 Der gute Gewässerzustand in der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Die am 22.12.2000 in Kraft getretenen EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) sieht für alle Oberflächengewässer nach 15 Jahren als Zielstellung die **gute ökologische Qualität** und den guten chemischen Zustand vor. (WRRL, Artikel 4, 2000). Für stark veränderte oder künstliche Gewässer gilt analog das **gute ökologische Potential** und der gute chemische Zustand. Gleichzeitig wird ein Verschlechterungsverbot für den Zustand der Gewässer festgelegt. Die inneren Küstengewässer an der Ostsee gehören eindeutig zum Gewässertyp der **Übergangsgewässer**, das sind Gewässer zwischen dem limnischen und marinen Bereich. Sie sind damit grundsätzlich verschieden zum Fließgewässertyp und auch zum Typ der äußeren Küstengewässer.

Für die gute ökologische Qualität, wozu auch die **Nährstoffproblematik** gehört, werden in einer 5stufigen Bewertungsskala die folgenden Abstufungen vorgesehen (Anhang V der WRRL):

- **sehr gut** oder **hoch** - **gut** - **mäßig** - **unbefriedigend** - **schlecht**.

Der sehr gute Gewässerzustand oder die hohe ökologische Qualität soll als weitgehend von anthropogenen Einflüssen freigeblicher Zustand als Referenzzustand gelten. Die allgemein als Zielstellung angestrebte gute ökologische Qualität darf nur geringfügige Abweichungen vom Naturzustand zeigen, während der mäßige Zustand bereits deutliche anthropogen bedingte Verzerrungen aufweist. Der ökologische Status soll vorrangig über biologische Merkmalskomplexe - **Phytoplankton** - **Großalgen** - **Angiospermen** - **Makrozoobenthos** - **Fischfauna** bestimmt werden. Hervorgehoben werden muß der **grundlegende ökosystemare Bezug**, der der WRRL zugrunde liegt.

Bezüglich der **Nährstoffe** werden für den sehr guten und guten Gewässerzustand die folgenden Festlegungen getroffen (Anhang V der WRRL):

- sehr guter Zustand: „... Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist...“
- guter Zustand: „...Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der oben beschriebenen Werte für die Qualitätskomponenten gewährleistet sind...“

Große Schwierigkeiten in der **objektiven Gewässerbewertung** – ganz besonders bei der Bewertung biologischer Kriterien – bestehen darin, daß verschiedene Verfahren eine **unterschiedliche Sensitivität** gegenüber anthropogenen Einflußfaktoren aufweisen und nach heutigem Erkenntnisstand auch noch in Zukunft aufweisen werden (IRMER, 1999). Es ist also nicht verwunderlich, daß hier noch **erhebliche Defizite** in der gewünschten Anwendbarkeit bestehen (IRMER, 2000). Die konsequente Anwendung der WRRL erfordert also die **Vergleichbarkeit von Bewertungssystemen**. Dies gilt auch für die Ableitung eines Umweltqualitätsverhältnisses (**Environmental Quality Ratio = EQR**) aus dem jeweils aktuellen biozönotischen Zustand und dem des Referenzzustandes, wenn dieser für Übergangsgewässer allgemein und speziell für die südliche Ostsee überhaupt möglich ist. Für die Differen-

zierung der ökologischen Zustände soll im EQR mit der entstehenden und zwischen 0 und 1 liegenden Relativskala in die vorgenannten fünf Qualitätsstufen unterschieden werden. Dabei soll ein EQR in der Nähe von 0 den Zustand höchster biologischer Verödung und 1 das Vorhandensein naturraumtypischer Lebensgemeinschaften (Referenzzustand) bedeuten. Es muß unbedingt durch weitere Forschungsarbeiten geprüft werden, ob die o. g. biologischen Merkmalskomplexe überhaupt in einer Verallgemeinerung angewendet werden können, oder Aspekte der Anpassung die eine oder andere Kategorie für eine Qualitätsdifferenzierung unmöglich machen. So hatte z. B. JERJOUR (1989) am Beispiel der Unterwarnow trotz wesentlicher Verschlechterung der Wasserqualität keine größeren Veränderungen bei den Phytoplanktonarten im Zeitraum von 60 Jahren feststellen können. Es sollte unbedingt auf die **bewährten Trophiekriterien** (vgl. These 1 bis 8 in dieser Arbeit, bzw. Tab. 13 im Zusammenhang mit Tab. 15) zurückgegriffen werden. Die beschriebene Differenzierung aus der aktuellen Gewässertrophie und der Bewertung nach naturgegebenen Faktoren erscheint in ihrer großemäßigen Verschiedenheit nach wie vor ein sehr gangbarer Weg für die Durchsetzung der WRRL zu sein.

Ein anderes Problem besteht in der Differenzierung der Gewässer in **unbeeinflusste/naturnahe** und **erheblich veränderte**. Alle Übergangsgewässer müssen dahingehend untersucht werden, welchem Typ sie angehören. Auch über das **ökologische Potential** sind gute Gewässerleistungen (Selbstreinigung), d. h. gute Gewässerzustände ableitbar. Eine erste Untersuchung für eine diesbezügliche Zuordnung von Übergangsgewässern liegt mit der **ökologischen Strukturbewertung der Unterwarnow** vor. Die Unterwarnow ist eindeutig ein **erheblich verändertes Gewässer**, in dem sich die für Nutzungen vorgenommenen Störungen nicht zurückbauen lassen (SCHÖNEFELDT, 2001).

Literatur

- BEHRENDT, H. (1996). Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommerns. Studie, Mat. zur Umwelt, Landesamt Umwelt und Natur.
- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; OPITZ, D.; SCHOLZ, G. und UEBE; R. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99.
- BEHRENS, J. (1982). Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darß-Zingster Boddengewässer. Dissertation, Univ. Rostock.
- BERTALANFFY, L. v. (1942). Theoretische Biologie. Borntraeger-Verlag, Berlin.
- BERTALANFFY, L. v. (1953). Biophysik der Fließgleichgewichte. Vieweg-Verlag, Braunschweig, 1. Aufl.
- DAHLKE, S.; HÜBEL, H. (1996). Der Kleine Jasmunder Bodden: Entwicklung eines hypertrophen Gewässers in Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft. BODDEN 3: 83-98.
- FEIBICKE, M. (1994). Innere Schlei - Stoffeinträge und Prozesse Gewässerökologie Norddeutschlands (Potsdam) 1, 66-73.
- GEORGI, F. (1983). Untersuchungen zur Variabilität von Qualität und Quantität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern. Dissertation, Univ. Rostock.
- GESSNER, F. (1937). Hydrographie und Hydrologie der Brackwässer Rügens und des Darß. Kieler Meeresforsch. 2: 1-80.
- GESSNER, F. (1957). Meer und Strand. 2. Aufl.; VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften Berlin: 426 S.
- Gewässergütebericht (1999). Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997. Umweltministerium (Schwerin).

- HELCOM 70/1998. The third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 3). BALITIC SEA ENVIRONMENT PROCEEDING 70, Helsinki Commission.
- HORSTMANN, K.; HÜBEL, H. (1996). Die Primärproduktion des Phytoplanktons. in LOZAN, J. L. et al. (Ed.): Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag Berlin 1996: 135-137.
- HÜBEL, H. (1996). In HORSTMANN, K.; HÜBEL, H. (1996).
- HÜBEL, H.; WOLFF, Chr.; MEYER REIL, L. – A. (1998). Salinity, Inorganic Nutrients and Primary Production in a Shallow Coastal Inlet in the Southern Baltic Sea (Nördrügensch Bodden) Results from Long - Term Observations (1960 - 1989). Internat. Rev. Hydrobiol. 83, 5-6: 479-499.
- HÜBEL, H. und WOLFF, Chr. (2001). Blaualgen und Stickstoff-Fixierung in den Darß-Zingster Bodengewässern. Meer und Museum (Stralsund) 16 , 46-51.
- IRMER, U. (1999). Ökologische und chemische Anforderungen an Oberflächengewässer. Symposium: Anwendung neuer Richtlinien und Verordnungen der Europäischen Union für Bauleistungen und Gewässerschutz. Fachhochschule Lausitz (Cottbus), Siedlungswasserwirtschaft und Gewässerschutz 6, 57-66.
- IRMER, U. (2000). Was ist an der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer neu? LAWATagungsband: EU-Wasserrahmenrichtlinie – Programm für die Zukunft im Gewässerschutz. Symp. zur Einführung der EU-Wasserrahmenrichtlinie am 13/14. Dezember 2000 in Schwerin, 2. Aufl. 2001, 65-80.
- JERJOUR, S. (1989). Algologisch-ökologische Untersuchungen an der Unterwarnow. Dissertation Univ. Rostock (Biologie).
- KRÜGER, O.; SCHÖNEFELDT, K.; SCHLUNGBAUM, G.; BOMBA, I. (2001). Das Unterwarnow-Ästuar - 5 Jahre nach der Modernisierung der Zentralen Kläranlage Rostock - ein Beitrag zum nachhaltigen Schutz der Ostsee. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2000 (Magdeburg) im Druck.
- LAWA (1998). Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Arbeitskreis Zielvorgaben, Berlin, Kulturbuchverlag.
- LAWA (1998). Gewässerbewertung - stehende Gewässer, vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Entwurf LAWa, Januar 1998, 1-74 (Schwerin), Kulturbuchverlag (1999).
- LINDNER, A. (1972). Soziologisch - ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Univ. Rostock.
- LOZAN, J. L. et al. (Ed) (1996). Warnsignale aus der Ostsee. Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 384 S.
- MANN, (1973). Zitiert in SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G.: Ökosysteme des Meeres. Kap. 6.3 in: SCHUBERT R. Lehrbuch der Ökologie. 3. Aufl. Gustav - Fischer Verlag Jena (1991): 424-464.
- MAUERSBERGER, P. (1989). Prozesse und Strukturen in aquatischen Ökosystemen. Nova Acta Leopoldina (Halle) N. F. 60, 265. 147-172.
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (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.; SCHLUNGBAUM, G. (1983). Sedimentbericht (Darß-Zingster Boddenkette). Forschungsbericht Sektion Biologie Univ. Rostock (unveröffentlicht).
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Eutrophication and restoration measures in the Darß-Zingster Bodden chain. Int. Rev. Hydrobiol. 75: 451-463.
- NELLEN, W.; RHEINHEIMER, G. (1970). Chemische, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schleie im Hinblick auf deren Abwasserbelastung (Sammelheft). Kieler Meeresf. 26, 2: 105-215.
- ODUM, H. T. (1959). zitiert in SCHWOERBEL, J. (1993).
- ODUM, H. T.; ZIEMAN, F.; HEALD, E. J. (1972). The importance of vascular plant detritus to estuaries. In: Proc. coastal Marsh Estuar Management Symp. Ed.: Charbeck, R. H., Louisiana: 91-114.
- ODUM, E. P. (1980). Grundlagen der Ökologie, 2 Bände, übersetzt von: J. u. E. Overbeck, Thieme-Verlag Stuttgart-Gart-New York.
- OSTWALD, W. (1903). Biologie und Chemie - Ostwalds Annalen der Naturphilosophie 3: 302-314.
- OSTWALD, W. (1978). Gedanken zur Biosphäre - Wiederabdruck, In: Ostwalds Klassiker der exakten Naturwissenschaften. Nr. 257, Leipzig, Akad. Verlagsgesellschaft. Geest und Portig.

- PETZOLD, H. (1987). Stickstofftransformation an der Sediment / Wasser - Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation. Dissertation, Univ. Rostock.
- RIPL, W. (1986). Restaurierung der Schlei. Forschungsbericht Q2 - WA147 TU Berlin, FB 14, Fachgebiet Limnologie und Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten (Schleswig - Holstein).
- RUMOHR, H. (1986). Historische Indizien für Eutrophierungserscheinungen (1875-1939) in der Kieler Bucht (westl. Ostsee), *Meeresforsch.* 31: 115-123.
- RYTHER, J. H. (1969). Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* 166: 72-76.
- SCHIEWER, U. (1995). Vom Leben in Bodden und Haffen - Zusammenfassung zur Ringvorlesung am Institut für Ostseeforschung Warnemünde: 68-81.
- SCHIEWER, U. (1998). 30 years eutrophication in shallow brackish waters - lessons to be learned. *Hydrobiologia* 363: 73-79.
- SCHIEWER, U. (2001). Phytoplankton, Produktivität und Nahrungsnetze. *Meer und Museum (Stralsund)* 16: 39-45.
- SCHIEWER, U.; GOCKE, K. (1996). Ökologie der Bodden und Förden (Kap. 6.6). In: Rheinheimer G (Ed.) *Meereskunde der Ostsee*. 2. Aufl., Springer Verlag Berlin - Heidelberg - New York.
- 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. (1994). Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe. *BODDEN* 1: 13-29.
- SCHLUNGBAUM, G. (1997). Zur Bewertung der inneren Küstengewässer der Ostsee in Mecklenburg - Vorpommern - ein Beitrag zum Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland mit Vergleichen zu fließenden und stehenden Gewässern. *Rostocker Meeresbiolog. Beitr.* 5: 9-35.
- SCHLUNGBAUM, G. (2000). Förden - Bodden - Haffe an der südlichen Ostseeküste - eine strukturelle Vielfalt von Küstengewässerökosystemen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1999 (Rostock), Tutzing: 1-20.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (1999). Gewässergütebericht Darß-Zingster Boddenkette II. Forschungsbericht, FB Biologie/Universität Rostock, unveröffentl.
- SCHLUNGBAUM, G. und BAUDLER, H. (2000). Eutrophierung der Küstengewässer, Kap. 3.2.2. in R. Guderian und G. Gunkel: *Aquatische Systeme / Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie*, Bd. 3A, 299-328 (Springer-Verlag Heidelberg).
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. und KRECH, M. (2001). Das Eutrophierungsproblem der Darß-Zingster Bodden - Nährstoffeinträge und Nährstoffbilanzen. *Meer und Museum (Stralsund)* 16: 25-34.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1982). Boddeneutrophierung - Boddennutzung - Forschungsbericht Sektion Biologie Univ. Rostock (unveröffentlicht).
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. (1988). Die naturwissenschaftlichen Grundlagen und der Entwurf eines Küstengewässerstandards - ein Ergebnis komplexer ökologischer Forschungen der Sektion Biologie der Wilhelm - Pieck - Universität Rostock und ihrer Kooperationspartner. *Wiss. Z. Univ. Rostock* 37, N-Reihe 5: 18-24.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G., BAUDLER H. (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. *Rostocker Meeresbiolog. Beitr.* 2: 27-40.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H.; KRECH, M. und KWIATKOWSKI, B. (2001). Die Darß-Zingster Bodden -eine Studie 1999/2000. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG), Heft 1, I-X: 1-209.
- SCHLUNGBAUM, G. und KRECH, M. (2001). Ostsee-Übergangsgewässer in der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Hintergrundkonzentrationen für Nährstoffe in Förden, Bodden und Haffe. *Wasser und Abfall* 5: 14-21.
- SCHLUNGBAUM, G.; STOLLE, S.; WESTPHAL, H. und NAUSCH, G. (1989). Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässer der DDR- XXX. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Greifswalder Boddens. *Wiss. Z. Univ. Rostock, N-Reihe* 38, 5: 18-32.
- SCHLUNGBAUM, G.; SCHIEWER, U.; ARNDT, E. A. (1994). Beschaffenheitsentwicklung und Klassifizierung der Darß-Zingster Boddengewässer als Teil der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. *Rostocker Meeresbiolog. Beitr.* 2: 203-213.
- SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G. (1991). Ökosystem des Meeres. Kap. 6.3 in: Schubert R *Lehrbuch der Ökologie*. 3. Aufl. Gustav - Fischer Verlag Jena: 424-464.
- SCHUBERT, H. (2001): Unterwasservegetation der Darß-Zingster Bodden. *Meer und Museum (Stralsund)* 16: 53-59.

- SCHWOERBEL, J. (1993). Einführung in die Limnologie, 7. Aufl. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena.
- SCHÖNEFELDT, K. (2001). Das Unterwarnow-Ästuar – Hydromorphologie – ökologische Gewässerstruktur – Stoffbilanzen. Diplomarbeit Univ. Rostock/FB Biowissenschaften.
- SEIFERT, R. (1938). Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Z. f. Morphologie und Ökologie der Tiere, Bd. 34.
- SUBKLEV, H.-J. (1955). Der Greifswalder Bodden, fischereilich und fischereiwirtschaftlich betrachtet. Z. f. Fischerei und Hilfswissenschaften IV, N. F. 7/8: 545-588.
- TEUBNER, J. (1989). Quantitative und qualitative Erfassung submerser Makrophyten 1986 / 1987 - Luftbildanalyse. Diplomarbeit, Sektion Biologie Universität Rostock.
- TGL 27885 / 01 (1982). Nutzung und Schutz der Gewässer: Stehende Gewässer (Klassifizierung). Ministerium für Umwelt und Wasserwirtschaft der DDR, Berlin: Ausgabe März 1982.
- TRAHMS, O. K. (1939). Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackwässer. - 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. Arch. für Hydrobiol., Bd. XXXVI: 1-35.
- VOLLENWEIDER, R., (1968). Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factor of eutrophication OECD Rep. DA 5 / SCI / 68, 27, Paris.
- WRRL (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABL vom 22.12.2000, L327: 1-72.
- WUNDSCH, H. H. (1968). aus einem Briefwechsel mit Dr. H. Hübel/ Hiddensee (Originalaufzeichnungen in Berlin bei einem Luftangriff vernichtet).

Verfasser

Prof. Dr. Günter Schlungbaum
 Dr. Bernd Kwiatkowski
 Dipl. Biol. Mathias Krech
 Universität Rostock
 FB Biowissenschaften
 Wismar. Str. 8
 18051 Rostock

Mathias KRECH; Günter SCHLUNGBAUM

Leitbilder als Instrumentarien der ökologischen Gewässerentwicklung

- Erste Untersuchungen zur Leitbildentwicklung für innere Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste^{1, 2}

At the time no models for the ecological development of the different types of estuaries of the southern baltic do exist.

First attempts have been made, using a grading concept. It consists of a general and a regional model. The goals in order to achieve a good ecological quality of estuaries are described by the general part. Established forms of water use by man are considered.

The inner coastal waters of the southern baltic coast show a large variability in genesis, morphologie, hydrologie and hydrographie.

Therefore an individual model for every single type of inner coastal water is needed.

1 Leitbilder im Gewässerschutz

1.1 Einleitung

Wesentliche Voraussetzung für die Bewertung eines aktuellen Landschaftszustandes (Ist- Zustand), sowie für die Planung und Konzeption zukünftiger landschaftsverändernder Maßnahmen sind konkrete, von der Gesellschaft vorgegebene Zielvorstellungen, die in Form von Normen, Richtwerten, Standards etc. gesetzlich festgelegt sind und sich nach Möglichkeit an natürlichen Prägungen orientieren. Erst mit der Erarbeitung und Vorgabe dieser Anforderungen ist eine langfristige, aus naturräumlicher Sicht optimale und zielgerichtete Entwicklung von Landschaften oder Landschaftsbestandteilen möglich.

¹ in gekürzter Form als Vortrag auf der Jahrestagung der DGL im September 1999 in Rostock gehalten

² gefördert im Rahmen des Graduiertenkollegs des Landes Mecklenburg-Vorpommern

Eine stets kontroverse Diskussion verursacht die Festlegung des **Entwicklungszieles**.

Hierbei stellt sich die Frage:

Wann kann ein Landschaftsbestandteil, in diesem Fall ein Gewässer als “natürlich” betrachtet werden?

Das Problem ist, es gibt unterschiedliche Vorstellungen von der anzustrebenden “Natürlichkeit” von Gewässern. Vielmehr existieren mehrere Leitbilder mit zum Teil unterschiedlichen Schwerpunkten. Diese basieren unter anderem auf den allgemeinen ästhetischen Vorstellungen des Menschen von der Natur, auf Modellen von einer ungestörten, anthropogen unbeeinflussten Landschaft oder von einer maximalen Biodiversität in einem Lebensraum.

Eine Kompromißlösung erwies sich als unumgänglich, da es unmöglich ist all diese Leitbilder bei der Entwicklung einer Landschaft gleichermaßen zu verwirklichen. In der Vergangenheit wurde versucht, ein Gewässer wieder in den, möglichst naturnahen Zustand zu versetzen, den es zu einer bestimmten geschichtlichen Epoche besaß (historisches Leitbild). Gegenwärtig wird das abgestufte Leitbildkonzept als wegweisendes Planungsziel in der Gewässerlandschaftsplanung verfolgt. Dieser Ansatz beinhaltet die Integration von Objekten und Nutzungen verschiedener historischer Epochen.

1. 2 Wie sind Leitbilder definiert ?

Allgemein versteht man unter einem Leitbild den erstrebenswerten naturräumlichen Zustand, zu dem sich eine Landschaft oder dessen Bestandteil langfristig entwickeln soll. Abb.1 zeigt alle auf ein Leitbild wirkenden Faktoren.

BASTIAN & SCHREIBER (1994) differenzieren regional bezogene Leitbilder nach dem Landschaftscharakter, den Zielen der Landnutzung und dem anthropogenen Belastungspotential. KERN (1994) und SURBURG (1995) bezeichnen Leitbilder als landschaftsplanerische Entwicklungs- und Schutzziele, da sie aus idealer Perspektive die Anforderungen an die landschaftliche Umweltentwicklung beschreiben.

Leitbilder sind durch folgende **Eigenschaften** gekennzeichnet. Sie sind:

- dynamisch
- zukunftsweisend (visionär)
- abstrakt und
- idealtypisch
- deskriptiv
- individuell

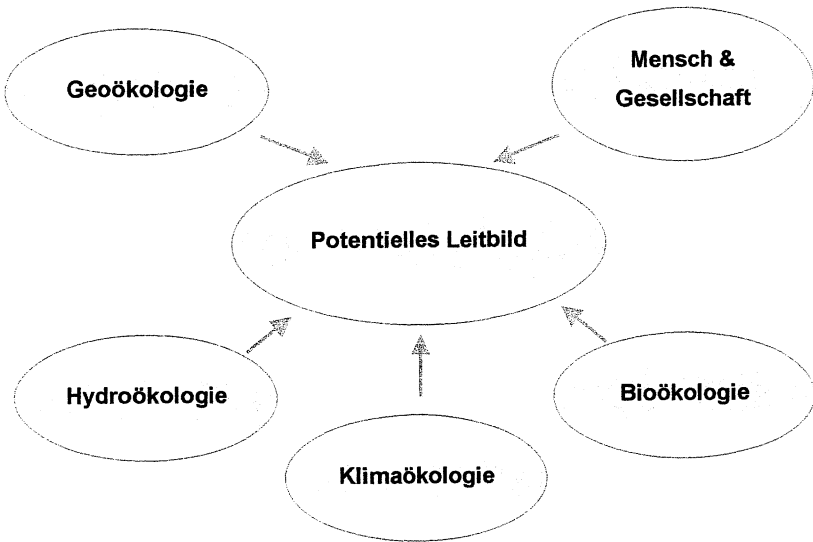


Abb. 1 Faktoren zur Definition des potentiellen Leitbildes von naturnahen Gewässern sowie deren Einzugsgebieten

1.3 Abgestuftes Leitbildkonzept

Der Rahmen bzw. Wegweiser eines abgestuften Leitbildkonzeptes wird durch das allgemeine (= potentielle) Leitbild vorgegeben. Dieses beschreibt den maximal naturnahen Idealzustand des Gewässers. Unter den gegenwärtigen sozio-ökonomischen Bedingungen ist dieser Zustand in der Regel langfristig realisierbar. Aus diesem Grund werden partielle Leitbilder integriert. Das regionale (= integrierte) Leitbild beinhaltet kurz- bis mittelfristig durchführbare Planungs- und Entwicklungsschritte. Die Gliederungs- und Planungsschritte einer Gewässerentwicklungsmaßnahme zeigt Abb. 2.

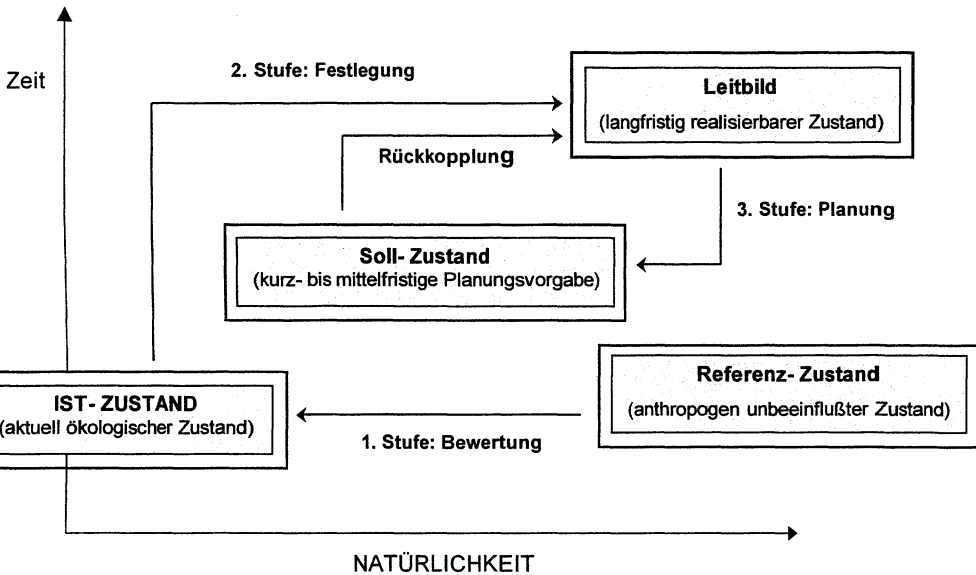


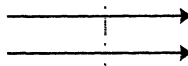
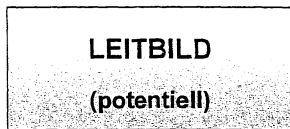
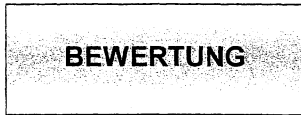
Abb. 2 Zeitliche Gliederungs- und Planungsvorgabe eines Leitbildkonzeptes für eine Gewässerentwicklungsmaßnahme (in Anlehnung an GUNKEL et al. 1996)

Die sachgemäße Gewässerentwicklung, ob Sanierung oder Restaurierung setzt voraus, daß zum einen der aktuelle ökologische Zustand eines Gewässers analysiert wird (**Bewertung des Ist-Zustandes**) und legt zum anderen anhand des Leitbildes (**potentiell natürlicher Zustand** eines Gewässers) sowie des Referenzzustandes das Planungs- bzw. Entwicklungsziel (**Soll-Zustand**) fest (Abb. 3). Die Bewertung des aktuell ökologischen Gewässerszustandes, als auch die Festlegung seiner Entwicklungsrichtung kann sich nach verschiedenen Kenngrößen richten (Tab. 1, Abb. 3).

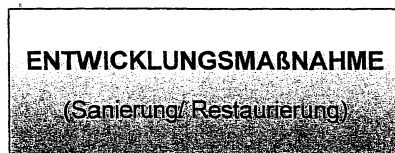
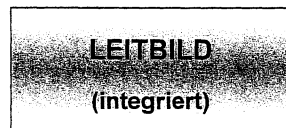
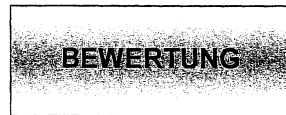
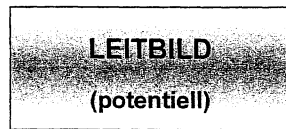
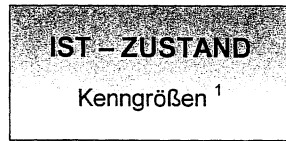
So ist unter anderem eine Orientierung an

- der chemischen Wasserbeschaffenheit (Nähr- und Schadstoffsituation),
- der Intensität der Primärproduktion (Trophie),
- der Gewässerstrukturgüte (Morphologie, Verbauungsgrad) und
- dem Zustand und der Struktur von Biocoenosen (Biodiversität, Abundanz etc.) möglich.

Naturnahes Referenzbild



Anthropogen überformtes Landschaftsbild



N
A
C
H
H
A
L
T
I
G
K
E
I
T

Stabiles Ökosystem mit elastischen Komponenten

¹ Kenngrößen:

- Lage, Struktur bzw. Morphologie und Geologie von Gewässer- und Einzugsgebiet
- chemisch- physikalische und sa-probiologische Gewässergüte
- Hydrologie & Hydrographie (z.B. Küstengewässer)
- Klimatische Verhältnisse
- Bioindikatoren (Flora/ Fauna)
- anthropogene Beeinflußung
- Landschaftshistorie

Abb. 3 Abgestuftes Leitbildkonzept zur ökologischen Bewertung und Entwicklung von Gewässerlandschaften

Tabelle 1 Übersicht planungsrelevanter Begriffe

Zustandsbeschreibung eines Gewässers im Rahmen von Planungsvorhaben		
Planungsbegriff	Gewässer-Zustand	Anforderungen
Ist- Zustand	Aktuell ökologischer Zustand	Detaillierte Beschreibung des Gewässers als Einheit von Gewässer, Einzugsgebiet und Uferregion
Referenz- Zustand	Natürlicher Zustand (maximal natürlicher Zustand)	Anthropogen nicht beeinflusster Gewässerzustand (Urzustand des Gewässers), der Referenzzustand ist in unserer Kulturlandschaft kaum noch vertreten und stellt somit einen potentiell natürlichen Zustand dar
Leitbild (potentiell natürlicher Zustand)	Zielvorgabe der Gewässerentwicklung (langfristig angestrebter Gewässerzustand)	Naturnaher, prinzipiell umsetzbarer und langfristig realisierbarer Gewässerzustand, orientiert sich in erster Linie am Referenzzustand, berücksichtigt aber anthropogene Eingriffe und Nutzungen
Soll- Zustand	Kurzfristig zu realisierende Planungsvorgabe	Eine kurz- und mittelfristig realisierbare und umzusetzende Zustandsvorgabe eines Gewässers, die direkte Planungsgrundlage für Gewässerentwicklungsmaßnahmen darstellt.

2 Leitbilder für die inneren Küstengewässer der südlichen Ostseeküste

2.1 Die Bodden, Förden und Haffe

Die Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns weist eine unmittelbare Länge von 340 km auf. Unter Berücksichtigung der inneren Seegewässer verlängert sich die Küstenlinie um das annähernd vierfache auf 1.470 km. Wird die Ostseeküste in Schleswig-Holstein durch Buchten und Förden geprägt, sind es in Mecklenburg-Vorpommern die Buchten, Bodden und Haffe (Abb. 4, Tab. 2).

Die Entwicklung der Küstengewässerlandschaft an der südlichen Ostseeküste vollzog sich im Rahmen postglazialer Prozesse der Weichseleiszeit (KLEWE & JANKE 1991, LAMPE 1997). Das heutige Ostseebecken stellt ein Gletscherbecken dar, daß mit dem Rückzug pleistozäner Eismassen um 12.000 BP ausgeschoben wurde.

Tabelle 2 Fläche, mittlere Tiefe und Einzugsgebietsgröße der inneren Küstengewässer an der südlichen Ostseeküste

Gewässer	Fläche (km ²)	Mittlere Tiefe (m)	Einzugsgebiet (km ²)
Schlei	54	3,0	620
Wismar-Bucht & Salzhaff	169	6,0	1.059
Unterwarnow	13	4,0	3.224
Darß-Zingster Bodden	197	2,0	1.578
Rügener Binnenbodden	159	3,5	312
Westrügener Bodden	171	1,8	238
Strelasund	65	3,9	
Greifswalder Bodden	510	5,8	665
Oderhaff & Peenestrom	824	3,0	128.484

Um 9.000 BP war der Wasserstand der Ostsee annähernd 40 m niedriger als in der Gegenwart. Mit dem Abtauen der Eismassen stieg der Wasserspiegel rasch an (250 cm/ Jahrhundert). In dieser Zeit vollzog sich eine rasante Verlagerung der Küstenlinie. Die niedrig liegende Grund- und Endmoränenlandschaft der Ostsee wurde überflutet. Aus Niederungen wurden Buchten. Hohe Moränenrücken bildeten Inseln. Seit 5.000 BP schwankt der Ostseewasserspiegel nur noch geringfügig (15 cm/ Jahrhundert, STIGGE 1994). Erst mit der Phase langsamen, konstantem Meeresspiegelanstiegs begann der Prozess des Küstenausgleichs.

Das während rascher Transgression abradierte Material und Küstenabbruchsmaterial wurde an die Küsten getragen und führte im Strömungsschatten zur Bildung von Haken und Nehrungen. Die Verbindung pleistozäner Inselkerne durch Hakenbildung führte zur weitgehenden Abriegelung der innerer Küstengewässer von der vorgelagerten Ostsee. Es entstanden die Bodden und Haffe. Dennoch blieben infolge von Ausgleichsströmungen zwischen Ostsee und den entstehenden inneren Küstengewässern, Seegatts als Verbindungsrinnen erhalten. Das größte Seegatt, der Prerowstrom wurde nach der Sturmflut 1872 zwei Jahre später künstlich geschlossen (JANKE & LAMPE 1993).

Der Prozess des Küstenausgleichs ist ein dynamischer Prozess, der bis in die Gegenwart anhält. Einen Endzustand unserer Küsten-, Bodden- und Haffmorphologie im südlichen Ostseeraum gibt es nicht.

Die Küstengewässer gehören zu den geologisch und ökologisch sehr jungen Lebensräumen und besitzen damit noch keine hohe ökologische Stabilität. Das ist u. a. ein Grund dafür, daß es noch keine verallgemeinernden Leitbilder gibt und geben kann. Aus diesem Grund werden Leitbildansätze, mit dem Ziel eine Gewässerbewertung vorzunehmen, zunächst auf der Basis hydrologisch/ hydrographischer Situationen und ihrer Variabilitäten diskutiert.

Die Übergangsgewässer der südlichen Ostseeküste sind durch hohe Salzgehaltsgradienten gekennzeichnet. Die Salzgehalte der einzelnen Gewässer reichen vom Süßwasserbereich bis zu Salinitäten der vorgelagerten Ostsee (z. B. Schlei 0,5 - 24 ‰, Darß- Zingster Bodden 0,5 - 12 ‰). In den Bodden, Förden und Haffen korreliert die Intensität der Primärproduktion mit den ästuartypischen Salzgehaltsabstufungen (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1999). Die Salinität der inneren Küstengewässer wird durch Faktoren, wie die geographische Lage, die Quantität der Süßwasserzufuhr aus dem Einzugsgebiet und durch die Intensität des Wasseraustauschs mit der vorgelagerten Ostsee bestimmt. In der Regel nimmt das Maß der Primärproduktion mit fallendem Salzgehalt zu.

Die Bodden und Haffe der südlichen Ostseeküste sowie ihre Einzugsgebiete wurden und werden in unterschiedlichem Maße erheblichen anthropogenen Mehrfachbelastungen ausgesetzt, die sich teilweise historisch sehr lange zurückverfolgen lassen. Der gegenwärtige Zustand der inneren Küstengewässer ist noch durch diese Nutzungen bestimmt, und natürliche anthropogen unbeeinflusste Gewässer sind in unserer Kulturlandschaft nicht mehr zu finden. In den meisten Fällen gründen sich die meisten heutigen Formen der Gewässernutzung auf den in den vergangenen Jahrhunderten historisch gewachsenen und veränderten sich entsprechend der vorherrschenden gesellschaftlichen Ansprüche. Letztlich sind nur wenige Nutzungsformen in den letzten Jahrzehnten neu entstanden. Gegenwärtig vorherrschende Nutzungsformen und ihre aktuelle Bedeutung im südlichen Ostseeraum stellt Tab. 3 dar.

2.2 Die Gewässergüteproblematik der Übergangsgewässer

Förden, Bodden und Haffe gehören zu den Gewässern mit hoher natürlicher Produktivität (SCHLUNGBAUM 1999, Schlungbaum & Baudler 1999). Aus diesem Grund muß zwischen der **natürlichen Trophiestufe** und der anthropogen verursachten Eutrophierung unterschieden werden. Unter diesen Umständen kann der mesotrophe oder schwach eutrophe Gewässerzustand ein vom Menschen unbeeinflusster Referenzzustand für ein Küstengewässer darstellen (Tab. 4). Ein höheres trophisches Niveau in der Gewässerbeschaffenheit kann für innere Küstengewässer gewässertypisch und somit leitbildkonform sein.

Der Mensch veränderte auf direktem und indirektem Wege die Gewässerbeschaffenheit der inneren Küstengewässer. Zum einen bedingten Änderungen der Landnutzung im Einzugsgebiet - insbesondere die Dränage der Flußtalmoore - die

drastische Erhöhung der Nährstoffeinträge in die Ästuarie. Des weiteren führte die Beeinflußung der Intensität des Wasseraustauschs der inneren Küstengewässer mit der Ostsee zur Verschlechterung der Wasserbeschaffenheit (Abb. 4).

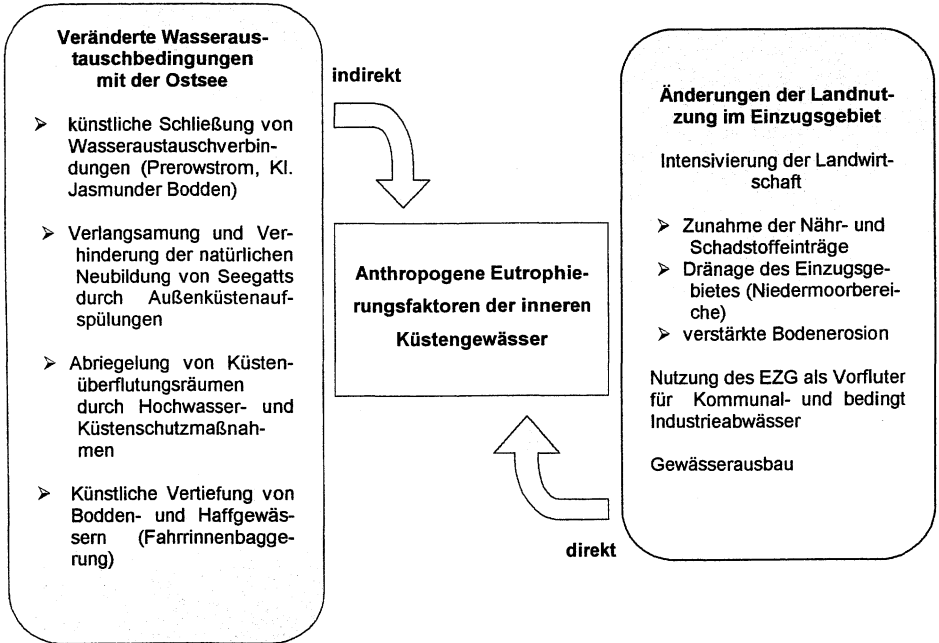


Abb. 4 Direkte und indirekte Beeinträchtigung der Wassergüte in den Bodden- und Haffgewässern der südlichen Ostseeküste

Tabelle 3 Im Ostseeraum vorherrschende Nutzungsformen und ihre aktuelle Bedeutung

Raumnutzung	Gewässerbelastung	Aktuelle Bedeutung	Beeinträchtigtster Gewässerbereich
<p>Fischereiwirtschaft:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ traditionelle Stellnetz- und Reusenfischerei in den Bodden- und Haffgewässern ▪ Strand- und Küstenfischerei ▪ Fischverarbeitung und -vertrieb (Safritz, „Rügen Fisch“) ▪ Netzkäfighaltung ▪ Fischbesatz 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Manipulation der autochthonen Fischfauna ▪ Fischmast in Netzkäfigen verursachte lokale erhebliche Verschlechterungen der Wasserqualität 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Starker Kapazitätsabbau seit 1989 aufgrund veränderter Marktbedingungen einhergehend mit drastischen Subventionsvermindierungen, ▪ Überfischungsvermeidung durch Fangquotierung ▪ dadurch Zusammenbruch der Küstenfischerei ▪ in geringem Umfang erfolgt noch Bodden-, Haff- und Flußfischerei ▪ Zunehmendes Engagement der privaten Fischer im Fremdenverkehrsgeschäft ▪ Einstellung der Netzgehegehaltung und Verminderung von Fischbesatzmaßnahmen 	<p>Bodden- und Haffgewässer, (bedingt) Einzugsgebiet, äußere Küstengewässer der Ostsee</p>
<p>Fremdenverkehr, Erholungsnutzung:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Seebäder ▪ Von 1945- 89: Betriebsberholungseinrichtungen, Gewerkschaftsfreierdienst, nach 1989 ersetzt durch Pensionen, Ferienwohnungen und -dortanlagen (Dranskel/ Bakenberg), Rehabilitationskliniken (Zingst, Göhren) ▪ Campingplätze ▪ Tagestourismus ▪ Wassersport (Aktivsport, „moderne“ Freizeitaktivitäten) ▪ Badebetrieb 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Erweiterte Abwasserentsorgung ▪ Zunehmende Erschließung touristisch attraktiver Gewässerbereiche ▪ Wasserbau: Sporthafen und -anlagenbau, erweiterter Hochwasserschutz, Gewässerausbau ▪ Vermüllung ▪ Erhöhtes Störungspotential von Flora und Fauna 	<p>Fremdenverkehr stellt, insbesondere im äußeren und inneren Küstenbereich einen der bedeutungsvollsten Wirtschaftszweige in MV dar (Tendenz zunehmend).</p> <p>Problem: Massentourismus</p> <p>Perspektive:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Weiterer Ausbau der Berberbergungskapazitäten ▪ Zunahme des Tagestourismus ▪ Zunahme des touristischen Wassersports 	<p>Innere und äußere Küstengewässer</p>

Raumnutzung	Gewässerbelastung	Aktuelle Bedeutung	Beeinträchtigter Gewässerbereich
<p>Landwirtschaft:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Grünlandwirtschaft ▪ Viehwirtschaft ▪ Ackerbau 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nährstoff- und Schadstoffeinträge (Eutrophierung) ▪ Störung der hydrologischen Verhältnisse (Degradation & Melioration der Flußtalmoore im EZG) ▪ Erosionsschäden ▪ Wasserentnahme für Bewässerungszwecke ▪ Gewässerausbau (Schöpfwerksbau) 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Verminderung in allen Belastungspunkten, da Abbau von Tierbeständen, veränderte Düngekonzepte und Flächenstilllegung mit EU- Integration ▪ Ausnahme: unvermindert hohe Stickstoffeinträge durch landwirtschaftlich genutzte Flächen 	<p>Belastung des landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebietes, dadurch Einträge über Bodden- und Hafengewässer in die Ostsee</p>
<p>Industrie, Gewerbe & Verkehr</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Schifffahrt und -bau (Volkswerft Stralsund, Fährverkehr) ▪ Fremdenverkehr (Seebäder) ▪ Nahrungsmittelindustrie (ehemalige Zuckerwerke Anklam, Barth) ▪ Energiewirtschaft (ehemaliges KKW Lubmin) ▪ Baustoffindustrie (ehemaliges Faserplattenwerk Ribnitz) ▪ Militärische Nutzung (Übungsplätze: Greifswalder Öle, Bock, Ostzینگst; Militärhäfen: Peenemünde, Wolgast) 	<p>Nährstoff- und Schadstoffeinträge durch:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Einleitung von Kommunal- und Industrieabwässern ▪ Unsachgemäße Deponierung von Industrie- und Siedlungsabfällen auf Niedermoorstandorten (Greifswald, Anklam) ▪ Altlastenstandorte ▪ Rohstoffwirtschaft (Torf- und Kiesabbau, submarine Sandlagerstätten) <p>Wasserbau:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Deich- und Molenbau, Schleusen- und Hafenbau, Fließgewässerbegradigung und -ausbau, Gewässervertiefung) <p>Wasserentnahme:</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ u.a. industrielles Kühlwasser und Brauchwasser <p>Grundwasserabsenkung</p>	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Starke Verminderung bis vollständige Nutzungsaufgabe seit Änderung der Wirtschaftsstruktur im Jahr 1989 ▪ Ausnahme: Bedeutung Fremdenverkehr nimmt im Küstenbereich zu 	<p>Bodden- und Hafengewässer, & Einzugsgebiet, partiell auch äußere Küstengewässer der Ostsee</p>

2.3 Abgestuftes Leitbildkonzept für die inneren Küstengewässer

Für die gewässerökologische Entwicklung der Förden, Bodden und Haffe im südlichen Ostseeraum und zur Beschreibung des potentiell natürlichen Zustandes existieren bislang **keine** Leitbilder.

Für die inneren Küstengewässer wird ein abgestuftes Leitbildkonzept vorgeschlagen (Abb. 5). Das allgemeine Leitbild soll als Umweltqualitätszielkonzept für die Küstengewässerregion im südlichen Ostseeraum verstanden werden (KRECH & SCHLUNGBAUM 1999).

Das Konzept legt das Entwicklungsziel für Struktur, Funktion und Wasserbeschaffenheit der Förden, Bodden und Haffe einschließlich ihrer Einzugsgebiete fest. Bestehende Nutzungsinteressen werden berücksichtigt. Es ist zu erwarten, daß die Bedeutung der überregionalen Raumordnung, die Erholungsnutzung, der Hochwasserschutz und die Naturschutznutzung (Arten- und Biotopschutz) im Gebiet zunimmt. Obwohl das sozio-ökonomische Entwicklungsziel in der ständigen Verbesserung der Lebens- und Arbeitsbedingungen der Bevölkerung im Ostseeraum besteht, wird das allgemeine Leitbild durch die Notwendigkeit bestimmt, eine Entwicklung zu fördern, die sich an den Grenzen der Küstengewässerökosysteme orientiert. Der europäische Ordnungsrahmen regelt die Umweltqualität im südlichen Ostseeraum durch die "Konvention zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee" (HELCOM 1992, 1994) und die kommende EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Die WRRL fordert für die inneren Küstengewässer innerhalb der nächsten 16 Jahre die sehr gute bzw. gute ökologische Qualität und den guten chemischen Zustand. Ein weiteres Umweltziel der Richtlinie verpflichtet die Mitgliedsstaaten, eine weitere Verschlechterung der ökologischen Qualität der inneren Küstengewässer aufzuhalten oder dieser durch entsprechende Sanierungs- bzw. Restaurierungsmaßnahmen entgegen zu wirken (Verschlechterungsverbot). Es sei nochmals darauf verwiesen, daß das Verschlechterungsverbot nicht nur die Wasserbeschaffenheit, sondern gleichermaßen die Gewässerstruktur berücksichtigt. Mit Inkrafttreten der Richtlinie im kommenden Jahr steht dem Schutz und der Erhaltung natürlicher Küstenüberflutungsräume erstmalig eine vergleichbare Priorität zu, wie gewässerbaulichen Maßnahmen. Maßnahmen zum Schutz vor Hochwassern werden, auch wenn sie keiner UVP-Pflicht unterliegen, verstärkt auf ihre ökologische Verträglichkeit geprüft. Der Hochwasserschutz wird auch weiterhin durch die Mitgliedsstaaten geregelt und damit nicht durch die WRRL berührt.

Die Festlegung regionaler Leitbilder muß für jedes Küstengewässer **gesondert** erfolgen. Die Individualität der Förden, Bodden und Haffe beruht auf Unterschieden in der Entstehungsgeschichte, Gewässermorphologie, Hydrologie, Hydrographie (Salinitätsverhältnissen), Wassergütevoraussetzungen sowie den variablen ökologischen Prägungen. Die Salinität wird als Hauptmerkmal für die Beschreibung regionaler Küstengewässer-Leitbilder favorisiert. Die Priorität der Salinität als Trägermerkmal ist vergleichbar mit der Bedeutung der potentiell natürlichen Vegetation für die Beschreibung naturschutzfachlicher Leitbilder terrestrischer Lebensräume.

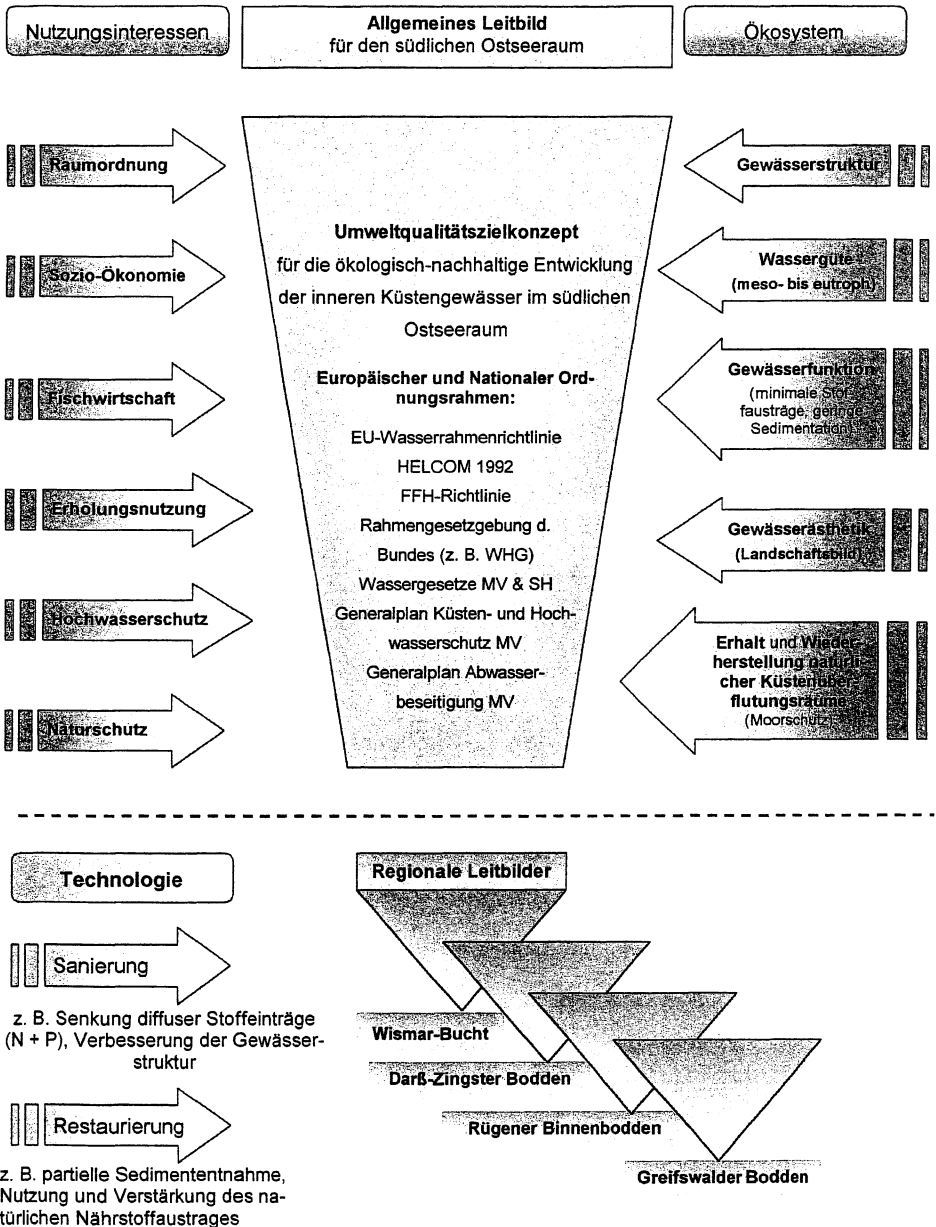


Abb. 5 Prozess der Leitbildfindung für die inneren Küstengewässer im südlichen Ostseeraum

Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässergüte können als Sanierungsmaßnahmen - gewässerextern - im Einzugsgebiet und/ oder als Restaurierungsmaßnahmen - gewässerintern - in den Küstengewässern selbst ansetzen (Abb. 5, Tab. 4). Die Vorgabe für Gewässerentwicklungsmaßnahmen hat ausschließlich durch das regionale Leitbild zu erfolgen.

Durch das förderale Rechtssystem Deutschlands gibt der Bund die Rahmengesetzgebung vor (z. B. Wasserhaushaltsgesetz), welche durch die einzelnen Landesgesetze ausgefüllt wird (Wassergesetz MV). Für Mecklenburg-Vorpommern stehen mit den Generalplänen "Abwasserbeseitigung" und "Hochwasser und Küstenschutz" spezielle Instrumentarien für den administrativen Gewässerschutz zur Verfügung. Für die Erfüllung der Vorgaben, z. B. des europäischen Wasserrechtes ist dennoch der Bund verpflichtet. Die Leitbild-Entwicklung muß darum überregionale und lokale Aspekte gleichermaßen berühren. Folgende Kenngrößen sollten zur Beschreibung regionaler Leitbilder für Förden, Bodden und Haffe berücksichtigt werden:

- **Gewässertypus**
(Förde, Bodden, Haffe)
- **Gewässergenese**
- **Gewässerdynamik**
(Intensität des Küstenausgleichs)
- **Hydrologische Verhältnisse**
(Süßwasserzufuhr, Wasseraustauschintensität mit der Ostsee)
- **Variabilität des Salzgehaltes**
- **Wasserbeschaffenheitsvoraussetzungen**
(natürliche, gewässertypische Trophie - mesotroph bis eutroph)
- **Brackwasserlebensgemeinschaften**
(mit Einschränkung)
- **Belastungspotential**
(Infrastruktur, Nutzungsanspruch)

Literatur

- BASTIAN, O. und SCHREIBER, F.; Hrsg. (1994). Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. Umweltforschung. Fischer. Jena, Stuttgart.
- GUNKEL, G.; Hrsg. (1996). Renaturierung kleiner Fließgewässer. Umweltforschung. Fischer. Jena, Stuttgart.
- HELCOM (1992). Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, Helsinki-Finnland, April 1992: 41. pp.

- HELCOM (1994). Guidelines for the identification of the coastal ecosystems influenced by the Baltic Sea and their inland limits as an implementation of Art. 15 in the "Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992". In HELCOM 1994: Report of the 15th Meeting of the Commission, Helsinki-Finnland: p. 95-96 (Annex 15).
- JAHNKE, W. & LAMPE, R. (1993). Monographische Darstellung der subrezentzen, historischen und prognostischen Küstenentwicklung der Außenküste Mecklenburg-Vorpommerns auf der Grundlage derzeit verfügbarer Daten und Untersuchungsergebnisse. Unveröffentl. Studie, Greifswald/ Hinrichshagen: 37 S.
- KERN, K. (1994). Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. 256 S., Berlin, Heidelberg, New York.
- KLIEWE, H. & JAHNKE, W. (1991). Holozäner Küstenausgleich im südlichen Ostseegebiet bei besonderer Berücksichtigung der Boddenausgleichsküste Vorpommerns. *Peterm. Geogr. Mitt.* 135 (1): 1-14.
- KRECH, M. & SCHLUNGBAUM, G. (1999). Leitbilder im Gewässerschutz – Gedanken zur Entwicklung von Leitbildern für die inneren Küstengewässer der südlichen Ostseeküste. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht, 1999, Rostock.
- LAMPE, R. (1997). Langfristige Uferlinienveränderungen und ihre Auswirkungen auf Inventar und Stoffhaushalt von Küsten und Küstengewässern im Bereich der vorpommerschen Boddenlandschaft. *Schr.-R. f. Landschaftspfl. U. Natursch.* H. 52: S. 17-24, BfN, Bonn-Bad Godesberg, 1997.
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (1999). Eutrophierung der Küstengewässer. Kap. 1.2 in R. Guderian und G. Gunkel (Hrsg.). *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie* Bd. 3/1. Springer Verlag Heidelberg.
- SCHLUNGBAUM, G. (1999). Förden, Bodden und Haffe an der südlichen Ostsee – eine strukturelle Vielfalt von Küstengewässerökosystemen. Rostock. *Meeresbiolog. Beitr.*, 8, (im Druck).
- STIGGE, H.-J. (1994). Die Wasserstände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. *Küste* 56: 1-24.
- SURBURG, U. (1995). Kommunale Umweltqualitätskonzepte und Umweltentwicklungspläne - Begriffsbestimmungen, Aufstellung und Bedeutung in Städten und Gemeinden. In Dörhöfer, G., Thein, J. & Wiggering, H. (Hrsg.). *Umweltqualitätsziele - natürliche Variabilität - Grenzwerte.* *Umweltgeol. heute* 5: 25- 31, Berlin.
- UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998). *Gewässergütebericht 1996/ 1997 – Zustand der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern.*

Verfasser

Dipl. Biol. Mathias Krech
 Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
 Angewandte Ökologie
 FB Biologie (Universität Rostock)
 Freiligrathstr. 7-8
 18051 Rostock

Ralf GRUNEWALD; Günter SCHLUNGBAUM¹; Stefan ZERBE²; Henning von NORDHEIM³

Wreecher See und Neuensiener See: Gewässerökologische Untersuchungen an zwei Nebengewässern des Greifswalder Boddens

Abstract

The research clearly reveals the differences in water quality between two brackish lagoon-like lakes adjoining the Greifswalder Bodden within the Biosphere Reserve of Southeast Rügen (Germany). Whilst the Neuensiener See still is in a fair condition, the brackish ecosystem of the nearby and by first glance similar Wreecher See clearly reflects the negative effects of continuous longterm eutrophication. Poor standards of wastewater treatment, the high level of intensive agriculture within the catchment area of the Wreecher See and the precipitation-runoff or drainage of some parts of the small township of Putbus are pointed out as the main contributors to the high nutrient load reaching the Wreecher See.

Water samples were collected over the period of nearly one year and - among other hydrographic parameters - the level of anorganic nutrients analyzed. A landuse evaluation within the water catchment areas of the two coastal lakes was done using the GIS programme ArcInfo. Within the Wreecher See an additional analysis of the top sediment layer was carried out as well as further water sampling in the small streamlets leading into the lake.

A list of conclusions drawn from the research led to a set of several proposals which give an outline of how to reduce the nutrient loads reaching the lake. Waste water treatment needs to be improved, while other measures mainly aim at the establishment of a more sustainable form of agriculture or landuse in general.

1 Einleitung

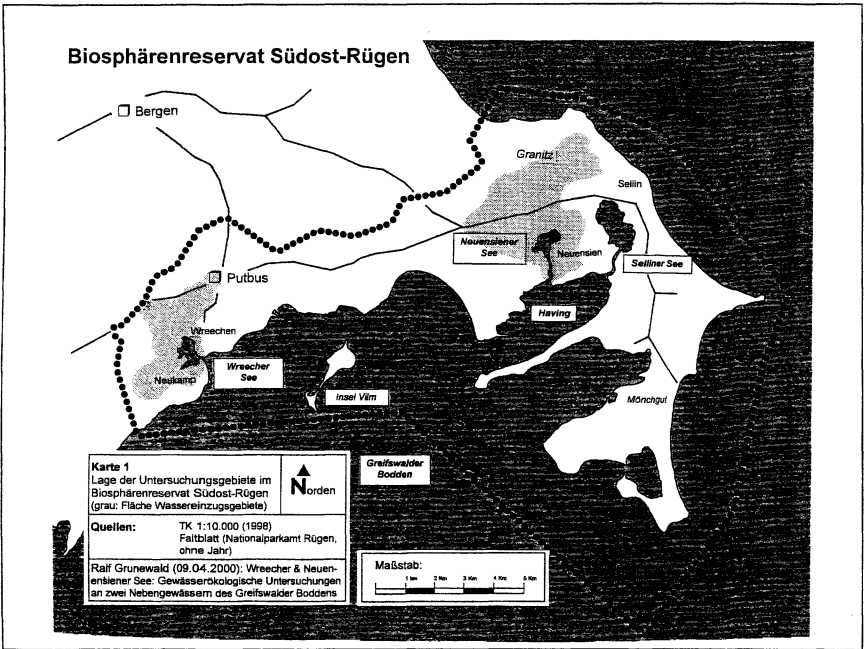
Die hier im folgenden vorgestellten Ergebnisse stellen einen Teilaspekt einer am Institut für Ökologie und Biologie der Technischen Universität Berlin (Studiengang Landschaftsplanung) erstellten Diplomarbeit (GRUNEWALD, 1999) vor. Die Arbeit

¹ Universität Rostock, Fachbereich Biowissenschaften/Angewandte Ökologie

² Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie und Biologie

³ Bundesamt für Naturschutz, INA-Insel Vilm

wurde maßgeblich vom Bundesamt für Naturschutz (Außenstelle INA, Insel Vilm) und dem Institut für aquatische Ökologie (Universität Rostock) unterstützt. Sie beschäftigt sich mit zwei Nebengewässern des Greifswalder Boddens im Biosphärenreservat Südost-Rügen: Zwei Gewässer, die als Naturschutzgebiete rechtlich geschützt sind und auf dem ersten Blick sehr ähnlich erscheinen (Karte 1). Ein Umkippen des Wreecher Sees 1997 (KIRSTEIN, 1997) und im Gegensatz dazu die umfangreichen Characeenbestände des Neuensieder Sees verdeutlichen jedoch den schlechten Zustand des Wreecher bzw. den vergleichsweise guten des Neuensieder Sees.

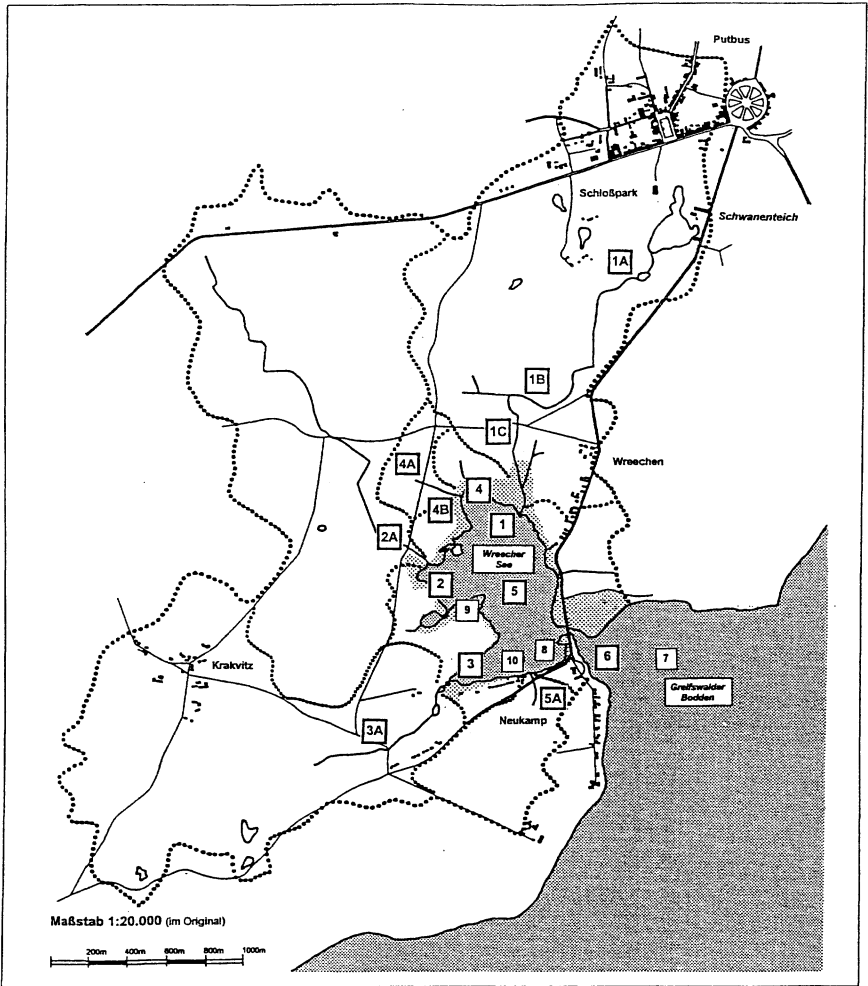


Karte 1 Untersuchungsgebiete im Biosphärenreservat Südost-Rügen

2 Einführung in das Untersuchungsgebiet

Der Charakter der im norddeutschen Tiefland liegenden heutigen Landschaft Rügens geht auf das Zusammenwirken pleistozäner und holozäner Prozesse zurück. Zu nennen sind sowohl die direkten Überformungen durch das Eis der Gletscher, Abtauprozesse, die Landhebungen/-senkungen (Isostasie) sowie Meeresspiegelschwankungen (Eustasie) als auch die noch anhaltenden Sedimentverlagerungen durch Meeresströmungen. Hinzu kommen die bedeutenden Veränderungen der ur-

sprünglichen Naturlandschaft durch den Menschen in den vergangenen drei Jahrtausenden.

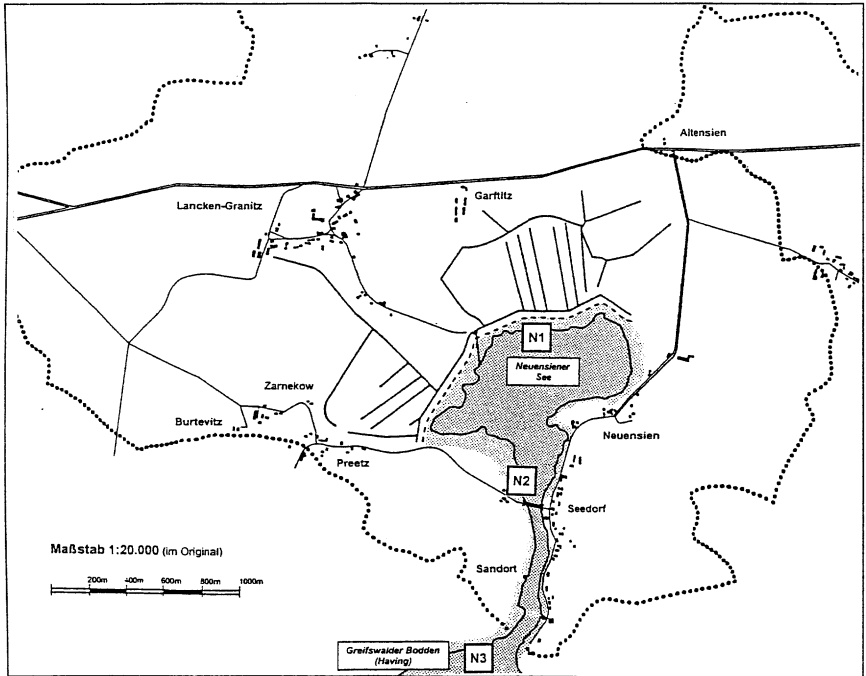


Karte 2 Untersuchungsgebiet Wreecher See, Wassereinzugsgebiet, Teileinzugsgebiete und Untersuchungsstationen

Der Wreecher See (Karte 2) liegt in einem Bereich von schwach reliefierten Grundmoränen mit aufgesetzten Oserzügen (LANGE et al., 1986). Der heute ca. 45

ha große See entwässert eine etwa 7,5 km² große Fläche, die die Straßenentwässerung der Kleinstadt Putbus teilweise mit einschließt. Durch holozäne Hakenbildung ist das auf eine Toteishohlform zurückzuführende Gewässer stark vom Greifswalder Bodden abgeschnürt. Ein Damm- und Brückenneubau aus den achtziger Jahren verengte den bis dahin noch etwa 60 m breiten Durchfluß auf nunmehr etwa 30 m.

Als Gletscherzungenbecken entstand die Senke der Neuensieher und Selliner Niederung, die von der flachwelligen bis kuppigen Seedorfer Stauchmoränenlandschaft umgeben ist (ebd.). Insgesamt fließen die Niederschläge aus einem etwa 14,5 km² großen Einzugsgebiet dem Neuensieher See zu (Karte 3).



Karte 3 Untersuchungsstationen Neuensieher See (Ausschnitt aus dem Wassereinzugsgebiet)

3 Fragestellung

Die Eutrophierung, also die erhöhte Biomasse und der stärkere Umsatz autotropher Organismen (HÜTTER, 1990), und die damit verbundenen Auswirkungen auf das Ökosystem Bodden werden teilweise bereits seit Jahrzehnten beobachtet und untersucht (z.B. SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 1996, DAHLKE, 1994). In der ostseewei-

ten „Roten Liste der Meeres- und Küstenlebensräume der Ostsee, der Beltsee und des Kattegatt“ (v.NORDHEIM & BOEDEKER, 1998) werden Bodden als „stark gefährdete“ Biotopkomplexe eingestuft. Diese werden von Biotoptypen geprägt, die teilweise „gefährdet“ (z.B. naturnahe ungenutzte Röhrichte) oder „stark gefährdet“ (z.B. sandige Meeresböden mit Makrophytenbewuchs) sind. Das Schaubild (Abb. 1, SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 1999, verändert) gibt zu dem vielfältigen Ursachen und Wirkungskomplex der Eutrophierung und dem verstärktem anthropogenen Nährstoffeintrag einen Überblick.

Grundsätzlich lassen sich zwei Problemfelder für das Ökosystem Bodden unterscheiden (die direkte Zerstörung z.B. durch Eindeichung oder Küstenverbau, etc. wird hier nicht berücksichtigt):

1. Die schleichende Veränderung (Makrophytenrückgang, Schlickakkumulation)
2. Das 'Umkippen' des Sees durch akute Sauerstoffarmut während sommerlicher oder winterlicher Stagnationsphasen (plötzliches Massensterben zahlreicher Organismen z.B. Fische)

Die Nährstoffe stammen vor allem aus atmosphärischen Stickstoffeinträgen, (Quellen: agrarindustrielle Massentierhaltung, Verbrennung fossiler Energieträger), diffusen Einträgen über Grundwasser oder oberflächliche Landentwässerung (Quellen: Landwirtschaft, Kleinkläranlagen) und punktuellen Einträgen (Quellen: z.B. Kläranlagen) stammen (KLAPPER, 1992).

Beide hier behandelten Seen sind durch ihre Verbindungen zum Greifswalder Bodden und somit auch zur Ostsee charakterisiert. Neben dem Einfluß des Boddens mit seinen Wasserspiegelschwankungen und damit verbundenen Ein- und Ausströmprozessen, ist die Wasserzufuhr aus verschiedenen landseitigen Einleitern wichtig für den Wasserhaushalt der Seen. Über die Landentwässerung findet eine kontinuierliche Nährstoffzufuhr bzw. -belastung aus dem Wassereinzugsgebiet statt. Je stärker ein Gewässer vom nachgeschalteten Boddengewässer isoliert ist und je höher die landseitigen Einträge sind, um so geringer ist der Wasseraustausch und um so höher die Nährstoffakkumulation durch den ständigen Eintrag aus der Landentwässerung (LAMPE, 1996).

Neben dem bereits erwähnten Brückenbauwerk und der Regen- bzw. Oberflächenentwässerung Putbus, galt die Landwirtschaft sowie der Betrieb von Kleinkläranlagen (insbesondere während der Touristensaison) als potentielle Ursachen oder Verschmutzer. Dieses sollte näher untersucht und bestätigt bzw. widerlegt werden. Insbesondere galt es herauszufinden, warum der benachbarte Neuensieder See sich in einem weitaus besseren Zustand befindet.

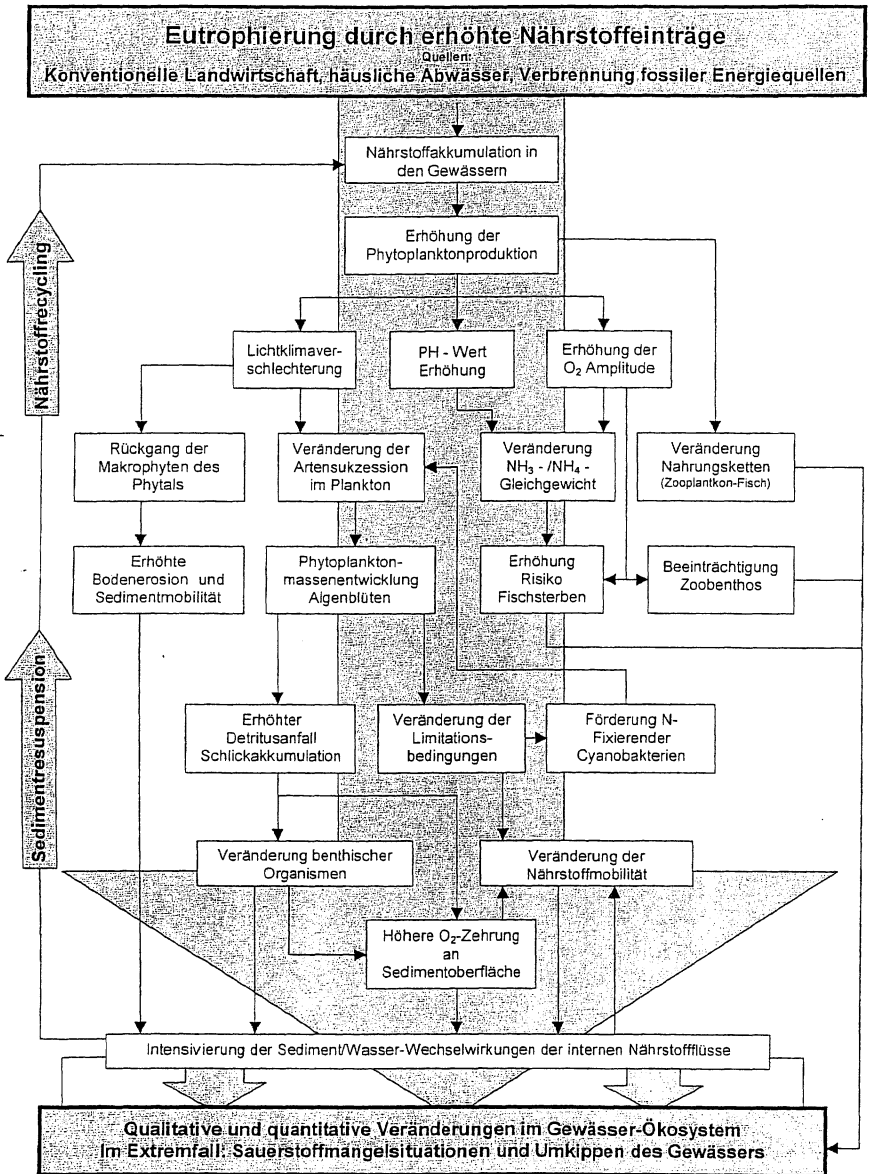


Abb. 1 Anthropogen verursachte Veränderungen durch Eutrophierung (nach: SCHLUNGBAUM & BAUDLER, 1999, verändert)

4 Methoden

Die Analyse des heutigen Gewässerzustands basiert vor allem auf dem durchgeführten wasserchemischen und -physikalischen Meßprogramm (ca. 10 Messungen, dabei Winter-, Frühjahrs-, Sommer- und Herbstmessungen) sowie auf der Untersuchung der Makrophytenvegetation in den Seen im Untersuchungsjahr 1998. Gemessen wurden die anorganischen Nährstoffe Ammonium, Nitrit, Nitrat und Phosphat sowie die physikalischen Parameter Temperatur, Salinität, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung und die Sichttiefe an verschiedenen Meßpunkten in den Gewässern selbst und im benachbarten Greifswalder Bodden (Karte 1). Die Ursachenanalyse für den angetroffenen Gewässerzustand fand unter anderem durch einen GIS- und Luftbild- unterstützten Vergleich der Wassereinzugsgebiete statt. Dabei wurden die Nutzungen in beiden Wassereinzugsgebieten qualitativ und quantitativ untersucht und in Relation zur Geländehöhe und Uferabstand ausgewertet. Zusätzlich wurden am stark belasteten Wreecher See weitergehende Untersuchungen in den einleitenden Fließgewässern sowie in deren Teil-Wassereinzugsgebieten durchgeführt.

Über eine Analyse der oberflächennahen Sedimente wurde das Belastungspotential im Wreecher See untersucht, da sich Nährstoffe bei anhaltenden Einträgen über viele Jahre im Sediment akkumulieren können und so auch eine gewesene externe Belastung dokumentieren, die eventuell zum Untersuchungszeitpunkt nicht mehr anhält. Der Phosphateintrag, der sich in den letzten 20 Jahren der DDR verdoppelt hatte (KLAPPER, 1992), konnte so bereits in den ersten 4 Jahren nach der Wende durch den Bau von Kläranlagen, dem Verschwinden phosphathaltiger Waschmittel und der Reduzierung der landwirtschaftlichen Düngung um bis zu 80 % reduziert werden, die Stickstoffbelastung blieb dagegen auf einem hohem Niveau (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1994).

5 Ergebnisse

5.1 Wasseruntersuchungen

5.1.1 Hydrologische Parameter

Im Bereich des Greifswalder Boddens bzw. der Having wurden die erwarteten Salzverhältnisse mit Werten zwischen 6,5 und 7,2 PSU gemessen. Der Salzgehaltsgradient von den inneren Gewässerbereichen bis in den Greifswalder Bodden bzw. der Having hinaus läßt sich gut in den Meßreihen erkennen. Die Werte schwankten im Wreecher See zwischen 7,1 PSU an den Stationen 3 bzw. 5 und 5,1 PSU an der Station 5. Im Neuensiner See schwanken die Werte lediglich zwischen den mehrmals gemessenen Maximum von 6,4 PSU (Station N2) und 5,3 PSU im Oktober an der Station N1. Außerhalb des Neuensiner Sees hingegen wurden bis zu 6,9 PSU gemessen.

Der Temperaturverlauf zeichnet den zu erwartenden Jahresgang nach. Vom späten Winter an steigt die Wassertemperatur kontinuierlich bis zum Sommer

(24.07.98) an. Die maximalen Temperaturen lagen bei über 23 °C und bedeuten für das Ökosystem einen erheblichen Streß.

Während im Wreecher See an der Mehrzahl der Stationen normale bis hohe Sauerstoffwerte gemessen wurden, werden insbesondere Mitte Mai an der Station 3 extrem niedrige Sauerstoffgehalte von unter 3 mg/l bzw. 45 % erreicht. Ähnlich niedrige Werte treten später im August erneut auf, diesmal jedoch im nördlichen Bereich des Wreecher Sees. Im Neuensierer See lagen die Schwankungen im Sauerstoffgehalt bzw. der Sauerstoffsättigung deutlich enger zusammen, bedeuten aber ebenfalls einen hohen Belastungsgrad. Die niedrigste Sättigung wurde an der Station N1 im April mit 67 % gemessen, die höchste mit 147 % ebenfalls an der Station N1 Ende Mai.

5.1.2 Chemische Parameter

A) Ammonium

Die gemessenen Werte für Ammonium liegen über das Jahr und innerhalb der Gewässer eng beieinander. Es ist keine jahreszeitliche Schwankung der sehr gleichförmigen Konzentrationen zu beobachten, dagegen ist ein leichter Konzentrationsgradient von den an den Einleitern gemessenen Werten zur Seemitte (Station 5) und dem Greifswalder Bodden (Station 6) erkennbar. Das Minimum für den Neuensierer See liegt mit 0,74 µmol/l (Station N2, Juni) nur geringfügig unter dem für den Wreecher See mit 0,78 µmol/l (Station 5, Oktober). Maximale Konzentrationen wurden im Februar mit 1,64 µmol/l (Station 6) im Wreecher See bzw. 1,02 µmol/l im Mai (Neuensierer See, Station N1) gemessen.

Einleiterbeprobung:

Die Beprobung der Einleiter ergab ein Schwankungsbreite der Ammoniumgehalte von 0,81 bis 1,65 µmol/l. Es ist ein leichtes Ansteigen der Konzentrationen von der Sommermessung zur Dezembermessung zu beobachten. Insgesamt liegen die Konzentrationen lediglich minimal über denen, die im Wreecher See selbst gemessen wurden.

B) Nitrit

Das im Stickstoffkreislauf als Zwischenprodukt auftretende Nitrit zeichnet im Jahresverlauf einen recht unterschiedlichen Verlauf an den verschiedenen Meßpunkten (Karte 2) auf. An den Stationen im Neuensierer See wurden durchweg niedrige Konzentrationen zwischen 1,67 µmol/l Station N1 (Februar) und der Nachweisgrenze (Sommer) gemessen, so dass hier der 'klassische' Nährstoffverlauf mit höheren Winterwerten und niedrigen Sommerwerten zu erkennen ist. Ein ähnlicher Verlauf auf höherem Niveau wurde an der Station 5 (Seemitte Wreecher See) dokumentiert. Die Maximalwerte liegen im Wreecher See bei 3,4 µmol/l an der Station 2 (Februar) bzw. 2,75 µmol/l an der Station 3 (März). Die Werte sanken in der Tendenz (insbes.

Stationen 5 und 6) deutlich im Sommer ab, allerdings lagen die Konzentrationen an einigen Stationen über das Jahr ständig deutlich über der Nachweisgrenze. An der Station 1 (Entwässerung kommunal und von Maisäckern geprägt) wurden sogar im Mai die Höchstwerte von 2,39 $\mu\text{mol/l}$ gemessen. Hier traten über das Jahr (ähnlich, aber weniger deutlich auch an den Stationen 2 & 3) starke Schwankungen auf, die vermutlich auf landseitige Einträge zurückzuführen sind, da an der Station 5 keine ungewöhnlichen Schwankungen auftraten.

Einleiterbeprobung:

Die Beprobung des Einleiters 1 zeigte eine starke Zunahme der Nitrit Konzentrationen an den Meßpunkten 1B und 1C im Vergleich zu den Konzentrationen an der Station 1A. Hier zeigte sich, dass die Werte nach dem Durchfließen von Ackerflächen deutlich anstiegen, da zwischen dem Meßpunkt 1A und 1B fast ausschließlich intensiv genutzte Ackerstandorte (1998 Maisanbau) liegen. Die Konzentrationen der Einleiter schwankten zwischen der Nachweisgrenze und über 5 $\mu\text{mol/l}$ und liegen bei den Maximalwerten deutlich über den Werten im Wreecher See selbst.

C) Nitrat

Der für das Nitrat typische Jahresgang mit hohen Winter- und dann abfallenden Frühjahrswerten konnte zumindest für das Untersuchungsgebiet Neuensierer See im Untersuchungsjahr nachgewiesen werden. Lediglich an der Station N1 wurden im Juli erhöhte Werte festgestellt. Für das zweite Untersuchungsgebiet wurden hingegen sowohl höhere als auch stark wechselnde Konzentrationen gemessen (Abb. 2). Die mit Abstand höchsten Werte an der Station 3 mit fast 184 $\mu\text{mol/l}$ für April sind sehr auffällig. Erhöhte Werte zeigten sich an diesem Meßtag ebenfalls an der Station 4, an der Station 2 sowie weniger deutlich an der Station 6 (Greifswalder Boden). Die Werte für den Neuensierer See sind im Vergleich sehr niedrig (Abb. 3) und liegen zwischen 6,7 $\mu\text{mol/l}$ und der Nachweisgrenze.

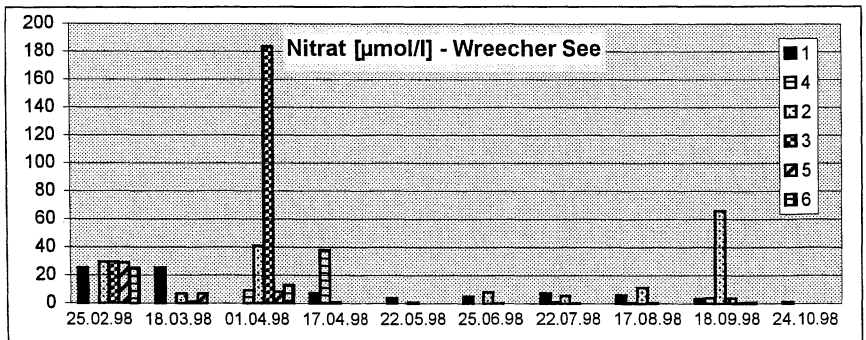


Abb. 2 Jahresverlauf der Nitratkonzentrationen im Wreecher See [$\mu\text{mol/l}$]

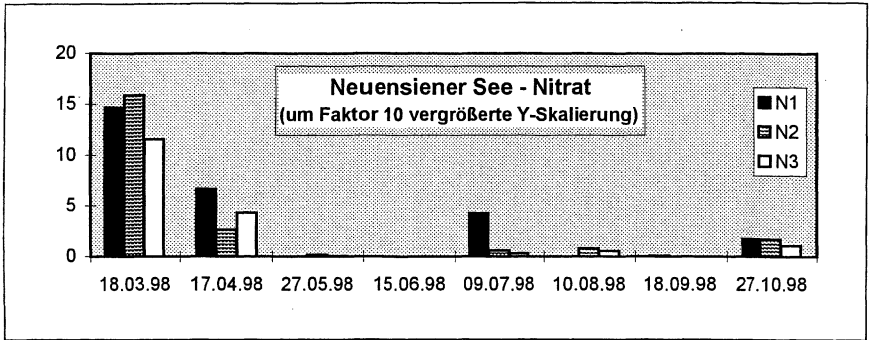


Abb. 3 Jahresverlauf der Nitratkonzentrationen im Neuensiener See [µmol/l]

Einleiterbeprobung:

Ähnlich wie der Anstieg des Nitrits entlang des Verlaufs von Einleiter 1, zeigt sich auch das Konzentrationsgefälle beim Nitrat (Abb. 4) mit Werten um 1 µmol/l an der Station 1A bis zu Werten von bis zu 181 µmol/l im Oktober an der Station 1C. Hierbei treten die Konzentrationsanstiege nach dem Durchfließen der Ackerflächen auf.

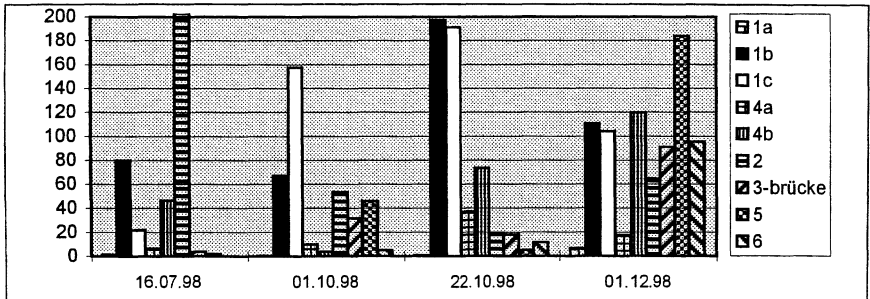


Abb. 4 Nitratkonzentrationen in den Einleitern des Wreecher Sees [µmol/l]

D) Phosphat

Im Neuensiener See liegen die Werte maximal bei 5,2 µmol/l (Juli, Station N1). Die Werte steigen hier deutlich zum Sommer hin an, fallen danach wieder ab und haben daher ebenfalls ein sommerliches Maximum, da gerade im Sommer der in der Biomasse gebundene Phosphor freigegeben wird (Abb. 6). Die Vergleichsstation N3 (Greifswalder Bodden) zeigt wechselnde Konzentrationen ohne erkennbare Abhängigkeiten vom Jahresverlauf und die Station N2 stellt eine Zwischenstufe mit einem

weniger deutlich ausgeprägten sommerlichen Konzentrationsmaximum dar. Deutlich wird zumeist das Konzentrationsgefälle mit höheren Werten innerhalb des Sees und niedrigeren Konzentrationen außerhalb.

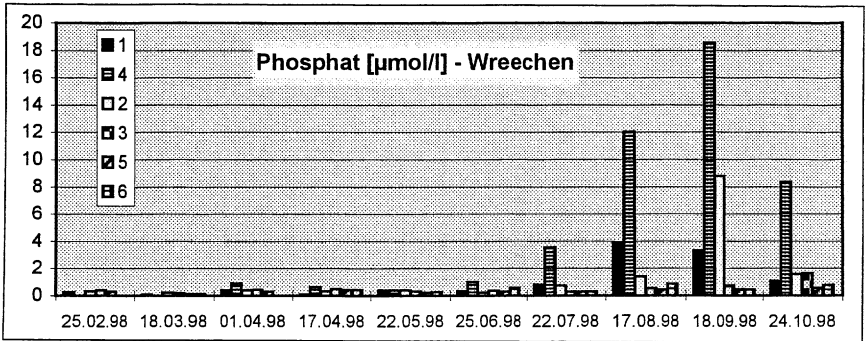


Abb. 5 Jahresverlauf der Phosphatkonzentrationen im Wreecher See [$\mu\text{mol/l}$]

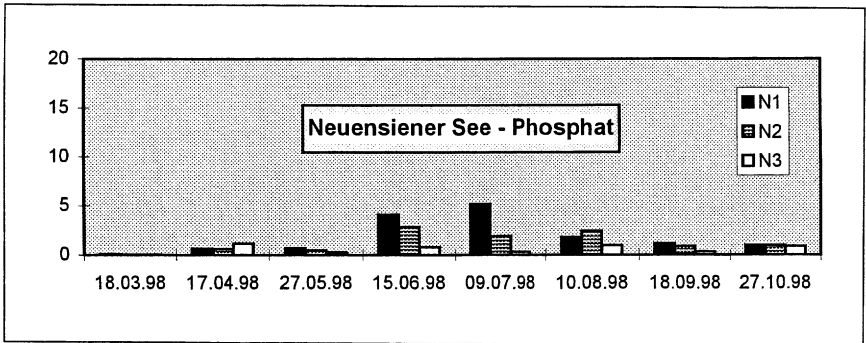


Abb. 6 Jahresverlauf der Phosphatkonzentrationen im Neuensier See [$\mu\text{mol/l}$]

Die Messung der Phosphatkonzentrationen im Wreecher See ergab eine Schwankung von Werten unterhalb der Nachweisgrenze an der Station 6 im Februar und über $18 \mu\text{mol/l}$ an der Station 4 im September 1998 (Abb. 5). Die Konzentrationen liegen im Wreecher See zumeist in Bereichen von unter $1 \mu\text{mol/l}$. Im Juli beginnen dann im nördlichen Seebereich die Werte deutlich anzusteigen und erreichen extrem hohe Konzentrationen von über $12 \mu\text{mol/l}$ im August bzw. über $18 \mu\text{mol/l}$ im September (Station 4) bevor sie danach wieder absinken. An der Station 4 wurden allerdings im September keine erhöhten Konzentrationen im Einleiter selbst festgestellt.

Einleiterbeprobung

In allen vier Messungen sinkt die PO_4 Konzentration des Einleiters 1 vom ersten Probenpunkt (1A) unterhalb des Überlaufs Schwanenteich (Schloßpark Putbus, Regenentwässerung der Stadt) bis zum Meßpunkt 1C (Abb. 7). Zwischen dem Messpunkt 1A und 1B leitet lediglich noch ein kleiner Graben aus dem Tiergehege des Schloßparks (Schalenwild) weitere Regenabflüsse aus Putbus in den Graben ein, ansonsten durchfließt der Graben vor allem intensiv genutztes Ackerland (1998: Maisanbau).

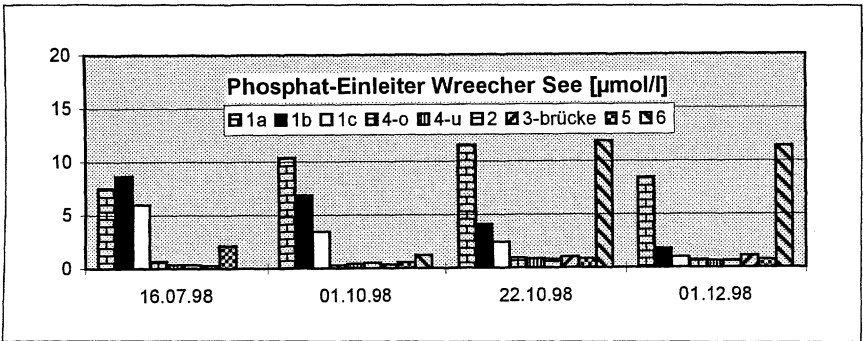


Abb. 7 Phosphatkonzentrationen in Einleitern des Wreecher Sees [µmol/l]

Dennoch stiegen an der Station 1B lediglich im Juli die Phosphatkonzentrationen an. Im September, Oktober und Dezember dagegen nahm die Konzentration teilweise fast um den Faktor 5 zur Station 1B bzw. den Faktor 8,5 zur Station 1C ab, d.h. die hohen Konzentrationen werden verdünnt (der absolute Eintrag nimmt nicht ab). Höchstwerte wurden auch am Einleiter 6 gemessen, der sowohl Ackerflächen als vermutlich auch einen Bereich des Ortes Wreechen entwässert. Das stark nach Fäkalien riechende Wasser wäre ein Hinweis auf Kleinkläranlagen, die in diesen Graben einleiten.

5.2 Makrophyten

Der Eutrophierungszustand der Seen ist ein wesentlicher Faktor, der die Verbreitung der Makrophyten bestimmt (GUNKEL, 1994). Verschiedene Autoren benutzen das Vorkommen unterschiedlicher Makrophytenarten zur Indikation der Trophie von Seen und anderen Gewässern (z.B. SUCCOW & KOPP, 1983; LACHAVANNE, 1985 nach GUNKEL, 1994). Hierbei ist auf die vom Biosphärenreservat gemachte Aussage und von Anwohnern beschriebene ehemalige dichte, aber später (NATIONALPARKAMT RÜGEN, 1996) fehlende submers Makrophytenvegetation hinzuweisen. Das komplette Fehlen einer Makrophytenvegetation konnte nicht (bzw. nicht

mehr) bestätigt werden, vielmehr konnte sogar im Folgejahr der Untersuchung (1999) eine fast flächendeckende dichte Verkrautung im Gewässer festgestellt werden. Die Untersuchungen des Jahres 1998 konnten, im Gegensatz dazu, besonders in den Bereichen des Einleiters 3 bzw. vor der Ortschaft Neukamp und im Bereich des Einleiters 2 ein fast komplettes Ausbleiben der Makrophyten dokumentieren. In der Seemitte konnte lediglich ein schwacher Bewuchs festgestellt werden (Tiefe ca. 1,5 m). Hervorzuheben ist allerdings der teilweise recht dichte Bewuchs (*Ranunculus bautodii*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton pectinatus*, *Ceratophyllum demersum*) in den übrigen Bereichen sowie der Wiederfund von *Chara canescens*. Characeen waren aus dem Wreecher See nur noch aus früheren Beschreibungen von STRÖDE (1933) bzw. von ansässigen Fischern bekannt. Dagegen erwähnen GEISEL (1986) und YOUSEF et al. (1998) sie nicht mehr.

5.3 Sedimentuntersuchungen

Eine Untersuchung der oberflächennahen Sedimente stellt einen Blick in die „Vergangenheit“ des Gewässers dar. Zunächst läßt sich mit Hilfe des Anteils an organischer Substanz eine grobe Einteilung in mineralische bzw. schlackige Sedimente zu. Die Einteilung erfolgte nach der von LINDNER und SCHLUNGBAUM (LINDNER 1972, zit. nach SCHLUNGBAUM et al, 1994) verwendeten Abgrenzung: Demzufolge wird bis zu einem Anteil der Probe (oberen 5 cm des Sediments) an organischer Substanz von max. 5% (Gewicht Trockensubstanz) von mineralischen Sedimenten gesprochen, darüber hinaus von Schlick.

Tabelle 1 Sedimentuntersuchung Wreecher See (01.03.1999, die Grauwerte zeigen die jeweiligen Extremwerte an)

Station	Wassergehalt [%]	Trockensubstanz [%]	Aschegehalt [%]	Organische Substanz [%]	Mittlere Korngröße [mm]	µgP / gTrS
1	59,31	40,69	93,82	6,18	0,225	431
2	80,38	19,62	78,03	21,97	0,082	835
3	86,20	13,80	75,84	24,16	0,247	1563
4	54,72	45,28	97,08	4,92	0,231	268
5	75,07	14,93	87,84	12,16	0,053	1002
6	37,32	62,68	96,27	1,73	0,305	349
7	42,02	57,98	97,77	2,23	0,210	298
8	40,68	59,32	98,10	1,90	0,322	319
9	47,29	52,71	96,88	3,12	0,225	216
10	86,69	14,01	78,44	21,56	0,213	661

Aus der Darstellung der Untersuchungsergebnisse (Tab. 1) ergibt sich, dass lediglich die Stationen 6, 7, 8 und 9 als mineralisch einzustufen sind, wobei die Stationen 6 und 8 außerhalb des Wreecher Sees im Greifswalder Bodden liegen. Die Station 4 liegt genau an der Grenze zum schlickigen Sediment, die Station 1 etwas darüber und die restlichen haben deutlich höhere Anteile organischer Substanz im zweistelligen Prozentbereich und sind daher hochschlickig.

Diese grobe Einteilung lässt bereits Rückschlüsse auf die Strömungsverhältnisse zu, die sowohl durch die Ein- und Ausströmung als auch durch Windturbulenzen ausgelöst sein können. Die gerade außerhalb des Wreecher Sees gelegene Station 6 hat eine sehr enge Korngrößenverteilung mit der höchsten mittleren Korngröße aller Stationen. Hier treten auch die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten auf (Trichtereffekt). Auch an den übrigen exponierten Stationen 7 und 9 finden sich ebenfalls höhere mittlere Korngrößen, allerdings sind diese hier auf die windinduzierten Turbulenzen zurückzuführen, die in den flachen Gewässerbereichen besonders wirksam sind (Hauptwindrichtung SW). Niedrigere mittlere Korngrößen finden sich dagegen an den geschützten bzw. tieferen Stationen. Der Nährstoffgehalt bzw. der Phosphoranteil im Sediment steigt mit steigendem organischen Anteilen ebenfalls an. Mit $1563 \mu\text{gP/gTrS}$ wurde an der Station 3 der höchste Wert gemessen. Der zweithöchste Wert wurde an der tiefsten Stelle des Wreecher Sees in der Seemitte (1,6 m) mit $1002 \mu\text{gP/gTrS}$ dokumentiert und die Stationen 2 und 10 wiesen ebenfalls erhöhte Nährstoffkonzentrationen auf.

5.4 Nutzungen

Die Abbildung 8 zeigt die prozentualen Anteile der verschiedenen Flächenkategorien bzw. Nutzungen in den beiden Wassereinzugsgebieten. Der bereits im gesamten Wassereinzugsgebiet des Wreecher Sees charakteristisch hohe Anteil der Ackernutzung (Wreecher See: 51 %, Neuensiemer See: 38 %), wird besonders in der näheren Umgebung der Seen deutlich: Im 250 m breiten Gewässerrandstreifen stehen den 49,6 % Ackernutzung am Wreecher See 23,2 % Ackernutzung am Neuensiemer See gegenüber. Die Umgebung des Neuensiemer Sees ist dagegen von deutlich höheren Grünlandanteilen geprägt. Die Betrachtung des Reliefs zeigt den Zusammenhang zwischen der Geländehöhe und der Landnutzung auf und zeigt hier die unterschiedlichen topographischen Voraussetzungen in den beiden Untersuchungsgebieten auf, auf die an dieser Stelle jedoch nicht näher eingegangen werden soll.

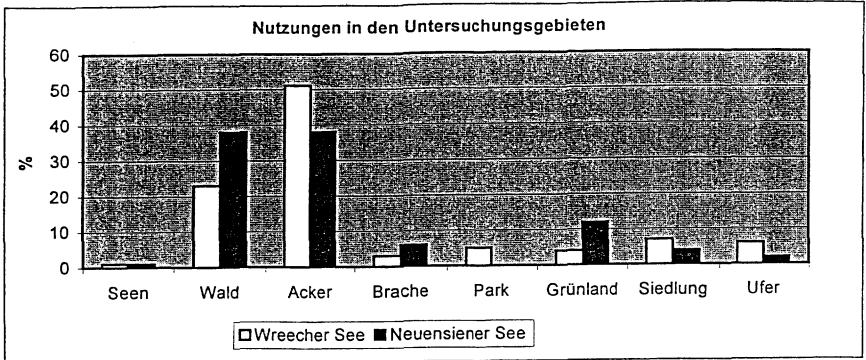


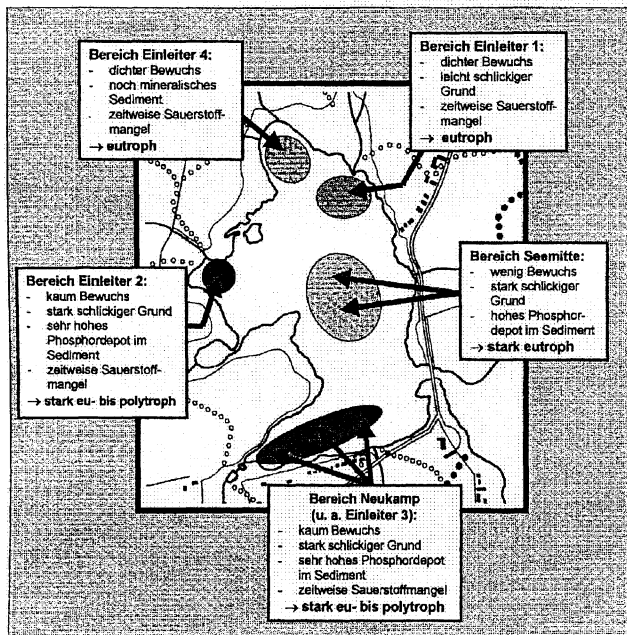
Abb. 8 Nutzungen in den Untersuchungsgebieten

Anhand der deutlich unterschiedlichen Nutzungsmuster in den einzelnen Einzugsgebieten können die Einleiter am Wreecher See entsprechend charakterisiert werden: Dabei fällt der Einleiter 3 mit über 83 % Ackernutzung besonders ins Auge. Der Einleiter 1 ist mit einem Anteil von 16,7 % Siedlungsfläche stark von der Regenentwässerung Putbus geprägt, während der Ackeranteil deutlich unter dem Durchschnitt von über 50% liegt. Über weite Strecken fehlen am Einleiter 1 allerdings Gewässerrandstreifen in irgendeiner Form, teilweise sind Gewässerabschnitte in den intensiv genutzten Ackerschlägen (Futtermais im Untersuchungsjahr) zudem verrohrt.

6 Diskussion

6.1 Zustandseinschätzung des Wreecher Sees

Zur Trophieeinstufung des Wreecher Sees wurden einerseits die gemessenen Parameter mit Literaturangaben anderer Boddengewässern verglichen, andererseits wurden die von verschiedenen Autoren erarbeiteten Anleitungen zur Trophiebestimmung verwendet. Hierbei handelt es sich vor allem um die Landesrichtlinie Mecklenburg-Vorpommern (UMWELTMINISTERIUM DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1991), der Sedimentklassifizierung von SCHLUNGBAUM et al (1994) sowie der Einstufung nach dem Kriterium des Makrophytenbewuchses (Succow & KOPP, 1983). In der Karte 4 ist eine Zonierung des Wreecher Sees dargestellt, welche die deutlich unterschiedlichen Verhältnisse innerhalb des Gewässers zeigt.



Karte 4 Einstufung einzelner Seebereiche in Trophiegrade

Aufgrund der schlechten Verhältnisse in den Mündungsbereichen der Einleiter 2 und 3, sowie aufgrund der besseren Verhältnisse in den nördlichen Seebereichen ergibt sich die Gesamteinstufung des Wrecker Sees in die stark eutrophe bis polytrophe Stufe. Mitentscheidend für die Einstufung des Sees ist jedoch auch u.a. das im Jahre 1997 beobachtete Fischsterben (KIRSTEIN, 1997).

6.2 Bewertung des Gewässerzustands

Für die Bewertung eines Gewässers ist es von Bedeutung, „einen natürlichen oder wenigstens potentiell naturnahen Zustand zu definieren. Dieser dient dann in der Gewässerbewertung im Vergleich mit dem Istzustand als Referenzzustand“ (SCHLUNGBAUM, 1997, S.12). Der potentiell natürliche Zustand ist dabei nicht mit dem Naturzustand gleichzusetzen, da hiermit nicht der völlig vom Menschen unbeeinflusste Zustand gemeint ist, sondern ein „unbelasteter Zustand eines Gewässers, der seinen natürlichen (geologischen, geographischen, hydrologischen und klimatischen) Randbedingungen entspricht. Gewisse vom Menschen gesetzte, irreversible und sinnvollerweise nicht zu verändernde Faktoren werden akzeptiert und einbezogen...“ (LAWA, 1996, zit. nach SCHLUNGBAUM, 1997, S. 22). Die Konstruktion

einer potentiellen natürlichen Gewässersituation läßt eine deutliche Beziehung zum vegetationskundlichen Konzept der "potentiellen natürlichen Vegetation" (TÜXEN, 1956) erkennen, bei dem im Gegensatz zu einem ursprünglichen Naturzustand ein Zustand als Vergleich konstruiert wird, der anthropogene irreversible Veränderungen miteinbezieht und von den aktuellen abiotischen und biotischen Standortverhältnissen ausgeht (vgl. KOWARIK, 1987). Im Gegensatz zur Potentiellen natürlichen Vegetation, die man sich "schlagartig" eingestellt, d.h. ohne Einbeziehung einer Sukzession, vorzustellen hat⁵ (zu einer Anwendung dieses Konzeptes in Naturschutz und Landschaftsplanung vgl. allerdings die kritischen Anmerkungen bei ZERBE 1998), läßt die Vorstellung eines potentiellen natürlichen Zustandes von Gewässern eine zeitliche Entwicklung zu (vgl. Leuschner 1997 zur "potentiellen standortgemäßen Vegetation"). Der potentielle natürliche Zustand eines Gewässer kann als der Endzustand verstanden werden, zu dem sich das Gewässer bei fehlenden anthropogenen Belastungen hin entwickeln würde.

Im Fall des Wreecher Sees ist die Betrachtung der Rahmenbedingungen zwingend nötig. „Für die Bewertung der inneren Küstengewässer ist die der äußeren unbedingt zu berücksichtigen. Die Gewässergüte in einem innerem Gewässer kann höchstens der des vorgelagerten Küstenraum entsprechen" (SCHLUNGBAUM, 1997, S.18). Der Zustand des Greifswalder Boddens wurde 1997 in die Klassen eutroph eingestuft (MINISTERIUM FÜR BAU LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT, 1998), im südlichen Bereich verschlechtert sich der Zustand bis in die stark eutrophe Klasse (ebd.).

Der potentiell natürliche Zustand des Wreecher Sees wäre vermutlich ein bis zwei Trophieklassen unter den aktuellen Verhältnissen. SCHLUNGBAUM (1997) gibt als natürlichen Zustand für den Greifswalder Bodden höchstens mesotrophe (eher eutrophe) Verhältnisse an. Auch die früheren hohen Fangzahlen für den Schleie (*Tinca tinca*, pers. Mitteilung eines Anwohners), als Bewohner stark verkrauteter -eutropher- Seen weist in dieselbe Richtung. Dieses Ziel einer Renaturierung und der Wiederherstellung mesotropher bis eutropher Zustände ist aufgrund des komplexen Wirkungsgefüges mit dem eutrophen Greifswalder Bodden und des im Seesediment selbst gespeicherten Nährstoffdepots mittel- und langfristig nur schwer zu erreichen (ebd.). Die Grundvoraussetzungen des vom Greifswalder Bodden und der offenen Ostsee stark isolierten Boddens sind ungünstig.

6.3 Ursachen

Deutlich wird die stark ackerbaulich geprägte, die Stoffausträge begünstigende, Flächennutzung am Wreecher See im Vergleich zu der durch großräumige Grünlandereien und Wälder geprägte Nutzung im Wassereinzugsgebiet Neuensiner See. Verstärkend kommt die räumliche Verteilung der Nutzungen hinzu, indem am Wre-

⁵ Unter der PNV versteht man einen theoretischen Zustand, Ader sich [...] entwerfen läßt, wenn die menschliche Wirkung auf die Vegetation unter den heute vorhandenen oder zu jenen Zeiten vorhanden gewesenen übrigen Lebensbedingungen beseitigt und die natürliche Vegetation, um denkbare Wirkungen inzwischen sich vollziehender Klima-änderungen und ihrer Folgen auszuschließen, sozusagen schlagartig in das neue Gleichgewicht eingeschaltet gedacht würde (Tüxen, 1956, S.5).

echer See an den zum Ufer hin abfallenden Hängen Ackerbau bis in den Uferbereich hinein betrieben wurde und z.T. noch betrieben wird. Dagegen prägen großflächige Grünländereien weite Uferbereiche des Neuensieder Sees. Am Neuensieder See hingegen ist das natürliche Überflutungsregime zerstört (Deichbau). Ein Schöpfwerk pumpte früher das Wasser aus den jenseits des Deiches liegenden Gräben in den See (dieses ist allerdings seit mehreren Jahren außer Betrieb), so dass die Verweildauer des Wassers in den Gräben recht hoch war bzw. ist und hier bereits Nährstoffe wieder abgebaut werden (eine Beprobung der Gräben wurde jedoch nicht durchgeführt). Am Wreecher See fand und findet eine derartige 'Vorklä- rung' nur eingeschränkt beim direkten Durchströmen der Schilfflächen statt. Ein längeres Verweilen des Abflusses im Schilfkörper findet nicht statt, da die Gräben regelmäßig beräumt werden, um die Wasserabflußfunktion zu gewährleisten.

Die Einzelbetrachtung der Wassereinzugsgebiete der wichtigsten Einleiter zeigte besonders für den Einleiter 3 (Neukamp) eine mit über 83 % sehr intensive Acker- nutzung. Da die Sediment- und Makrophytenuntersuchungen den „besonders“ stark belasteten Zustand des Wreecher Sees im Einflußbereich des Einleiters 3 belegen, ist die Landwirtschaft mit deren Nährstoffeinträgen in die Landschaft bzw. in den See als ein Hauptverursacher anzusehen. Diese Feststellung wird durch die Einleiterbe- probung am Einleiter 1 belegt, die zeigen konnte, dass insbesondere die diffusen Stickstoffeinträge der Landwirtschaft anzulasten sind.

Neben der Landwirtschaft ist ebenfalls die Nutzung der Kleinkläranlagen als eine wichtige punktuelle Nährstoffquelle zu betrachten, wie die Wasseruntersuchungen mit hohen Phosphatwerten am Einleiter 6 zeigen konnten (ein genaue Herkunft der dort gemessenen Stoffkonzentrationen konnte jedoch nicht geklärt werden). Aus diesem Grund ist eine ähnlich hohe Belastung auch für die von Neukamp aus in den See geleiteten oder im Uferbereich versickerten Abwässer anzunehmen. Allerdings wurden keine Untersuchungen speziell zu den Kleinkläranlagen durchgeführt. Die Einleitung der Regenabwässer (einschließlich des Straßenabflusses) von Teilen der Stadt Putbus trägt zudem zur Phosphatbelastung des Wreecher Sees bei. Die hohen Konzentrationen am Meßpunkt 1A belegen dies anschaulich (Abb. 7).

Über die enge und flache Verbindung zum Greifswalder Bodden findet mit großer Wahrscheinlichkeit kein bodennaher Partikelfluß statt, wie die Untersuchungs- ergebnisse am Meßpunkt 6 (Sedimente) belegen. Die Belastung des Greifswalder Boddens aus dem im Nebenschluß liegenden Wreecher See dürfte weitgehend über die im Wasser gelösten Nährstoffe bzw. die im Wasser verteilten Partikel (Seston) erfolgen. Aus Sicht des Sees findet durch den starken Isolationseffekt des Brücken- bauwerks keine wesentliche Entlastung über die enge Verbindung zum Greifswalder Bodden statt. Das bedeutet aber auch, dass bei anhaltender Belastung des Wree- cher Sees eine weitere Gefährdung des Ökosystems droht.

Zusammenfassend lassen sich die in der Fragestellung aufgestellten Hypothesen weitgehend bestätigen. Allerdings ist die Bedeutung des Brückenbauwerks weniger als Ursache für den schlechten Gewässerzustand zu betrachten, sondern als Ver- stärker der Nährstoffakkumulation und Auslöser der sommerlichen Sauer- stoffman- gelsituationen.

7 Maßnahmenplanung

Ziel für das Naturschutzgebiet Wreecher See (Schutzzone II) ist es zunächst, den Naturschutzwert der Fläche zu erhalten oder zu verbessern. Bei der Maßnahmenplanung sollte sich bei dem durch die weitgehend unverbauten Ufer mit großflächigen (z.T. genutzten) Brackwasserröhrichtbeständen und einer natürlichen Gewässerdynamik (Meeresspiegelschwankungen) geprägten Gewässer am Leitbild eines dynamischen Naturschutzes ("Prozeßschutz", vgl. z.B. JEDICKE 1998) orientiert werden. Auch ohne menschliche Nutzung (Rohrmahd) würden sich diese Lebensräume von selbst erhalten, zudem konnte eine Studie (KUBE & PROBST, 1999) den negativen Einfluß der Rohrmahd auf Röhrichtbewohnende Vogelarten belegen.

Sowohl Salzwiesen als auch Röhrichte sind nach §20c (BNatSchG) bzw. §2 Abs. 1 Nr.1 (1. NatG M-V) „Geschützte Biotope“, so daß innerhalb des Naturschutzes eine Zielkonkurrenz entsteht. Eine gewerbliche Rohrmahd kann mit dem Argument der Biotoppflege (Salzwiesenerhalt) gar nicht gewünscht sein, da in einem solchen Fall das Rohr regelmäßig genutzt werden soll und eine Verdrängung nicht im Interesse der Nutzer wäre. Eigene Untersuchungen konnten jedoch die geringen Reste und vergleichsweise geringen Flächpotentiale einer Salzwiesennutzung aufzeigen (GRUNEWALD, 1999). Eine Reetablierung von Salzwiesen erscheint daher als wenig sinnvoll und eine Klärung des existierenden Widerspruchs zwischen Zonierung, Realität und theoretischem Überbau um so wichtiger.

Im Mittelpunkt der Maßnahmenplanung steht die Reduzierung der landseitigen Nährstoffeinträge. Boddengewässer dienen als „vorgeschaltete Kläranlagen“ und reduzieren durch ihre Klärwirkung den Nährstoffeintrag in die Ostsee. Stark nährstoffbelastete Boddensee verlieren diese Funktion: „So hat die Überbeanspruchung des Reinigungspotentials heute vielfach zum Verlust der Filter- und Pufferkapazität geführt. Eine Umwandlung dieser Gewässer in Belastungsquellen der Ostsee ist die Folge“ (SCHIEWER & GLOCKE, 1995, S. 217). Als eine mögliche Strategie für die Nährstoffreduzierung wird eine, sich auf vier Handlungsbereiche konzentrierende, Maßnahmenplanung vorgeschlagen:

- **Punktuelle Einträge verhindern - minimieren:** Verbesserte Klärtechnik für häusliche (inkl. touristische) und landwirtschaftliche Abwässer (vor allem Kleinkläranlagen, vorsorgender Gewässerschutz)
- **Diffuse Einträge:** Extensivierung bzw. Optimierung der Landwirtschaft (Vorsorgender Gewässerschutz)
- **Gewässerrandstreifen:** Anlage von einem mindestens 10 m breiten Gewässerschutzstreifen (Uferstreifen als Retentionsraum) vor allem bei angrenzender Ackernutzung (nachsorgender Gewässerschutz)
- **Halbnatürliche Kläranlagen:** Einrichtung halbnatürlicher Kläranlagen entlang der Haupteinleiter (Röhrichtflächen als Retentionsraum, nachsorgender Gewässerschutz)

Eine alleinige Verlagerung der Nährstoffakkumulation durch einen Ausräumeeffekt (bei Brückenneubau) wird nicht als Problemlösung, sondern als Verschiebung be-

trachtet und daher abgelehnt. Der verminderte Wasseraustausch mit dem offenem Meer ist ja geradezu ein Charakteristikum für Bodden und definiert diese als solche.

Zusammenfassung

Der Unterschied zwischen den beiden Untersuchungsgebieten Wreecher See und Neuensierer See konnte deutlich aufgezeigt werden. Zum einem haben die Wasseruntersuchungen die unterschiedlich starken Belastungen der Seen mit Nährstoffen bewiesen, die sich ebenfalls im Artenspektrum bzw. Verteilung des Phytobenthals widerspiegeln. Andererseits belegen ältere Quellen die starken Verschlechterungen im Wreecher See in diesem Jahrhundert. Positiv ist auf das noch weitgehend natürliche Überflutungsregime des Wreecher Sees und der angrenzenden Ufergebiete hinzuweisen.

Die teilweise hochschlickigen Sedimente demonstrieren eindeutig den hocheutrophen bis polytrophen Zustand des Gewässers Wreecher See im Untersuchungsjaar 1998. Aufgrund der angetroffenen Verteilung von Sedimentqualitäten sind über die ständigen Sediment-Wasser-Wechselwirkungen Prozesse der Nährstoffbindung (Sorptions) und Nährstofffreisetzung (Resuspension) möglich, wobei längere anaerobe Zustände am Sediment-Wasserkontakt aufgrund der Flachheit des Gewässers nicht auftreten. Extreme Nährstoffkonzentrationen, wie sie teilweise zu bestimmten Jahreszeit gefunden wurden, können ihre Ursache ebenfalls in der Sediment-Wasser-Wechselwirkung haben. Lediglich an Einleiterstellen können Nährstoffkonzentrationen ein Kriterium für die externe Belastung sein.

Für die schleichende Degradierung des Gewässerzustandes wird vor allem die über einen langen Zeitraum kontinuierlich wachsende Intensität der Ackernutzung im Wassereinzugsgebiet als eine Ursache angesehen. Die unterschiedlichen Nutzungsmuster zeigen eine intensivere Landnutzung im besonders ackerbaulich geprägten Wassereinzugsgebiet des Wreecher Sees an. Zusätzlich tragen die Oberflächenentwässerung von Teilen von Putbus sowie die zahlreichen Kleinkläranlagen zur Gesamtbelastung bei, allerdings ist aufgrund einer mangelnden Datengrundlage eine Quantifizierung der Einträge nicht möglich. Das Brückenbauwerk hat den Prozeß zusätzlich beschleunigt, da seit dessen Bau, die Nährstoffe nur noch zu einem geringen Anteil in den Greifswalder Bodden ausgewaschen werden und verstärkt im See verbleiben.

Das Brückenbauwerk ist sicherlich gerade in den austauscharmen Sommermonaten ein entscheidender Faktor bei der Entstehung von sommerlichen anoxischen Bedingungen (Umkippen) im See. In Verbindung mit gesteigerten Nährstofffrachten in der Touristensaison ist in dieser Zeit das Gewässersystem überlastet. Allerdings sind ursächlich die Nährstoffeinträge - nicht das Brückenbauwerk - verantwortlich für die Gewässerqualität.

Das Ziel, die Wasserqualität des Wreecher Sees zu verbessern, um das Gewässer aus Naturschutzsicht aufzuwerten, soll durch die kombinierte Maßnahmenplanung von Extensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft, der Anlage von Gewässerrandstreifen am See und innerhalb des Wassereinzugsgebietes, der Nut-

zung der Röhrichtflächen als halbnatürliche Kläranlagen sowie der Verbesserung der Klärwirkung der privaten Kleinkläranlagen erreicht werden.

Literatur

- DAHLKE, S. (1994). Die Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit der Nordrügischen Boddengewässer seit 1989. Bodden, Nr. 1 (1994). Kloster: S. 51-68.
- GEISEL, T. (1986). Pflanzensoziologische Untersuchung am Makrophytobenthos des Greifswalder Boddens. Diplomarbeit Universität Rostock: 94.
- GRUNEWALD, R. (1999). Biologisch-chemische Untersuchungen des eutrohierten Boddengewässers Wreecher See (Rügen) mit Vorschlägen zu dessen Renaturierung. Diplomarbeit am Institut für Ökologie und Biologie (Studiengang Landschaftsplanung) der Technischen Universität Berlin. 143.
- GUNKEL, G. (Hrsg.) (1994). Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag Jena-Stuttgart: 111-119.
- HÜTTER, L.A. (1990). Wasser und Wasseruntersuchung: Methodik, Theorie und Praxis chemischer, chemisch-physikalischer, biologischer und bakteriologischer Untersuchungsverfahren/Leonhard A. Hüter. - Aarau; Frankfurt/M; Salzburg: Sauerländer, 1990 vierte Aufl. 75.
- JEDICKE, E. (1998). Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. - Natursch. u. Landschaftspl. 30, 8/9: 229-236.
- KIRSTEIN, W. (1997). Bericht über das Umkippen des Wreecher Sees im Sommer 1997 (unveröffentlicht).
- KLAPPER, H. (1992). Eutrophierung und Gewässerschutz. Gustav Fischer Verlag Jena: 277.
- KOWARIK, I. (1987). Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. - Tuexenia 7: 53-67.
- KREB, K.-H. (1983). Vegetationskunde: Methoden und Vegetationsformen. Ulmer, Stuttgart: 331.
- KUBE, J. & S. PROBST (1998). Die Auswirkungen der Schilfmahd auf die in Röhrichten vorkommende Avifauna auf ausgewählten Probenflächen im Landkreis Rügen, Mecklenburg-Vorpommern. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz: 37.
- LAMPE, R. (1996). Bodden und Haffe, Veränderungen durch Überdüngung. In: LOZÁN, J. L. ; LAMPE, R.; MATTHÄUS, W.; RACHOR, E.; RUMOH, H. & H. v. WESTERNHAGEN (Hrsg.) 1996. Warnsignale aus der Ostsee - Wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin: 249-259.
- LANGE, E.; JESCHKE, L. & H.-D. KNAPP (1986). Ralswiek und Rügen. Landschaftsentwicklung und Siedlungsgeschichte der Ostseeinsel. Teil I. Die Landschaftsgeschichte der Insel Rügen seit dem Spätglazial. In: Schriften zur Ur- und Frühgeschichte. Berlin 38 (1986): 175 + Karten.
- LEUSCHNER, CH. (1997). Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. - FLora 192: 379-391.
- MINISTERIUM FÜR BAU, LANDESENTWICKLUNG UND UMWELT MECKLENBURG-VORPOMMERN (1998). Gewässergütebericht 1996/7. Schwerin: 68-132.
- NATIONALPARKAMT RÜGEN (1996). Schutz prioritärer Lebensraumtypen im Important Bird Area Gebiet Greifswalder Bodden. LIFE-NATUR Antragsformular für 1996.
- V. NORDHEIM, H. & D. BOEDEKER (Eds.) (1998). Red List of Coastal and Marine Biotopes and Biotope Complexes of the Baltic Sea, Belt Sea and Kattegat. Baltic Sea Environment Proceedings No. 75, Helsinki Commission: 115.
- SCHIEWER, U. & K. GOCKE (1995). Ökologie der Bodden und Förden. In: RHEINHEIMER, G. (Hrsg.) 1995: Meereskunde der Ostsee. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 216-221.
- SCHLUNGBAUM, G. & H. BAUDLER (1999). Eutrophierung der Küstengewässer, Kap.3.2.2. In: Gunderian, R & G. Gunkel (Hrsg.) (1999). Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Bd. III/1 Springer Verlag. Heidelberg.
- SCHLUNGBAUM, 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.
- SCHLUNGBAUM, G. & H. BAUDLER (1996). Gewässergütebericht für die Darß - Zingster Boddenkette 1994/95. Laborstation Zingst der Universität Rostock: 133.
- SCHLUNGBAUM, G.; NAUSCH, G. & H. BAUDLER (1994). Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern. Rostocker Meeresbiologische Beiträge (1994) 2: 27-39.

- STROEDE, W. (1933). Über die Beziehungen Der Characeen zu den chemischen Faktoren der Wohngewässer und des Schlammes. In: Arch. Hydrobiol. 25: 192-229.
- SUCCOW, M. & D. KOPP (1983). Seen als Naturraumtypen. In: Petersberger geographische Mitteilungen 3/85: 161-170.
- UMWELTMINISTERIUM DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (1994). Gewässergütebericht 1993: 90-117.
- UMWELTMINISTERIUM DES LANDES MECKLENBURG-VORPOMMERN (1991). Gewässergütebericht 1990.
- YOUSEF, M.A.M.; KÜSTER, A.; SCHUBERT, H. & H. v. NORDHEIM (1996). Charakterisierung der Characeenbestände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. In: Institut für Ökologie Kloster/Hiddensee der Universität Greifswald 1996: Ökosystem Boddengewässer - Eutrophierung und Sanierung. 4. Wissenschaftlicher Workshop 29/30. September 1996. Bodden 5/1997: 4-21.
- ZERBE, ST. (1998). Potential natural vegetation: Validity and applicability in landscape planning and nature conservation. - Appl. Veg. Sci. 1, 2: 165-172.

Verfasser

Dipl. Ing. Ralf Grunewald
Landschaftsplanung
Knaackstr. 26
10405 Berlin

Reinhard HEERKLOSS; Roger BURCKHARDT

Sestongehalte und Zooplanktonbiomassen an zwei im Trophiegrad unterschiedlichen Boddenstandorten der südlichen Ostsee in den Jahren 1996 und 1997

Abstract

Belonging to the system of coastal lagoons of the southern Baltic two brackish waters are characterized by data on the concentration of suspended particulate matter (seston) and zooplankton biomass. The data were taken in connection with a zooplankton program within the joint project OEKOBOD, which had the intention to quantify the role of the planktonic filtrators in the benthic-pelagic coupling. The two stations were either eu/polytrophic (Kirr Bucht) or meso/eutrophic (Rassower Strom). The seston content of the eu/polytrophic location was 3 –19 times higher than that of the meso/eutrophic. The difference in zooplankton biomass was less pronounced. The data which were observed in January, April and July on the more eutrophic location were only less than twofold higher as those of the other location.

1 Einleitung

Windexponierte gezeitenlose Flachgewässer wie die Bodden und Haffe im Bereich der südlichen Ostseeküste sind für Binnenmeere typische Küstenökosysteme. Da eine horizontale Schichtung des Wasserkörpers in ihnen selten oder gar nicht auftritt, werden die pelagischen und benthischen Umsatzprozesse eng miteinander verkoppelt. Bereits bei mittleren Windstärken kommt es zu einer Erhöhung des Sestongehaltes durch aufgewirbelte Sedimentpartikel (GEORGI et al. 1980). Dadurch steht den planktischen Filtrierern zusätzliche Nahrung zur Verfügung, vorausgesetzt sie können das resuspendierte Material konsumieren und verwerten. Die Frage, inwieweit diese Energiequelle für das Zooplankton tatsächlich von Bedeutung ist, stand im Mittelpunkt der Arbeiten am Zooplankton im Rahmen des Verbundprojektes ÖKOBOD (HEERKLOSS et al. 1999). Im Zusammenhang damit wurden an zwei Standorten die Zooplanktonbiomassen und Sestongehalte erfaßt sowie Experimente zur Ernährungsbiologie an ausgewählten Arten unter biotopnahen Bedingungen durchgeführt. In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse zum Sestongehalt und zur Artenstruktur und Biomasse des Zooplanktons vorgestellt.

2 Untersuchungsgebiete

Die Beprobungsstandorte sind in Abb. 1 dargestellt. Es handelte sich um die stark eutrophierte sehr flache Kurr-Bucht im Bereich des Zingster Stromes ($54^{\circ}25'\text{öL}$, $12^{\circ}44'\text{nBr}$) und den am Ausgang der Nordrügenschcn Boddengewässer gelegenen schwach eutrophen Rassower Strom ($30^{\circ}15'\text{öL}$, $54^{\circ}32'\text{nB}$). Einige chemische und produktionsbiologische Daten zur Charakterisierung der Standorte sind in Tab. 1 enthalten.

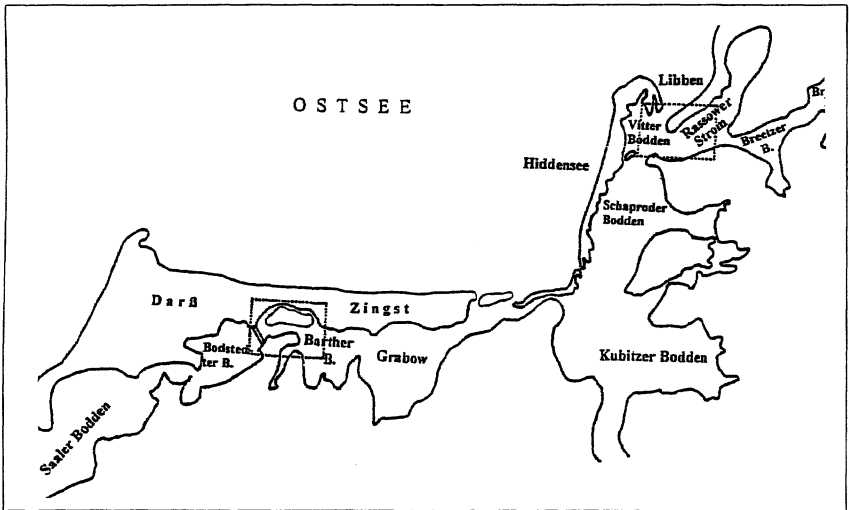


Abb. 1 Untersuchungsstandorte

Tabelle 1 Daten zur Charakterisierung der Untersuchungsstandorte Kirr-Bucht und Rassower Strom. Dargestellt sind Werte aus den Jahren 1988-94 für die Kirr-Bucht (SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1996) bzw. 1992-94 für den Rassower Strom (S. DAHLKE, pers. Mitt.). Die erste Zeile bezieht sich auf den Mittelwert, die zweite Zeile auf den Bereich der gemessenen Werte.

Meßgrößen	Kirr-Bucht	Rassower Strom
Salzgehalt (PSU)	5,0 2 – 10	9,4 8,1 – 12,4
Sichttiefe (m)	0,2 0,2 – 0,5	2,5 0,95 – 12,4
Seston (mg l ⁻¹)	30 - 40	2,5 – 19,2
Phosphat (µM l ⁻¹)	0,4 0,3 – 2,0	0,7 0 – 5,7
Ammonium (µM l ⁻¹)	1 - 40	0 – 21,4
Nitrat (µM l ⁻¹)	30,1 0,5 - 600	2,4 0 – 14,0
Organ. C des Sedimentes (% der Trockenmasse)	0,5 – 8,0	0,5 – 2,0
Eutrophierung	eu-/polytroph	meso-/eutroph

* Die Werte schwanken stark. Vom Herbst bis zum Frühjahr sind sie z.T. sehr hoch und im Sommer nahe null.

3 Material und Methoden

Seston-Trockengewicht

Die Bestimmung erfolgte gravimetrisch nach der Methode von GEORGI et. al. (1980). Standortwasser wurde durch vorgewogene Whatman GF/F-Filter mit einem Durchmesser von 25 mm filtriert. Anschließend wurden die Filter bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und nochmals gewogen.

Zooplanktonbiomasse

Zwischen April 1996 und April 1997 fanden 5 Meßfahrten statt. Für die Probenentnahme wurden FRIEDINGER-Schöpfer von 3,3 und 2,7 l Inhalt eingesetzt (Fa. HYDROBIOS, Fa. LIMNOS). Jeweils 3 Einzelproben pro Station wurden gezogen. Die Beprobung in der Kirr erfolgte ohne Differenzierung nach Horizonten wegen der geringen Wassertiefe. Im Rassower Strom waren die Proben über die Wassersäule verteilt. Eine Einzelprobe bestand je nach Dichte des vorhandenen Zooplanktons aus 1-2 Schöpfnern. Die Tiere wurden in einem Becher ausgesiebt, dessen Boden aus einer 56 µm Gaze bestand. Das auf der Gaze verbleibende Plankton wurde danach in 18 ml filtriertem Biotopwasser resuspendiert und mit neutralisiertem Formaldehyd (Endkonzentration 4 %) fixiert. Das Auszählen der Tiere erfolgte im Durchlichtmikroskop mittels einer Flachkammer. Für die Berechnung der Biomasse-

werte aus den Abundanzen wurden Biomassestandards differenziert nach Arten, Entwicklungsstadien und Jahreszeiten verwendet (Heerkloss et al. 1991a). Für *Eurytemora affinis* und *Acartia spp.* wurden die Biomassen aus experimentell ermittelten Längen/Gewichts-Beziehungen berechnet. Die Umrechnung der Werte in Trockengewichte erfolgte unter Annahme eines Wassergehalts des Feuchtgewichts von 83 % und einem Faktor für die Umrechnung vom Trockengewicht in Kohlenstoff von 0,45 (HEERKLOSS 1996).

Längen/Gewichts-Beziehung bei Copepoden

Die Tiere wurden aus 4%ig mit Formaldehyd fixierten Proben entnommen. 10 – 20 Tiere ähnlicher Größe wurden vermessen und auf ein vorgewogenes 0,45 µm Membranefilter überführt. Nach einer Trocknung bei 60°C für 24 Std. erfolgte die Wägung mittels Mikrowaage (Fa. SATORIUS). Bei jedem Wägesatz wurden mindestens 3 Kontrollfilter ohne aufgelegte Tiere in gleicher Weise behandelt. Das Individualgewicht ergab sich aus der Differenz zwischen den Filtergewichten mit und ohne Tiere dividiert durch die Anzahl der Individuen.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Längen/Gewichtsbeziehungen bei *Eurytemora affinis* und *Acartia tonsa*

Da *E. affinis* und *Acartia*-Arten relativ häufig vertreten waren, wurden zur genauen Biomasseberechnung der Adulten und der Copepodit-Stadien die individuellen Körpergewichte mit Hilfe der Cephalothoraxlängen bestimmt. Die Gleichung hierzu ergab sich aus Gewichtsbestimmungen getrockneter Tiere. Als Regressionsgleichungen ergaben sich für *E. affinis* $\ln W = 4,9572L - 2,2017$ ($R^2 = 0,8037$, $n = 100$) und für *A. tonsa* $\ln W = 7,1041L - 3,8377$ ($R^2 = 0,846$, $n = 18$) mit W = Trockengewicht des Individuums in µg und L = Cephalothoraxlänge in mm (Abb. 2 und 3).

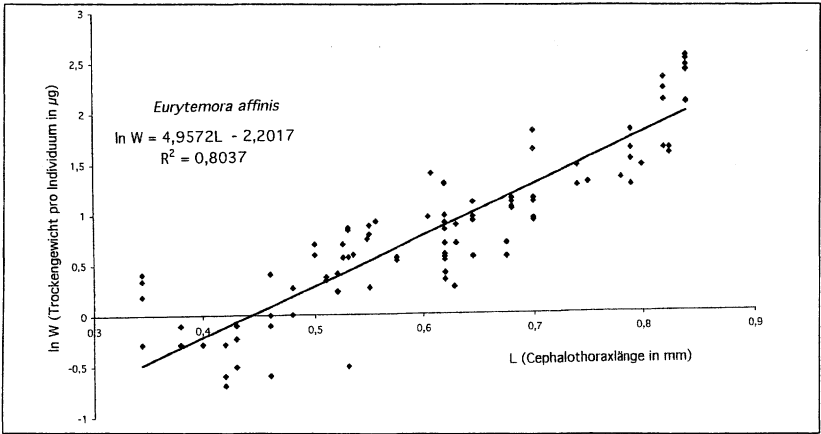


Abb. 2 Längen/Gewichtsbeziehungen bei *Eurytemora affinis*

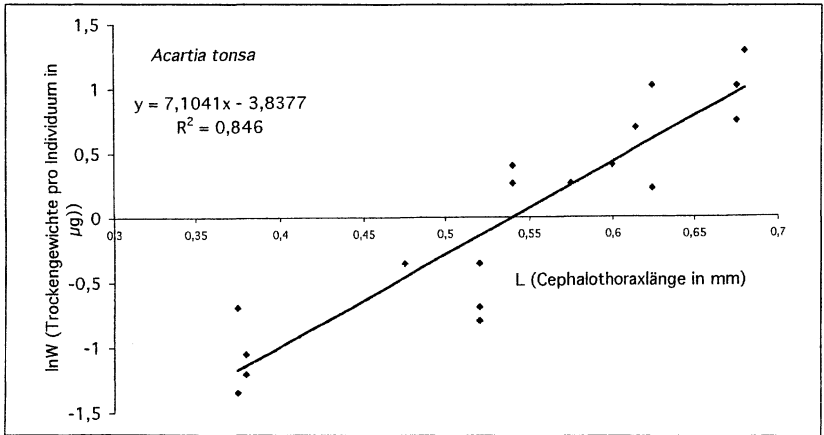


Abb. 3 Längen/Gewichtsbeziehungen bei *Acartia tonsa*

Die Verwendung der Cephalothoraxlänge an Stelle der Gesamtlänge ist für calanoid Copepoden vorteilhaft. Insbesondere gilt dies für Arten wie *E.affinis*, die ein sehr langes Abdomen besitzen. Dieses ist in den fixierten Proben häufig abgeknickt, wodurch sich die Längenmessung erschwert. Es liegen für Copepoden bisher nur wenige Untersuchungen mit Bezug auf die Cephalothoraxlänge vor. BURKILL und KENDALL (1982) ermittelten eine Regressionsbeziehung zwischen dem Körpertrockengewicht und der Cephalothoraxlänge für *E.affinis* und stellten sie ebenfalls als

Exponentialfunktion dar. Mit ihrer Gleichung ergeben sich zwischen 0,3 und 0,9 mm Cephalothoraxlänge Trockengewichte, die um etwa 10 % über den nach unserer Gleichung ermittelten Werten liegen.

4.2 Sestongehalte

Einen Überblick über die während der Meßkampagne gewonnenen Sestondaten enthält Tabelle 2.

Tabelle 2 Seston-Trockengewicht (TG) während der einzelnen Meßkampagnen.
 k.D. – keine Differenzierung der Horizonte, da Wassertiefe zu gering;
 Oberfläche – Probenahme kurz unterhalb der Wasseroberfläche;
 Mitte – 2m; Tiefe – Probenahme kurz über Gewässergrund;
 Rass. Str. – Rassower Strom; SD – Standardabweichung; * - aufgrund technischer Probleme wurde hier eine Mischprobe genommen

Datum	Ort	Horizonte	Sestongehalt (mg TG l ⁻¹)	SD	n
30.4.96	Rass. Str.	k.D.	2,1	0,2	4
1.5.96	Kirr	k.D.	39,8	2,4	4
8.7.96	Rass. Str.	Oberfläche	4,2	0,6	4
		Tiefe	3,8	0,3	4
		Mittel:	4		
1.7.96	Kirr	k.D.	67,8	5,8	4
1.10.96	Rass. Str.	Oberfläche	4,7	1,8	4
		Mitte	5,8	1,1	4
		Tiefe	8,6	1,5	4
		Mittel:	6,4		
7.10.96	Kirr	k.D.	21,3	1,9	4
15.1.97	Klosterloch	Oberfläche	1,3	0,3	5
		Tiefe	1,5	0,3	5
		Mittel:	1,4		
27.1.97	Kirr	k.D.	8,3	0,7	5
15.4.97	Rass. Str.	Oberfläche	4,5	0,1	4
		Mitte	5,3	0,1	4
		Tiefe	5,7	0,4	4
		Mittel:	5,2		
7.4.97	Kirr	k.D.	21,3	1,4	4

Auffällig sind die hohen Sestonkonzentrationen in der Kirr-Bucht. Sie sind im Mittel 3 -19 mal so hoch wie im Rassower Strom. Während der verschiedenen Meßkampagnen gab es keine signifikanten Unterschiede bezüglich der Sestonkonzentration zwischen der Oberfläche und dem Wasserkörper über dem Gewässergrund. Nur im Herbst waren über dem Gewässergrund signifikant höhere Werte zu finden im Vergleich zu den Konzentrationen in der Mitte und an der Oberfläche (Mann-Whitney Test: $P < 0,05$).

Die Höhe der Sestonkonzentrationen wird durch wind- und strömungsinduzierte Resuspensionen aus dem Sediment sowie durch die Höhe der Primärproduktion beeinflusst. Der Hauptgrund für die wesentlich geringeren Sestonwerte in Rassower Strom dürfte die niedrigere Primärproduktion sein. Durch Produktion entsteht Material das abgelagert und auch dann wieder resuspendiert werden kann. Die volumenbezogene Primärproduktion ist in der Kirr-Bucht 7 - 8 mal so hoch wie im Rassower Strom (GERBERSDORF & MEYERCORDT 1999).

4.3 Zooplanktonbiomasse

Einen Überblick über die Zooplanktonbiomassen gibt Tabelle 3. Während der Frühjahrsmeßkampagne 1996 wurden Biomassen von $1092,36 \mu\text{g FG l}^{-1}$ in der Kirr-Bucht und ein mittlerer Wert der Wassersäule von $813,51 \mu\text{g FG l}^{-1}$ im Rassower Strom bestimmt. Zum Zeitpunkt der Messungen im Sommer lagen die Biomassen deutlich niedriger - $34,03 \mu\text{g FG l}^{-1}$ in der Kirr-Bucht und $77,41 \mu\text{g FG l}^{-1}$ im Rassower Strom (vgl. auch Abb. 4). Im Herbst waren wieder höhere Biomassen in Zingst zu verzeichnen - durchschnittlich $339,94 \mu\text{g FG l}^{-1}$. Das Niveau im Rassower Strom blieb dagegen mit $64,24 \mu\text{g FG l}^{-1}$ im Mittel ähnlich niedrig wie im Sommer. 1997 im Januar wurden im Klosterloch⁶ und in der Kirr-Bucht unter Eis extrem niedrige Biomassewerte von $3,51 \mu\text{g FG l}^{-1}$ bzw. $10,89 \mu\text{g FG l}^{-1}$ festgestellt. Im Frühjahr 1997 lag die Zooplanktonbiomasse in der Kirr-Bucht mit $723,25 \mu\text{g FG l}^{-1}$ unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite der Werte in etwa in der Größenordnung vom Frühjahr 1996, während im Rassower Strom mit $328,8 \mu\text{g FG l}^{-1}$ etwas weniger als die Hälfte des Wertes von 1996 gemessen wurde.

⁶ Eine nahe dem Rassower Strom gelegene Station.

Tabelle 3 Zooplanktonbiomassen während der einzelnen Meßkampagnen (Erläuterungen: vgl. Tabelle 2)

Datum	Ort	Horizonte/ Mittelwert	Feuchtgewicht ($\mu\text{g FG l}^{-1}$)	SD	Kohlenstoff (mg C l^{-1})	SD	n
30.4.96	Rass. Str.	Oberfläche	212,6	57,36	0,0163	0,004	3
		Tiefe	1414,42	484,3	0,1082	0,037	3
		Mittel:	813,51		0,0622		
1.5.96	Kirr	k.D.	1092,36	507	0,0836	0,039	3
8.7.96	Rass. Str.	Oberfläche	38,96	9,05	0,003	0,001	3
		Tiefe	115,86	63,97	0,0089	0,005	3
		Mittel:	77,41		0,0059		
1.7.96	Kirr	k.D.	34,03	40,04	0,0026	0,003	3
1.10.96	Rass. Str.	Oberfläche	43,68	7,24	0,003	0,001	3
		Tiefe	84,8	74,52	0,0065	0,006	3
		Mittel:	64,24		0,0049		
7.10.96	Kirr	k.D.	339,94	39,59	0,026	0,003	3
15.1.97	Klosterloch *	Oberfläche	2,37	-	0,0002	-	1
		Tiefe	4,65	-	0,0004	-	1
		Mittel:	3,51		0,0003		
27.1.97	Kirr	k.D.	10,89	13,07	0,0008	0,0010	3
15.4.97	Rass. Str.	Oberfläche	398,74	157,3	0,0305	0,0102	3
		Tiefe	258,86	4	0,0198	0	3
		Mittel:	328,8	51,64	0,0252	0,0039	
7.4.97	Kirr	k.D.	732,25	152,0	0,0560	0,0116	3

In der Kirr-Bucht dominierte 1996 in der Biomasse zu allen Meßzeitpunkten der calanoide Brackwassercopepode *E. affinis* (98,4 % der Biomasse im Frühjahr, 84,5 % im Sommer, 64,4 % im Herbst; Abb. 5). Von den anderen Arten waren nur das Rädertier *Keratella cochlearis f. tecta* in nennenswerter Menge (6,6% der Biomasse) in den Sommerproben vertreten sowie der Brackwassercopepode *Acartia tonsa* und Larven des Polychaeten *Marenzelleria viridis* mit 24,6 % bzw. 7,3 % der Biomasse im Herbst. 1997 dominierten im Winter Rotatorien der Gattung *Synchaeta* mit 47,5 % der Biomasse, gefolgt von cyclopoiden Copepoden mit 43,3 % (Abb. 5). Im Frühjahr wiederholte sich die schon 1996 beobachtete Dominanz von *E. affinis* fort.

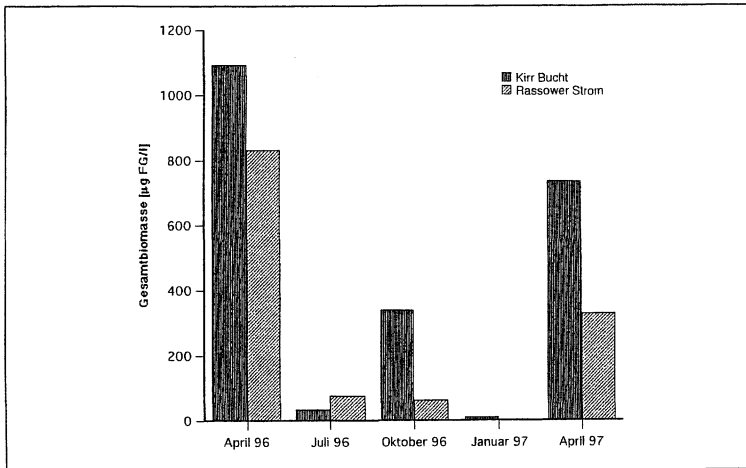


Abb. 4 Vergleich der Gesamtbiosmassen des Zooplanktons in einzelnen Meßperioden

Im Rassower Strom stellten während der Frühjahrsmeßkampagne 1996 die Polychaeten-Larven (*Pygospio elegans*), das Rädertier *Synchaeta littoralis* und der marine calanoide Copepode *Acartia bifilosa* mit jeweils 64,9 % , 22,6 % bzw. 9,6 % die größten Anteile an der Zooplanktonbiomasse (Abb. 5). Während der Messung im Sommer dominierte eine Art der Rotatoriengattung *Synchaeta* mit 73,2 %. Weiterhin spielten auch *Keratella cruciformis f. eichwaldi* (5,7 % der Biomasse) und Veliger-Larven von Muscheln (13,6 %) eine Rolle. Im Herbst dominierten *A. bifilosa*, *Temora longicornis* und *E. affinis* mit jeweils 56,0 %, 24,1 % und 12,3 % der mittleren Biomasse. Bei der Winterprobenahme 1997 im Klosterloch stellte die Gattung *Synchaeta* mit 47 % den Hauptanteil an der Zooplanktonbiomasse, gefolgt von Polychaeten-Larven (*Pygospio sp.*) mit 19,1 % sowie *Acartia spp.* und *E. affinis* mit jeweils 17 % und 15,7 % (Abb. 5). Im Frühjahr dominierten *Pygospio*-Larven mit 59,2 % und *Acartia spp.* mit 27,4 %. Die *Synchaeta*en waren im Gegensatz zum Frühjahr 1996 nur spärlich vertreten.

Ein Vergleich mit früheren Untersuchungen zeigt, daß diese Ergebnisse deutlich das typische jahreszeitliches Sukzessionsmuster an beiden Standorten widerspiegeln. Die Biomasseentwicklung des Zooplanktons beginnt im Zingster Strom mit dem Frühjahrspeak von *E. affinis* - Ende April/Mai, dann folgen Rotatorien (*K. cochlearis*, *Filinia longiseta*, *Brachionus spp.*) und im Spätsommer gibt es ein zweites Copepodenmaximum mit *E. affinis* und *A. tonsa* (ARNDT, 1985; HEERKLOSS et al. 1990, 1991a und b, HEERKLOSS und SCHNESE, 1994). Seit seiner Einwanderung 1985 (BICK and BURCKHARDT, 1989) wurden auch die Larven des Polychaeten *Marenzelleria viridis* zu einer bedeutenden Komponente des Zooplanktons. Hohe Dichten (von bis 21.000 Ind. l⁻¹) wurden in den Monaten September bis November erreicht (BOCHERT and BICK, 1995; BOCHERT, 1996).

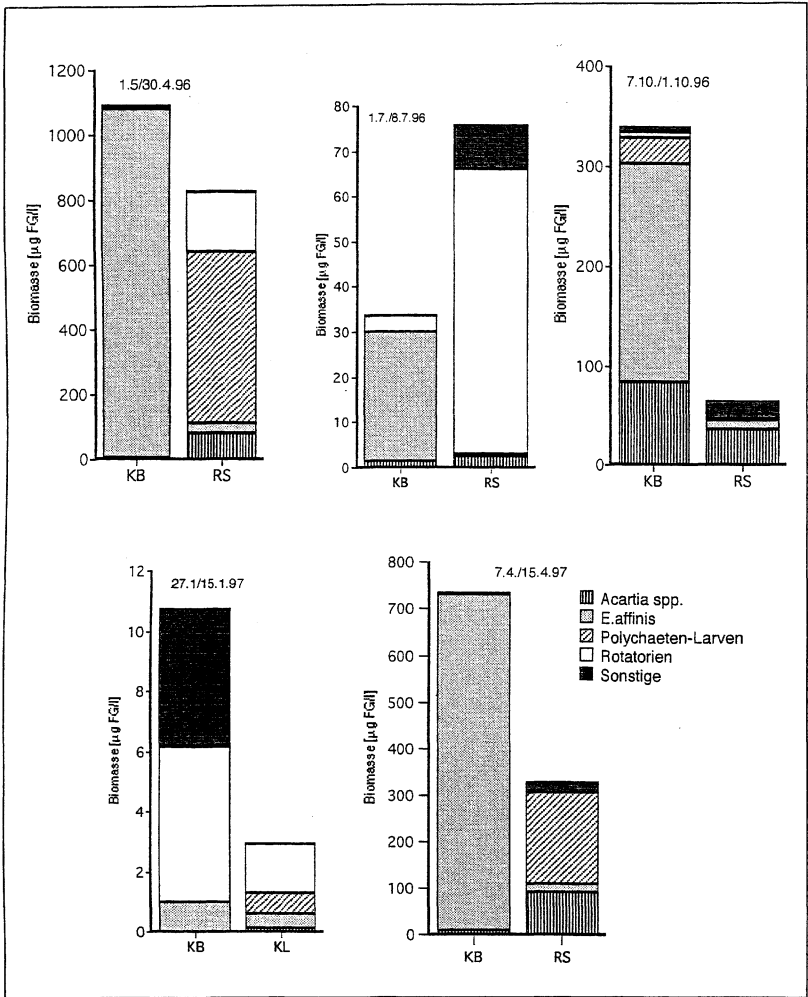


Abb. 5 Zooplanktonstruktur in der Kirr-Bucht und im Rassower Strom in den einzelnen Meßperioden.

KB = Kirr Bucht, RS = Rassower Strom, KL = Klosterloch

Bei den vorgenommenen Messungen ist für beide Gewässer zu berücksichtigen, daß diese einzelne Punkte aus der jahreszeitlichen Zooplankton sukzession repräsentieren. In der Kirr-Bucht erfolgte die Frühjahrsmessung zu Beginn der Massentwicklung von *E. affinis*, was den besonders hohen Anteil der Art an der Biomasse

(98,4 %) erklärt und den relativ hohen Biomassewert. Die Messung im Sommer wurde nach dem Zusammenbruch des Frühjahrspeaks von *E. affinis* vorgenommen, bevor eine Massenentwicklung von Rotatorien einsetzte (eigene Beobachtungen). Aus diesem Grund war die gemessene Zooplanktonbiomasse zu diesem Zeitpunkt äußerst gering. Zur Herbstmessung zeigt sich dann das normale Bild bei erhöhten Biomassewerten mit Dominanz von *E. affinis*, *A. tonsa* und *Marenzelleria*-Larven. Die geringen Zooplanktondichten im Winter 1997 unter der Eisdecke sind aufgrund der niedrigen Temperaturen und des geringen Nahrungsangebotes zu erwarten. Gleiches gilt für den Rassower Strom. Die im Winter dominanten Synchaeten bilden dann den ersten Frühjahrspeak des Zooplanktons im März/April (SCHRÖDER, 1984). Da nach unserer Kenntnis aktuelle Untersuchungen zum Jahresgang des Zooplanktons im Rassower nicht vorliegen und die Untersuchungen von SCHWARZ (1966) aus der Mitte der 50er Jahre schon sehr weit zurückliegen, bietet sich eher ein Vergleich der Ergebnisse mit aktuelleren Daten aus dem Greifswalder Bodden an. Im Frühjahr und Frühsommer dominieren dort Copepoden der Gattung *Acartia* (hauptsächlich *A. bifilosa*) und *E. affinis* (BRENNING & LÜDKE, 1988; HEERKLOSS et al. 1990a). Die Massenentwicklung der Copepoden im Frühjahr beginnt aber etwa einen Monat später als in der Darß-Zingster Boddenkette - Ende Mai/Juni (HEERKLOSS et al. 1990). Auch schon bei SCHWARZ (1966) begann die Frühjahrsentwicklung der Copepoden im Rassower Strom etwa zu dieser Zeit. Allerdings waren andere Arten vertreten (*Pseudocalanus elongatus*, *Centropages hamatus*, *Paracalanus parvus* und *Oithona similis*). Es ist zu vermuten, daß die Messungen im Frühjahr 1996 und 1997 vor Beginn der alljährlichen Massenentwicklung der Copepoden lagen. *Acartia* spp. und *E. affinis* sind in allen Proben vertreten und in den Herbstproben sogar dominant, was auf eine gute Vergleichbarkeit mit den Verhältnissen im Greifswalder Bodden hindeutet. Eine Dominanz von Synchaeten im Frühjahr (April) und Sommer (Juli) konnte auch schon von SCHWARZ (1966) beobachtet werden.

Literatur

- ARNDT, H. (1985). Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Küstengewässers der Ostsee. Dissertation Univ. Rostock: 170 pp.
- BICK, A.; BURCKHARDT, R. (1989). Erstnachweis von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) für den Ostseeraum, mit einem Bestimmungsschlüssel der Spioniden der Ostsee. Mitt. Zool. Mus. Berl. 65: 237-247.
- BOCHERT, R. and BICK, A., (1995). Reproduction and larval development of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae). Mar. Biol. 123: 763-773.
- BOCHERT, R. (1996). Untersuchungen zur Reproduktionsbiologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta, Spionidae) in einem flachen Küstengewässer der südlichen Ostsee. Dissertation, Universität Rostock: 138 pp.
- BURKILL, P.H. & KENDALL, T.F. (1982). Production of the copepod *Eurytemora affinis* in the Bristol Channel. Mar. Ecol. Progr. Ser. 7: 21 – 31.
- BRENNING, U.; LÜDKE, B. (1988). Zur Entwicklung des Zooplanktons im Greifswalder Bodden (Ostsee) im Frühjahr 1985 und 1986. Wiss. Z. Univ. Rostock 37: 55-60.
- BURCKHARDT, R. und HEERKLOSS, R. (1999). Konsumtion und Fäkalpelletproduktion bei *Eurytemora affinis* (Poppe), Calanoida, Copepoda. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 7: 91 – 110.
- GEORGI, F.; SPITTLER, H.-P.; SCHNESE, W.; SCHLUNGBAUM, G. (1980). Untersuchungen zur Quantität und Qualität des Sestons in der Darß-Zingster Boddenkette. Wiss.Z.Univ.Rostock 29, no. 4/5: 27 – 31.
- GERBERSDORF, S. & MEYERCORDT, J. (1999). Primärproduzierende Prozesse in Pelagial und Benth. Bodden Nr. 8: 39 - 47.

- HEERKLOSS, R.; SCHNESE, W. (1994). Jahreszeitliche Variabilität und Langzeitentwicklung des Metazooplanktons im zentralen Teil der Darß-Zingster Boddenkette. - Rostocker Meeresbiologische Beitr. 2: 85-92.
- HEERKLOSS, R.; BRENNING, U. and RING, M. (1990). Secondary production of calanoids (Coepoda, Crustacea) in brackish waters. Limnologica (Berl.) 20: 65-69.
- HEERKLOSS, R.; SCHNESE, W. and ADAMKIEWISZ-CHOJNACKA, B. (1991a). 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.; SCHNESE, W. and ADAMKIEWISZ-CHOJNACKA, B. (1991b). Seasonal variation in the biomass of zooplankton in two shallow water inlets differing in their stage of eutrophication. Int. Revue ges. Hydrobiol. 76: 379-405.
- HEERKLOSS, R. (1996). Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in Bodden-gewässern der südlichen Ostsee. Rostocker Meeresbiolog. Beitr. 4: 85-95.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. (1996). Gewässergütebericht für die Darß-Zinster Boddenkette 1994 – 1995 – mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung. Mat. zur Umwelt/ Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenbur-Vorpommern: 159 S.
- SCHRÖDER, C. (1984). Faunistisch - ökologische Untersuchungen an Rotatorien der Gattung *Synchaeta* im Zingster Strom (südliche Ostsee). Diplomarbeit, Univ. Rostock: 50 S.
- SCHWARZ, S. (1966). Zonierung der ostmecklenburgischen Küstengewässer nach den Zooplankton - Volumina. Dissertation B, Universität Greifswald: 168 pp.

Verfasser

Dr. Reinhard Heerkloss
 Dipl.-Biol. Roger Burckhardt
 Institut für Aquatische Ökologie,
 Fachbereich Biowissenschaften der
 Universität Rostock
 Freiligrathstr. 7/8
 18051 Rostock

Günter SCHLUNGBAUM, Kristine SCHÖNEFELDT, Mathias KRECH,
Irmgard BOMBA und Adolf LUKAS

5 Jahre Dauerbetrieb der Zentralen Kläranlage Rostock - Auswirkungen auf das Ökosystem der Unterwarnow und auf die Ostsee*

Abstract

Until the recent past surface water in Germany and worldwide had been contaminated by inadequately or even not at all cleared effluent coming from communities and industry. The use of nutrients (P- and N- chemicals) led to the process of rapid eutrophication. Contamination of rivers, lakes and coastal waters by phosphorus and nitrogen has been highly reduced by constructive water pollution control policy on the basis of scientific research and the development of modern technology. A success like this could be achieved by waste water management in Rostock (about 200 000 inhabitants). The Unterwarnow serves as receiving water for the central sewage treatment plant Rostock (ZKA Rostock) and belongs to the estuaries of the Southern Baltic Sea. The modernization of sewage treatment in Rostock until 1995 led to high reduction of pollution in the ecosystem of the Unterwarnow and the Baltic Sea. Since then national and international guidelines for the management of sewage treatment plants have been kept or even more than that. Because of that the water quality of the Unterwarnow could be stabilized.

1 Einleitung

Bis in die jüngste Vergangenheit sind die Oberflächengewässer in Deutschland und der Welt wesentlich durch nicht oder nur unzulänglich gereinigte Abwässer aus den Kommunen und der Industrie belastet worden. Die Einleitung von Pflanzennährstoffen (P- und N-Verbindungen) führte zu dem Prozeß der rasanten Eutrophierung. Algenmassenentwicklungen waren die Folge. Längst hat das Problem der Eutrophierung auch die Küstengewässer und die Meere erreicht (dazu mehr bei SCHLUNGBAUM et al. 2001). Der Schutz der Oberflächengewässer hat heute hohe Priorität. Auf der Basis wissenschaftlicher Ergebnisse und der Entwicklung moderner Technologien konnten mit einer konstruktiven Gewässerschutzpolitik die Einträge von

* Erweiterte Fassung des auf der 11. Europäischen-Arabischen Konferenz für Umweltschutz (24.-26.4.2001 in Rostock) gehaltenen Vortrages

Phosphor und Stickstoff in die Flüsse, in die Seen und in die Küstengewässer bedeutend reduziert werden.

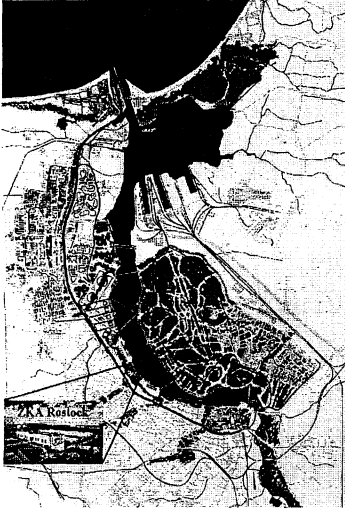


Abb. 1 Die Unterwarnow und die Lage der ZKA in Rostock

Solche Erfolge konnten auch für die weitergehende Abwasserreinigung der Stadt Rostock (heute etwa 200000 Einwohner) erreicht werden. Für die Zentrale Kläranlage Rostock (ZKA Rostock) dient die Unterwarnow (Abb.1) als Vorfluter. Die Unterwarnow gehört zu den Ästuaren an der südlichen Ostsee. Als durch den Prozeß der Eutrophierung gefährdetes Gewässer gehört sie entsprechend EU-Abwasserrichtlinie (1991) zu den ökologisch empfindlichen Gewässern.

Die Modernisierung der ZKA Rostock bis 1995 hat zu einer wesentlichen Lastreduzierung für das Ökosystem der Unterwarnow und damit auch für die Ostsee geführt. Nationale und internationale Vorgaben für den Betrieb von Kläranlagen werden seit dem eingehalten und teilweise auch erheblich unterschritten. Der Abwasserschwerpunkt Rostock („hot spots“) der Helsinki-Kommission (HELCOM) wurde inzwischen von der 1992 insgesamt 132 „hot spots“ umfassenden Liste gestrichen. Die Wasserqualität der Unterwarnow konnte weitgehend auf ein stabiles Niveau gebracht werden.

2 Die Unterwarnow als Ästuar und als Vorfluter

Die Unterwarnow ist mit 11,2 km Länge der brackwassergeprägte Teil der über 150 km langen Warnow. Die Warnow selbst ist ein typischer norddeutscher Flachlandfluß und besitzt ein Gesamteinzugsgebiet von über 3.200 km² (vgl. dazu SCHLUNGBAUM u. SELIG 1996 oder SCHLUNGBAUM u. BÖRNER 1997). Mit nur 12,5 km² Gewässerfläche und einem Gewässervolumen von $49,5 \cdot 10^6$ m³ ist sie das kleinste Ästuar an der südlichen Ostseeküste. Das Verhältnis von Einzugsgebietsfläche zur Gewässerfläche von ca. 260 ist sehr ungünstig gegenüber allen anderen Ästuaren an der Ostseeküste, d.h. die Gewässerqualität der Unterwarnow wird ganz wesentlich durch die Stoffbelastung aus dem Einzugsgebiet geprägt. Der Wasserhaushalt wird im Mittel einer 34jährigen Meßreihe durch eine Flußwasserzufuhr von $533 \cdot 10^6$ m³/a, was einer theoretischen Wassererneuerung von ca. 11 mal/a entspricht, geprägt. Demgegenüber steht ein Ostseewassereinstrom von $923 \cdot 10^6$ m³/a (entspricht einer Wassererneuerung von ca. 19 mal/a). Insgesamt erfolgt eine Wassererneuerung in Höhe von über 30 mal/a. Der mittlere Ausstromüberschuß beträgt $389 \cdot 10^6$ m³/a. Niederschlag und Verdunstung spielen wegen der kleinen Gewässerfläche für die Hydrologie der Unterwarnow keine größere Rolle. Diese Wasser-

haushaltsbedingungen zeigen in allen Parametern große Amplituden und besitzen keine Periodizität (Tab. 1).

Tabelle 1 Wasserhaushalt und Salzverhältnisse in der Unterwarnow

	Wasserhaushaltsbilanzen 1966 – 1999 [in 10 ⁶ m ³ /a]			Salzverhältnisse [in PSU]	
	Flußwasser	Ostseewasser-einstrom	Ausstrom zur Ostsee	ostseeferner Teil	ostseenahe Teil
Mittel	533	922	1454	5	11,3
Min.	235 (1989)	688 (1982)	1223 (1998)	0,1	5
Max.	915 (1981)	1157 (1996)	1691 (1981)	14	18

Diese Wasserhaushaltsbedingungen führen zu ständig wechselnden Salzgehaltsabstufungen, die vom oligohalinen / β -mesohalinen Verhältnissen bis zu α -mesohalinen / polyhalinen Werten reichen (SCHLUNGBAUM u. BAUDLER 2001). In unregelmäßiger Folge treten deutliche Salzgehaltsschichtungen auf, die wegen der heutigen Tiefenverhältnisse bis in den innersten Teil der Unterwarnow reichen. Früher (bis 1872) hatte die Warnow nur eine Tiefe von 5m, heute liegen aufgrund des Ausbaus der Hafenwirtschaft im Bereich des Seehafens und der Ostsee Verbindung Tiefen bis zu 14,5 m vor (SCHÖNEFELDT 2001). Dadurch kann Ostseewasser mit Salzgehalten von 17 bis 18 PSU (Maximalwerte bis 19 PSU) bis in die inneren Teile der Unterwarnow vordringen. Dieses Salzwasser wird durch das aus der Oberwarnow kommende Süßwasser mit einer salzärmeren Oberflächenschicht, die in Richtung Ostsee abnimmt, überschichtet.

Diese hydromorphologischen Bedingungen und die Wirkungen des relativ großen Einzugsgebietes geben der Unterwarnow bereits eine naturgegebene Neigung zu einer höheren Gewässertrophie (vgl. SCHLUNGBAUM u. KRÜGER 2000 bzw. SCHÖNEFELDT 2001). Diese liegt bei Einstromverhältnissen im ostseenahe Teil auf der Stufe der Mesotrophie bis zur schwachen Eutrophie und bei Ausstromverhältnissen werden dort eutrophe bis polytrophe Verhältnisse wirksam. Der ostseeferne Teil besitzt polytrophe bis hypertrophe Zustände. Insgesamt ist die Unterwarnow als hoch eutrophes Gewässer einzuschätzen.

Die ZKA Rostock hat ihre Lage im Stadtteil Rostock-Bramow, also in einem bereits durch die naturgegebenen Faktoren höher belasteten Teil des Ökosystems (Abb. 1).

3 Die Zentrale Kläranlage Rostock und ihre Entwicklung zum heutigen Leistungsvermögen

Für die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung der Stadt Rostock und ihrem Umland besteht ein Nebenschluß zum Warnowhauptabfluß von der Oberwarnow zur Unterwarnow. Zur Trinkwasseraufbereitung werden zur Zeit ca. $12,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{a}$ aus der Oberwarnow (oberhalb des Mühlendammwehres/der Schleuse) als Rohwasser entnommen. Zusammen mit den Abflüssen aus der Mischkanalisation fließen jährlich ca. $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ aufbereitetes Abwasser in die Unterwarnow zurück. Durch den Bau von zwei modernen biologischen Stufen konnte die Belastung der Unterwarnow aus dem kommunalen Bereich wesentlich reduziert werden. Dafür ist eine Verfahrenskombination von Belebungsstufe mit biologischer P-Elimination und einer aufwärts durchströmten zweistufigen Biofiltration (BIOFOR = BIOlogical Fixedfilm Oxygen Reactor) in der Anwendung. Die Stoffrückhaltung in der Kläranlage kann heute mit hoher Qualität im ganzjährigen Betrieb garantiert werden. Im gleichen Maße treten heute geringere Belastungen des Vorfluters auf (Tab. 2). Auffallend ist die große Stabilität der Ablaufwerte auf niedrigem Niveau seit der Modernisierung.

Tabelle 2 Stoffrückhaltung in der Kläranlage Rostock im Zeitraum vor der Modernisierung (1992) bis nach der Modernisierung (ab 1996) sowie die Stoffeinträge in die Unterwarnow

	Jahr	CSB		BSB ₅		P _{Ges.}		N _{anorg.}		N _{Ges.}	
		t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%	t/a	%
Stoffrückhaltung	1992	2.570	25,6	1.364	28,9	20	14,9	40	5,2	144	13,1
	1996	11.396	95,1	3.941	99,2	134	97,1	499	75,0	865	81,3
	1997	10.476	95,0	4.233	99,0	136	97,7	498	72,5	763	78,3
	1998	11.829	95,2	5.023	99,0	156	98,4	507	75,6	824	80,6
	1999	15.331	96,9	5.965	99,1	194	97,8	557	77,2	934	82,3
Ablauf in die Unterwarnow	1992	7.570	74,6	3.096	71,1	117	85,1	774	94,8	958	86,9
	1996	605	4,9	59	1,6	4,7	2,9	166	25,0	194	18,6
	1997	560	5,0	51	0,9	3,3	2,4	189	27,4	211	21,7
	1998	557	4,8	51	0,9	2,6	1,6	183	24,4	211	19,4
	1999	497	3,1	48	0,8	4,4	2,2	165	22,8	204	17,7
			mg/l		mg/l		mg/l		mg/l		mg/l
	1992		410		168		6		40		ca. 50
	1996		43		5		0,36		11		13
	1997		37		3		0,22		13		15
	1998		34		3		0,18		11		13
1999		34		3		0,30		11		13	

4 Die ZKA Rostock im Spiegel nationaler und internationaler Vorgaben

Für den Betrieb der Kläranlage Rostock gelten behördliche Überwachungswerte, wobei nach der Modernisierung ab dem 1.8.1996 neue Grenzwerte festgelegt wurden. Aus internationaler Sicht sind heute die Vorgaben aus der Helsinki-Konvention zum Schutz der Ostsee vor Verunreinigungen (HELCOM 9|2 (1988)) und aus der EU-Abwasserrichtlinie (EU-Abwasser-R., 1991) verbindlich. Während für die behördlichen Überwachungswerte eindeutige Konzentrationen für die Kläranlagenabläufe festgelegt wurden, gelten bei der HELCOM-Empfehlung teilweise auch prozentuale Reduzierungen für die Höhen der Abläufe und die EU-Abwasser-R. läßt beide Möglichkeiten zu (Tab. 3).

Tabelle 3 Verbindliche Vorgaben für den Betrieb der Zentralen Kläranlage Rostock (ausgewählte Kriterien) – Jahresmittelwerte

	Überwachungswerte für die ZKA Rostock		HELCOM 9 2 (1988) > 10.000 EW		EU-Abwasserrichtlinie (1991) 100.000 EW (empfindliche Gebiete)	
	bis 31.7.1996	ab 1.8.1996	einzuhalten ab 1998		einzuhalten ab 1999	
	mg/l	mg/l	mg/l	% Reduzierung	mg/l	% Reduzierung
CSB	310 ^{*)}	< 75	-	-	< 125	75
BSB ₅	-	< 15	< 15	> 90	< 25	70 – 90
P _{Ges.}	-	< 1	< 1,5	-	< 1	80
N _{NH4}	-	< 10	-	-	-	-
N _{anorg.}	65	< 18	-	-	-	-
N _{Ges.}	-	-	< 8	> 75	< 10	70 – 80

^{*)} Konzentration oder Lastreduzierung

Die einzelnen verbindlichen Vorgaben sind nicht einheitlich. Werden die Angaben in Tab. 2 zugeordnet, ergeben sich bei folgenden Schlußfolgerungen:

- Die N-Verbindungen pendeln um die Vorgabewerte, wenn die Ablaufkonzentrationen betrachtet werden. Die Vorgaben als prozentuale N-Lastreduzierungen nach HELCOM und der EU-Abwasserrichtlinie (empfindliche Gebiete) werden immer erreicht.
- Die in Tab. 2 angegebenen Werte für 1992 zeigen auch, daß die Vorgaben der jetzt gültigen Vorschriften nicht erreicht wurden.

- Ab 1996 werden die Vorgaben für die Kriterien CSB, BSB₅ und P_{Ges.} wesentlich unterschritten.

Mit der Tab. 4 werden diese Feststellungen nach Kriterien und Jahren geordnet für die einzelnen Verbindlichkeiten zusammengefaßt.

Tabelle 4 Erfüllung der Vorgaben durch die ZKA Rostock
 (1) Überwachungswerte für die ZKA Rostock
 (2) HELCOM (3) EU-Abwasserrichtlinie
 + Vorgaben werden erfüllt
 ++ Vorgaben werden wesentlich unterboten (= > 50 % der Vorgaben)
 - Vorgaben werden nicht erfüllt
 Leerfeld keine Vorgaben

		CSB			BSB ₅			P _{Ges.}			N _{anorg.}			N _{Ges.}		
		(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
1992	mg/l	+									+					
	%	+														
1996	mg/l	+	++		++	++	++	++	++	++	+++				-	-
	%		++		++	++			++						+	+
1997	mg/l	+	++		++	++	++	++	++	++	+++				-	-
	%		++		++	++			++						+	+
1998	mg/l	++	++		++	++	++	++	++	++	+++				-	-
	%		++		++	++			++						+	+
1999	mg/l	++	++		++	++	++	++	++	++	+++				-	-
	%		++		++	++			++						+	+

Es kann heute davon ausgegangen werden, daß mit der für den Betrieb der ZKA Rostock angewendeten Technologie alle zu beachtenden Vorgaben – sowohl die anlagenspezifischen Überwachungswerte als auch die aus den internationalen Festlegungen abzuleitenden zulässigen Einträge für die Unterwarnow – eingehalten und zum größten Teil wesentlich unterboten werden. Entscheidend für den Gewässerschutz bleibt aber die Frage nach dem Anteil der Kläranlagenemission für die Gessamtbelastung der Unterwarnow. Diese Analyse wird in Kap. 5 dieser Arbeit vorgenommen.

5 Die Wirkung der ZKA Rostock auf den Nährstoffhaushalt der Unterwarnow

Charakteristisch für jedes Ästuar ist, daß in Richtung zum vorgelagerten Meer der Salzgehalt ansteigt und umgekehrt die Nährstoffkonzentrationen sinken. Dafür verantwortlich ist unabhängig vom Ausgangsniveau einerseits die verstärkte Vermischung der Wasserkörper (Verdünnungseffekt) und andererseits spricht für die Nährstoffverhältnisse das Auftreten verschiedener Nährstofftransformationen im

Die in Tab. 5 aufgeführten Werte lassen sich als Teilanteile der Kriterien für die Gesamtklassifizierung verwenden (Tab. 6b). Im Vergleich dazu ist in Tab. 6c die Gesamtklassifizierung der Unterwarnow für den Zeitraum 1990 bis 1999 nach der Klassifizierungsgrundlage, wie sich mit der Landesrichtlinie Mecklenburg-Vorpommern vorgegeben ist, aufgeführt. Zusätzlich enthält die Tab. 6a die Klassifizierungsgrundlage für die Merkmalsgruppe Nährstoffverhältnisse entsprechend Landesrichtlinie.

Tabelle 6 Klassifikation der Gewässerbeschaffenheit der Unterwarnow nach der Landesrichtlinie für Mecklenburg-Vorpommern

a) Teil Nährstoffkriterien der Landesrichtlinie (Klassifikationsabgrenzungen)

Merkmalsgruppe Nährstoffverhältnisse	Klasse 1 oligotroph (Ostseeverhältnisse)	Klasse 2 mesotroph	Klasse 3 eutroph	Klasse 4 stark eutroph	Klasse 5 polytroph	Klasse 6 hypertroph
• o-PO ₄ -P μmol/l	≤ 0,5	≤ 1,5	≤ 3	≤ 5	≤ 10	> 10
• Ges.-P μmol/l	≤ 1	≤ 3	≤ 6	≤ 10	≤ 20	> 20
• anorg. N μmol/l	≤ 10	≤ 30	≤ 60	≤ 100	≤ 200	> 200

b) Beitrag der Nährstoffverhältnisse für die Gesamtbewertung der Unterwarnow

- Werte nach Tab. 5 (der schlechteste Jahreswert zählt)

		UW 2	UW 3	UW 4	UW 5
o-PO ₄ -P	1980 – 1995	6	6	6	5
	1996	3	3	3	2
	1997	4	3	3	2
	1998	3	2 (3)	2	2
	1999	3	3 (2)	2	2
Ges.-P	1979 – 1995	6	6	6	6
	1996	3	3	2	2
	1997	5	4 (3)	2 (3)	1 (2)
	1998	4	4	2	2
	1999	5	3	2	2
anorg. N	1977 – 1995	6	6	6	6
	1996	5	5	4	-
	1997	6	5	5	2 (3)
	1998	6	6	6	5
	1999	6	6	5	4

- c) Gesamtbewertung der Unterwarnow nach der Landesrichtlinie (Nährstoffverhältnisse, Biologische Produktionsverhältnisse und Sauerstoffverhältnisse / organische Belastung)

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
UW 2	5	5	5	5	4	5	4	5	4	5
UW 3	5	5	5	5	5	5	4	4	4	4
UW 4	4	5	4	4	4	4	3	3	3	3
UW 5	3	4	3	4	3	3	3	2	3	3

Mit der Darstellung in Tab. 6c kann die Entwicklung der Unterwarnow an den Monitoringpunkten zwischen 1990 und 1999 verfolgt werden. Auch hier zeigt sich, wie folgend unter 5a noch für die Einzelkriterien aufgezeigt wird, für den Meßpunkt UW 3 ab 1995/1996 eine Verbesserung um eine Klassifikationsstufe.

Die Bewertung der Wirkung der ZKA Rostock auf den Nährstoffhaushalt der Unterwarnow kann durch zwei Möglichkeiten bestimmt werden:

- a) Aufzeigen der Beschaffenheitsveränderungen in der Unterwarnow, die in Nähe Rostock-Bramow am Kläranlagenablauf registriert werden,
- b) Bilanzierung der Nährstoffeinträge in die Unterwarnow durch eine Berücksichtigung der Haupteintragspfade.

Zu a) Die Tab. 5 zeigt eindeutig starke Unterschiedlichkeiten in den Nährstoffkonzentrationen in der Unterwarnow im Vorfeld der ZKA Rostock. Der Kläranlageneinlauf befindet sich zwischen den Monitoringstationen des LUNG UW 2 und UW 3, also unterhalb der Meßstelle Rostock-Kabutzenhof und oberhalb der Meßstelle Rostock-Marienehe.

Für den Zeitraum bis 1995 wurden für alle Kriterien in Tab. 5 – bis auf Nitratstickstoff – zwischen UW 2 und UW 3 deutliche Anstiege der Konzentrationen ermittelt. Erst danach verringerten sich die Konzentrationen in Richtung Ostsee, wie sie gewässertypisch zu erwarten sind. Die Ausnahmestellung des Nitratstickstoffs liegt darin begründet, daß im Zeitraum bis 1995 der anorganische Stickstoffzulauf zum größten Teil aus Ammoniumstickstoff bestand und die Sauerstoffverhältnisse um Vergleich Unterwarnow keine ausreichende Nitrifikation zuließen.

Nach 1995 war diese Situation am Meßpunkt UW 3 nicht mehr registrierbar. Bereits auf der Fließstrecke von UW 2 nach UW 3 traten unterschiedlich groß-Reduzierungen der Mittelwerte auf. Die wesentlich verringerten Nährstoffeinträge aus der ZKA Rostock (Tab. 2) und die verbesserten Sauerstoffverhältnisse im Vorfluter zeichnen hierfür verantwortlich. Dieser Abbau der Nährstoffkonzentrationen setzt sich dann auf der weiteren Fließstrecke bis Warnemünde (UW 5) kontinuierlich fort. Die dennoch stärkeren Schwankungen im Vergleich der einzelnen Jahre sind eindeutig den stark variierenden jährlichen Süßwasserzuflüssen aus dem Einzugsgebiet zuzuschreiben.

Zu b) Die Gesamtnährstoffbelastung der Unterwarnow ergibt sich als Summe aus den Einträgen. Dazu gehören

- die Frachten aus der Oberwarnow, d.h. in dieser Immissionsgröße sind alle punktuellen und diffusen Einträge aus dem 3.043 km² großen Einzugsgebiet enthalten. Das Gesamtwarnoweinzugsgebiet beträgt 3.270 km². Es werden also mit der Oberwarnow ca. 93 % aller Immisionen aus der Warnow-Landschaft berücksichtigt.
- Die Abläufe aus der ZKA Rotock, vgl. Tab. 2.
- Die Einträge aus den Niederschlägen, also der trockenen und nassen Depositionen. Wegen der äußerst geringen Gewässerfläche von 12,5 km² für die Unterwarnow betragen diese Einträge nur 0,5 t P/a bzw. 17 t N/a und liegen damit in der Größenordnung von weit unter 1 % bzw. Bei ca. 1 % der Gesamtnährstoffbelastung. Für die weitere Diskussion bleiben diese Werte unberücksichtigt.

Mit der Tab. 7 wird die Nährstoffbilanz der Unterwarnow unter Berücksichtigung der Haupteintragspfade für die Zeiträume vor und nach der Modernisierung der Zentralen Kläranlage Rostock wiedergegeben.

Tabelle 7 Vergleich der Entwicklung der Nährstoffbelastung vor und nach der Modernisierung der Kläranlage mit dem Einzugsgebiet der Oberwarnow - aus: SCHLUNGBAUM u. KRÜGER (2000) bzw. SCHÖNEFELDT (2001)

	ges. P [t/a]		ges. N [t/a]	
	1991/1992	nach 1996 bzw. 1999	1991/1992	nach 1996 bzw. 1999
Ablauf von der Kläranlage in die Unterwarnow	135	4,5	958	211
Frachten aus der Oberwarnow	77	58	1200	1900
Gesamtbelastung	212	62,5	2160	2111
% Anteil der Kläranlage an der Gesamtbelastung	64	7,2	44	10
% Anteil der Oberwarnow an der Gesamtbelastung	36	92,8	56	90

Die wesentlich verbesserte Rückhaltung von Nährstoffen durch die modernisierte Technologie und auch die veränderten Nährstofffrachten aus dem Einzugsgebiet haben zu einer wesentlichen Verschiebung der Nährstoffquellen im Verhältnis zueinander geführt. Die Abb. 2 zeigt diese Situation im Vergleich der untersuchten Zeiträume und der verschiedenen Haupteintragspfade. Mit der Abb. 2 werden die Einträge für die Nährstoffe Phosphor und

Stickstoff bezüglich der Hauptquellen und der zu vergleichenden Zeiträumen graphisch dargestellt:

- **Phosphorbelastung:** Gegenüber dem Zeitraum vor der Modernisierung der Kläranlage ist die Gesamtbelastung der Unterwarnow auf ca. 30 % (von 212 t/a auf 62,5 t/a) gesunken. Vor der Modernisierung entfielen 64 % auf die Belastung aus der Kläranlage, danach waren/sind es mit 4,5 t/a noch 7,2 % der Gesamtbelastung. Die Quellen der P-Belastung haben sich eindeutig auf das Einzugsgebiet verschoben. Von hier kommen heute mindestens 12 x mehr P-Belastungen als aus der ZKA Rostock.

- **Stickstoffbelastung:** Die Gesamt-N-Belastung für die Unterwarnow hat sich seit dem Zeitraum vor der Modernisierung nur unwesentlich verändert, sie liegt bei ca. 2.100 t N/a. Die wesentlich vergrößerte N-Rückhaltung in der Kläranlage hat zu einer Senkung der N-Einläufe in die Unterwarnow von 958 t/a auf 211 t/a geführt. Das ist eine Reduzierung um ca. 80 %. Diese Erhöhung des Leistungsvermögen der Kläranlage wird nahezu durch einen erhöhten Abfluß aus dem Einzugsgebiet ausgeglichen. Zur Zeit übersteigt die N-Belastung aus dem Einzugsgebiet die Belastung aus der Kläranlage etwa um das 9-fache.

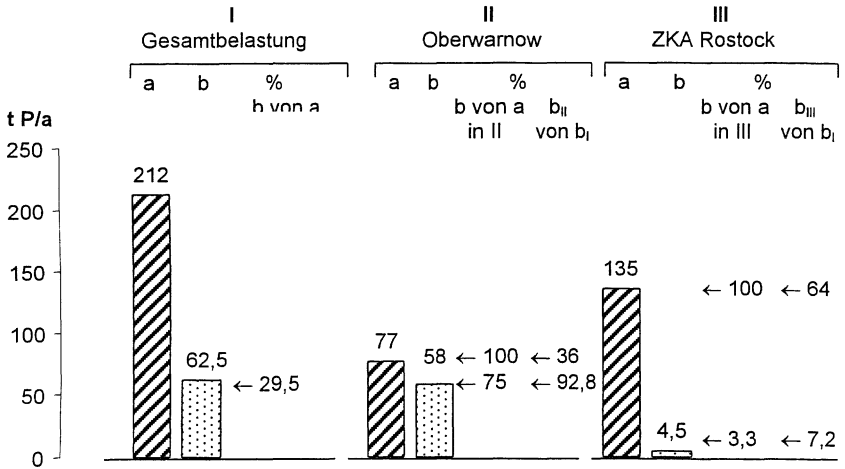
Unter dem Aspekt, daß Phosphor die Steuergröße in der Ökosystemfunktion ist und bleibt, stellt sich die Frage, kann die Gewässerbeschaffenheit überhaupt noch und wenn durch die Regulierung welcher Quellen verbessert werden. Aus der Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete in Deutschland durch BEHRENDT et al. (1999) kann die folgende Verteilung der P-Eintragspfade berechnet werden (Tab. 8):

Tabelle 8 Verteilung der Gesamt-P-Belastung der Unterwarnow auf die Eintrittspfade im Einzugsgebiet der Oberwarnow und der ZKA Rostock

- Werte Oberwarnow nach BEHRENDT et al. (1999)

Eintragspfad	t P/a	%
Einzugsgebiet		
• Grundwasser	14,5	23,2
• Dränagen	4,1	6,6
• Erosion	20,9	33,4
• Abschwemmungen	3,5	5,6
• urbane Flächen	4,6	7,4
• Niederschläge im EZG	2,3	3,7
<hr/>	<hr/>	<hr/>
diffuse Quellen	49,9	79,9
punktuellen Quellen	8,1	12,9
Summe Einzugsgebiet	58,0	92,8
ZKA Rostock	4,5	7,2
Summe Unterwarnow	62,5	100

a) Phosphor



b) Stickstoff

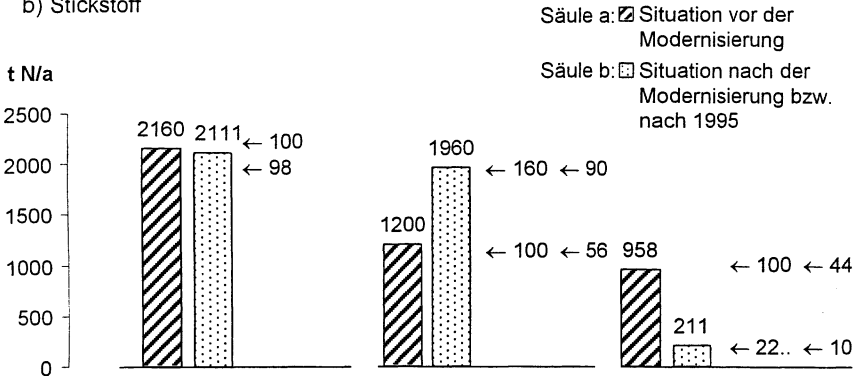


Abb. 2 Veränderungen in der Nährstoffbelastung für die Unterwarnow insgesamt und für die Hauptquellen Oberwarnow sowie ZKA Rostock.

- Werte in t/a bzw. % mit Bezug zur Gesamtbelastung bzw. der Hauptpfade
- a) Phosphor b) Stickstoff

Mit nahezu 57 % der Gesamt-P-Einträge in die Unterwarnow stellen die Erosion und das Grundwasser die Hauptpfade der Gesamtbelastung dar. Die punktuellen Einträge aus dem Einzugsgebiet betragen mit 8,1 t P/a ca. 13 % der Gesamteinträge. Mit fast gleichen Anteilen mit Werten zwischen 3,5 und 4,6 t P/a folgen dann die Abflüsse von urbanen Flächen, aus Dränagen und Abschwemmungen. In die Größenordnung dieser Gruppe ordnen sich auch die Restabläufe der ZKA Rostock ein (7,2 % der Gesamtbelastung). Geringer sind dann die Quellen, die sich aus den Konzentrationen in den Niederschlägen im Einzugsgebiet ergeben.

Der modifizierte Ansatz des Vollenweiler-Modells gestattet es auch, eine Trophieprognose für die Unterwarnow für die Gesamteinträge bzw. der Einträge über die Einzelpfade zu geben (SCHLUNGBAUM u. KRECH 2001 bzw. SCHLUNGBAUM, KWIATKOWSKI u. KRECH 2001, dieses Heft). Über die Größe der P-Flächenbelastung, ausgedrückt in $g\ P\ m^{-2}\ a^{-1}$, können die folgenden Prognoseeinschätzungen erfolgen:

- Setzt man für die Flußwasserzuläufe aus dem Einzugsgebiet die dem Background entsprechende $P_{ges.}$ -Konzentration von $< 0,05\ mg\ P/l$ ein, würde die P-Belastung im langjährigen Mittel der Flußwasserzufuhr in Höhe von $600 \cdot 10^6\ m^3\ a^{-1}$ ca. 30 t P/a betragen. Das entspricht einer P-Flächenbelastung von $2,4\ g\ P\ m^{-2}\ a^{-1}$. Mit dem Modellansatz läßt sich daraus eine Gewässerbeschaffenheit in der eutrophen Stufe ableiten. Setzt man die allgemein als gütewirtschaftlich formulierte Zielstellung der Güteklasse II an, ergibt sich aus der Abflußkonzentration in Höhe von $< 0,15\ mg\ P/l$ (= dreifacher Backgroundwert) die folgende Situation: Eintrag maximal 90 t P/a, oder die Flächenbelastung von $7,2\ g\ P\ m^{-2}\ a^{-1}$ entspricht dann einer Gewässerhypertrophie (vgl. Abb. 11 in SCHLUNGBAUM, KWIATKOWSKI u. KRECH, 2001 – dieses Heft).
- Die ermittelte aktuelle P-Gesamtbelastung aus dem Einzugsgebiet in Höhe von 58 t P/a (Tab. 7) bedeutet heute einen zweifachen Background und liegt im Ergebnis der Gewässerschutzpolitik bereits unterhalb der Zielvorgabe für die P-Belastung der Fließgewässer (ZV = Güteklasse II).
- Selbst die in Tab. 8 genannten Einzelpfade mit größeren P-Einträgen erreichen nicht den Gesamtbackground. Die ZKA Rostock liegt mit dem verbleibendem Resteintrag von 4,5 t P/a bei ca. 30 % des Backgrounds.
- Insgesamt ergeben sich die folgenden Trophieprognosen :

Eintrag von 30 t P/a (= Background, Klasse I)	: eutroph / polytroph
Eintrag von 90 t P/a (= Zielvorgabe, Klasse II)	: hypertroph
Gesamteintrag aus dem Einzugsgebiet (58 t P/a)	: hypertroph
Eintrag über das Grundwasser (14,5 t P/a)	: eutroph
Eintrag über die Erosion (20,9 t P/a)	: polytroph
Eintrag über punktuelle Quellen im Einzugsgebiet (8,1 t P/a)	: eutroph
Einträge unterhalb 5 t P/a	: (mesotroph) eutroph
Eintrag aus der ZKA Rostock (4,5 t P/a)	: (mesotroph) eutroph

Damit ergibt sich eindeutig, daß weitere und nur mit steigendem Kostenaufwand verbundene Reduzierungen der P-Konzentrationen in den Restabläufen der ZKA Rostock allein zu keinen weiteren Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit der Unterwarnow führen. Eine weitergehende Stabilisierung des P-Haushaltes in der Unterwarnow im Sinn eines verbesserten Gewässerschutzes ist, wenn diese ökonomisch vertretbar sein soll, bei den Eintragspfaden Erosion, urbane Flächenabläufe und noch notwendige Verbesserungen bei den punktuellen Quellen im Einzugsgebiet anzusetzen. Die stabile eutrophe Gewässerbeschaffenheit in der Unterwarnow kann mit einer P-Flächenbelastung von 1 bis 1,2 g P m⁻² a⁻¹, was maximal 15 t P/a entsprechen würde, erreicht werden. Das bedeutet aber, daß die allgemeine wasserwirtschaftliche Zielstellung der Güteklasse II (= Zielvorgabe) deutlich unterboten werden müßte. Diese Betrachtung bezieht sich auf die P-Situation. Für die möglichen und realistischen Zielstellungen müßten weitere Kriterien, die den Eutrophierungsprozeß beeinflussen, mit einbezogen werden. Es darf auch nicht unberücksichtigt bleiben, daß die natürlichen Faktoren (Morphologie, Hydrologie, Einzugsgebiet) nur für stabile eutrophe Bedingungen sprechen (SCHLUNGBAUM, KWIATKOWSKI u. KRECH, 2001 – dieses Heft). Aus dieser Sicht sind weitere Maßnahmen zur Senkung des P-Ablaufes der ZKA Rostock aus ökologischer Sicht wenig Erfolg versprechend und ökonomisch nicht vertretbar.

Zusammenfassung

Vor der Modernisierung der ZKA Rostock und vor vielfältigen Maßnahmen zum Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Warnow war die Unterwarnow als hypertroph einzuschätzen. 64 % der P-Belastung und 44 % der N-Belastung wurden durch die unzureichend ausgestattete Kläranlage Rostock verursacht. Die Modernisierung der Anlage hat 1995 zu einer wesentlichen Entlastung des Unterwarnow-Ökosystems geführt. Heute ist die ZKA nur noch mit unter 8 % der P-Belastung und 10 % der N-Belastung beteiligt. Die ZKA Rostock trägt als Einzelpfad bereits zu mesotrophen Bedingungen bei, was besser ist als die Trophieprognose der natürlich wirkenden Faktoren. Die ZKA Rostock erfüllt außerdem alle nationalen und internationalen Bedingungen, wie sie für Kläranlagen dieser Größenordnung zu erfüllen sind. Die ZKA Rostock wurde aus der Liste der „hot spots“ der Helsinki-Kommission gestrichen.

Literatur

- BEHRENDT, H.; HUBER, P.; OPITZ, D.; SCHOLZ, G. und UEBE, R. (1999). Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands, UBA-Texte 75|99.
- EU-ABWASSER-RICHTLINIE (1991). Richtlinie des Rates der Europäischen Gemeinschaften vom 21.5.1991 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens über die Behandlung von Kommunalem Abwasser, Amtsbl. der Europäischen Gemeinschaften L 135 vom 30.5.1991: 40 Seiten.
- EU-WRR (2000). Richtlinie 2000|60|EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, Amtsbl. der Europäischen Gemeinschaften L 327|1-72 vom 22.12.2000.

- GEWÄSSERGÜTEBERICHT (1999). Gewässergütebericht 1996/1997 – Zustand und Entwicklung der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Grundwasserbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern, Herausgeber: Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- GEWÄSSERGÜTEBERICHT (2001). Vorabmitteilung durch A. Bachor und M. v. Weber/ LUNG Mecklenburg-Vorpommern.
- HELCOM (1988). Empfehlung 8|3 bzw. 9|2 der Staaten der Helsinki-Konvention zum Schutz der Ostsee vor Verunreinigungen – Empfehlung zur Reduktion der Einträge aus urbanen Gebieten durch effektive Methoden in der Abwasserreinigung.
- KRÜGER, O.W.; SCHÖNEFELDT, K.; SCHLUNGBAUM, G. und BOMBA, I. (2001). Das Unterwarnow-Ästuar: 5 Jahre nach der Modernisierung der Zentralen Kläranlage Rostock – ein Beitrag zum nachhaltigen Schutz der Ostsee, Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2000 (Magdeburg), Tutzing, im Druck.
- SCHLUNGBAUM, G. (2001). Five Year Full Production of the Central Sewage-Treatment-Plant Rostock – Effects on the Ecosystem of the Unterwarnow and the Baltic Sea. Materialien 11. Europäisch-Arabische Konferenz für Umweltschutz, Stadthalle Rostock, 24-26.4.2001.
- SCHLUNGBAUM, G. und BÖRNER, R. (1997). Die Warnow – ein typischer Flachlandfluß – Zustandsentwicklung und Aspekte der Sanierung, TRADITIO et INNOVATIO (Univ. Rostock), 2, 1: 16-18.
- SCHLUNGBAUM, G. und KRÜGER, O.W. (2000). Untersuchungen zur Wirkung der aufbereiteten Kläranlagenabläufe auf das Ökosystem Unterwarnow, Forschungsbericht, Univ. Rostock/FB Biowissenschaften (Auftraggeber: EURAWASSER GmbH Rostock).
- SCHLUNGBAUM, G. und SELIG, U. (1996). Die Warnow – ein typischer norddeutscher Flachlandfluß und seine Bedeutung für den Nährstoffeintrag in die Ostsee, Rostock. Meeresbiol. Beitr. 4: 67-84.
- SCHLUNGBAUM, G.; BAUDLER, H. (2001). Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff – Teil 1: Entwicklungsgeschichte, Morphologie, Hydrologie und Hydrographie, Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8: 5-61
- SCHLUNGBAUM, G.; KWIATKOWSKI, B. und KRECH, M. (2001). Die Vielfalt innerer Küstengewässer an der südlichen Ostsee – eine Übersicht von der Flensburger Förde bis zum Kurischen Haff – Teil 2: Verschiedenheit der naturbedingten und anthropogen geprägten Eutrophierungsprozesse – eine Diskussion zur möglichen ökologischen Qualität entsprechend der EU-Wasserahmenrichtlinie, Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 8: -63-112.
- SCHÖNEFELDT, K. (2001). Das Unterwarnow-Ästuar, Hydromorphologie-ökologische Gewässerstruktur-Stoffbilanzen, Diplomarbeit, Univ. Rostock/FB Biowissenschaften.

Verfasser

Prof. Dr. habil. G. Schlungbaum
 Dipl.-Biol. K. Schönefeldt
 Dipl.-Biol. M. Krech
 Universität Rostock
 FB Biowissenschaften / Angewandte Ökologie
 Wismarsche Str 8
 18051 Rostock

Dipl.-Ing. Irmgard Bomba
 Dipl.-Ing. Adolf Lukas
 EURAWASSER-GmbH
 Carl-Hopp-Str. 1
 18069 Rostock

