

**BUND-LÄNDER
MESSPROGRAMM**



M e e r e s u m w e l t 1 9 9 7 - 1 9 9 8

Das Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord und Ostsee (BLMP Nord- und Ostsee) ist ein Übereinkommen des Bundes und der Küstenländer Niedersachsen, Hamburg, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern zur Überwachung der Meeresumwelt von Nord- und Ostsee.

Die Veröffentlichungsreihe MESSPROGRAMM MEERESUMWELT informiert über Arbeiten im Bund-Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee, z.B. über wissenschaftlich-technische Details des Messprogramms und wissenschaftlich-technische Ergebnisse aus dem Messprogramm.

Veröffentlichungen in dieser Reihe erscheinen nach Bedarf.

Impressum

Herausgegeben vom
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)
Sekretariat BLMP Nord- und Ostsee
Bernhard-Nocht-Straße 78
D-20359 Hamburg

<http://www.bsh.de/Meeresumwelt/BLMP/>

Layout

Cover: E. Skodzinski

Druck:

Durch die Veröffentlichung nimmt das BSH zum sachlichen Inhalt der Beiträge keine Stellung. Vervielfältigung in Teilen oder als Ganzes ist mit Quellenangaben gestattet.

Zu zitieren als:

BLMP (2002), Meeresumwelt 1997 - 1998.

© Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH), Hamburg und Rostock

M E S S P R O G R A M M

M E E R E S U M W E L T

Zustandsbericht 1997 - 1998
für
Nordsee und Ostsee

1	Vorwort	6
	Nordsee	
2	Nordsee	7
21	Ozeanographie	7
211	Meteorologische Randbedingungen	7
212	Oberflächentemperatur der Nordsee	8
213	Die hydrographischen Bedingungen Nordsee	9
214	Hydrographische Bedingungen in der Deutschen Bucht	11
22	Nährstoffe	13
23	Anorganische Schadstoffe	22
231	Quecksilber	24
232	Cadmium	32
233	Blei	38
234	Kupfer	42
235	Zink	46
236	Zusammenfassung und Bewertung	50
24	Organische Schadstoffe	52
241	Hexachlorcyclohexan-Isomere	53
242	Hexachlorbenzol (HCB)	58

243	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	60
244	DDT-Gruppe	64
245	Kohlenwasserstoffe	66
246	Polyzykl., aromat. Kohlenwasserstoffe	67
247	Zinnorganische Schadstoffe	70
248	Sonstige organische Schadstoffe	71
249	Zusammenfassung und Bewertung	72
25	Marine Lebensgemeinschaften	73
251	Phytoplankton	73
252	Zooplankton	78
253	Seegraswiesen und Makroalgen	83
254	Makrozoobenthos	85
26	Schadstoff-Effektmonitoring	91
261	Fischkrankheiten	91
262	Leberknoten und- tumore bei Fischen	93
263	Entgiftungsstoffwechsel der Kliesche	94
➤	Meer Lesen	96
	Autorenliste	100

Ostsee

3	Ostsee	101
31	Ozeanographie	101
311	Meteorologische Bedingungen	101
312	Hydrographie	102
32	Sauerstoff	102
33	Nährstoffe	105
34	Anorganische Schadstoffe	110
341	Quecksilber	111
342	Cadmium	114
343	Blei	117
344	Kupfer	119
345	Zink	122
346	Arsen	124
347	Zusammenfassung und Bewertung	125
35	Organische Schadstoffe	127
351	Hexachlorcyclohexan-Isomere : (γ - HCH, α HCH)	128
352	Hexachlorbenzol (HCB)	133
353	Polychlorierte Biphenyle	133

354	DDT- Gruppe	138
355	Kohlenwasserstoffe	140
356	Polyzykl. aromat. Kohlenwasserstoffe	141
357	Zinnorganische Verbindungen	143
358	Zusammenfassung und Bewertung	144
36	Marine Lebensgemeinschaften	145
361	Phytoplankton	145
362	Zooplankton	148
363	Makrozoobenthos	151
364	Fische	155
365	Küsten – und Seevögel	157
37	Schadstoff-Effektmonitoring	159
371	Fischkrankheiten	159
372	Leberknoten und- tumore bei Fischen	162
38	Das Oderhochwasser	162
4	Qualitätssicherung	167
	Abkürzungen	169
➤	Meer Lesen	172
	Autorenliste	176

1 Vorwort

Mit der Überwachung und der Bewertung des Zustandes von Nord- und Ostsee wurde in Deutschland in den Siebziger Jahren begonnen. Der Grundstein für das Bund/Länder-Messprogramm wurde 1976 mit den "Empfehlungen für ein Wassergüte-Messnetz in den Küstengewässern der Bundesrepublik Deutschland" gelegt; die Arbeiten der Fachdienststellen des Bundes und der Küstenländer sollten aufeinander abgestimmt werden. Ausgehend von diesen Empfehlungen wurde 1980 das "Gemeinsame Bund/Länder Messprogramm für die Nordsee" (BLMP) vereinbart. Das gemeinsame Messprogramm umfasste allerdings nur gewisse Teile der jeweiligen Überwachungsprogramme des Bundes und der Länder. Darüber hinaus war das Programm im Wesentlichen auf die Untersuchung der chemischen Gewässergüte ausgerichtet.

Zum überwiegenden Teil beinhaltete das alte Bund/Länder Messprogramm die Aktivitäten des Bundes und der Länder Niedersachsen, Bremen, Hamburg und Schleswig-Holstein in der Nordsee. In der Ostsee wurde eine Überwachung durch das Land Schleswig-Holstein und für den Bund im Auftrag durch das Institut für Meereskunde der Universität Kiel durchgeführt. Das Institut für Meereskunde Kiel (IfM Kiel) ist 1993 aus der Meeresüberwachung ausgeschieden. Vor der deutschen Einigung führten auf dem Gebiet der ehemaligen DDR das IfM Warnemünde und im Küstengebiet die "Wasserwirtschaftsdirektion Küste" in Stralsund Überwachungsuntersuchungen ab 1974 durch. Seit der deutschen Einigung teilen sich die Fachbehörden des Landes Mecklenburg-Vorpommern sowie das Institut für Ostseeforschung, Warnemünde (im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie) diese Arbeiten.

Mit dem bisherigen BLMP konnte der Qualitätszustand von Nord- und Ostsee, sowohl in der offenen See als auch in den Küstengewässern, nur unzureichend beschrieben werden. Fast gänzlich fehlten biologische Untersuchungen. Bis 1992 existierten keine Regelungen zur zentralen Datenhaltung. Internationale Verpflichtungen ließen sich nur ungenügend einhalten. Ferner war Vergleichbarkeit der

Daten der am Messprogramm beteiligten Institutionen sowie der Ergebnisse nicht gewährleistet, da die Messprogramme schlecht aufeinander abgestimmt und die Maßnahmen zur Qualitätssicherung unzureichend waren.

Im Jahr 1997 sind dann der Bund und die Länder Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen und Schleswig-Holstein übereingekommen, zur Überwachung der Meeresumwelt

- eine **Arbeitsgemeinschaft Bund/Länder - Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee (ARGE BLMP Nord- und Ostsee)** zu bilden,
- sowie die Überwachung inhaltlich dem Stand des Wissens und neuen nationalen und internationalen Anforderungen anzupassen.

Dies bedeutet, das BLMP hat im gesamten Küstenbereich, soweit es Salzwasser berührt, die Überwachungsanforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), in der Nordsee die Anforderungen des OSPAR Joint Monitoring and Assessment Programme (JAMP) und im Bereich der Ostsee die Anforderungen des HELCOM COMBINE umzusetzen.

Die Menge der Messdaten hat in den vergangenen 10 Jahren durch steigende nationale und internationale Anforderungen einen Umfang angenommen, der gedruckte Tabellen nicht mehr erlaubt. An Messwerten interessierte Personen werden hiermit an die Meeresumweltdatenbank MUDAB im BSH verwiesen, wo die Daten des BLMP über das Internet erhältlich sind

(www.bsh.de/Meereskunde/DOD/).

Neben der gedruckten Form ist dieser Bericht in der Internet-Präsentation des BLMP auf der Web Site des BSH zu finden.

(www.bsh.de/Meeresumweltschutz/BLMP/)

Dies gilt auch für das aktuelle Jahresmessprogramm.

Hamburg, im Sommer 2002

3 Ostsee

3.1 Ozeanographie

Als Brackwassermeer lebt die Ostsee und ihre Organismen vom Wasseraustausch mit der Nordsee. Der Einstrom von salz- und sauerstoffreichem Nordseewasser ist aber kein kontinuierlicher Prozess, sondern von meteorologischen und ozeanographischen Bedingungen abhängig.

3.1.1 Meteorologische Bedingungen

Der Winter 1996/97 kann in der westlichen und zentralen Ostsee als mäßig charakterisiert werden (STRÜBING 1996). Lediglich die Starkfrostperiode von Mitte Dezember 1996 bis Mitte Januar 1997 führte im Küstenbereich der westlichen Ostsee zu Eisbildung. Generell lagen die Temperaturen im winterlichen Oberflächenwasser im normalen Bereich. Der

Sommer 1997, insbesondere der August, war dagegen außergewöhnlich warm und muss als der wärmste seit 1890 angesehen werden (Abb. 1). Das Wasser in der Deckschicht erwärmte sich bis auf 23 °C, was 4-5 °K über dem langjährigen Mittel liegt.

Der Winter 1997/98 war in der südlichen Ostsee sehr mild (Abb. 1) und wird als einer der wärmsten Winter des Jahrhunderts eingestuft (STRÜBING 1998). Der gesamte Sommer 1998 blieb dagegen kühl und die Temperaturen lagen unter den langjährigen Erwartungswerten. Infolge des milden Winters blieben die Oberflächentemperaturen im Winter und zeitigen Frühjahr um 1 – 1.5 °C über den langjährigen Mittelwerten. Durch den kühlen Sommer wiesen die Oberflächentemperaturen in der westlichen und zentralen Ostsee nur geringfügige Abweichungen vom Langjahresmittel auf.

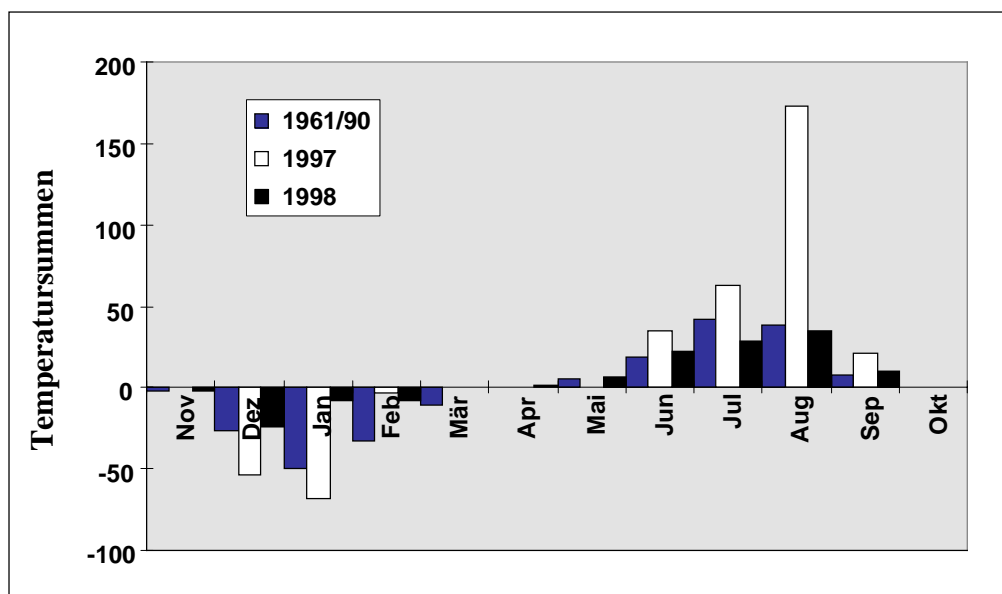


Abb. 1: Temperatursummen der Lufttemperatur an der Wetterstation Warnemünde 1997 und 1998 im Vergleich zum langjährigen Mittel (TIESEL 1999) Kältesumme: Summe der negativen Tagesmitteltemperaturen, Wärmesumme: Summe der Tagesmitteltemperaturen minus 16 für alle Tage mit Mitteltemperaturen über 16°C

Das Jahr 1997 war im Mittel zu trocken, lediglich im Mai und Oktober fielen hohe Niederschlagsmengen. Jedoch war der Einzugsbereich der Oder von starken Regenfällen betrof-

fen, so dass sich im Juli/August 6,5 km³ Süßwasser zusätzlich in das Oderhaff und die Pommersche Bucht ergossen. Dagegen war das Jahr 1998 durch überdurchschnittlich hohe

Niederschläge gekennzeichnet. Vor allem im Juni wurde das doppelte des normalen Niederschlags gemessen.

31.2 Hydrographie

Bis Mitte März bestand in den flachen Küstengewässern eine gute vertikale Durchmischung. Danach erfolgte die Ausbildung einer stabilen Sprungschicht. In den Jahren 1997 und 1998 erfolgte kein Salzwassereinbruch aus der Nord- in die Ostsee. Jedoch herrschte von Ende Mai bis Anfang Oktober 1997 in der grundnahen Schicht im Bereich der Darßer Schwelle kontinuierlich Einstrom.

Während der Sturmereignisse im September und Anfang Oktober wurden größere Wassermengen über die Schwellen transportiert. Dadurch gelangte sehr warmes und salzreiches Wasser in das Bornholmbecken, wo Ende Oktober Temperaturen von 11,5 bis 13 °C und Salzgehalte bis 18 g Salz/dm³ Meerwasser im Tiefenwasser beobachtet wurden. Derartig hohe Temperaturen, die um 3 bis 4 °C über den langjährigen Mittelwerten des Tiefenwassers lagen wurden im Bornholmbecken in diesem Jahrhundert nur selten erreicht.

Die Füllung des Bornholmbeckens mit salzreichem Wasser ermöglichte das ungehinderte Abfließen des warmen, salz- und sauerstoffrei-

chen Wassers über die Stolper Rinne in die zentrale Ostsee. Das führte 1998 zu einem außergewöhnlichen Anstieg der Temperaturen im Tiefenwasser, wie er bisher lediglich 1977 beobachtet wurde.

Kleinere Einströme, die im Verlauf des Jahres 1998 salzreiches Wasser in die Ostsee transportierten, hatten keine Auswirkungen in der zentralen Ostsee, so dass Temperatur und Sauerstoffgehalt im Tiefenwasser des Gotlandbeckens wieder rückläufig waren. So unterbrach der Einstrom salz- und sauerstoffreichen Wassers im Herbst 1997 die anoxischen Verhältnisse im östlichen Gotlandbecken auch nur kurzzeitig.

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann man feststellen, dass der Sommer 1997 als der wärmste und der Winter 97/98 als einer der mildesten seit 1890 zu betrachten sind. Daher lagen die Wassertemperaturen in der Oberflächenschicht in dieser Jahreszeit deutlich über dem langjährigen Mittel. In beiden Jahren erfolgte kein Salzwassereinbruch in die Ostsee, jedoch gelangte 1997 sehr warmes, salzreiches Tiefenwasser über die Darßer und Drogden Schwelle in das Bornholmbecken und führte 1998 auch zu einem außergewöhnlichen Anstieg der Temperaturen im Tiefenwasser der zentralen Ostsee.

32 Sauerstoff

Sauerstoffdefizite sind ein Indikator für Eutrophierung, da sie durch mikrobiellen Abbau von Algen in Bodennähe hervorgerufen werden. In der Ostsee tragen die Bodenmorphologie und der durch die starke Schichtung begrenzte Austausch erheblich dazu bei, dass sich Sauerstoffmangel und erhöhte Schwefelwasserstoffkonzentrationen am Boden zeigen.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

In den inneren Förden und Buchten der schleswig-holsteinischen Küste tritt nahezu

alljährlich im Spätsommer Sauerstoffmangel im Tiefenwasser auf. Besonders ausgeprägt sind diese Verhältnisse zwischen Juni und September, wenn eine stabile Schichtung des Wasserkörpers vorliegt. 1998 wurden bereits im Juni in der Flensburger Förde, der Eckernförder Bucht und der Neustädter Bucht Sauerstoffgehalte zwischen 1,4 und 2,1 ml/l gemessen. Die Gehalte nahmen trotz des relativ kühlen Sommers noch weiter ab und lagen im September nur noch zwischen 0,2 und 1,1 ml/l. In der Flensburger Innenförde und der Kieler Außenförde (Abb. 2) trat im September 1998 in Bodennähe Schwefelwasserstoff auf.

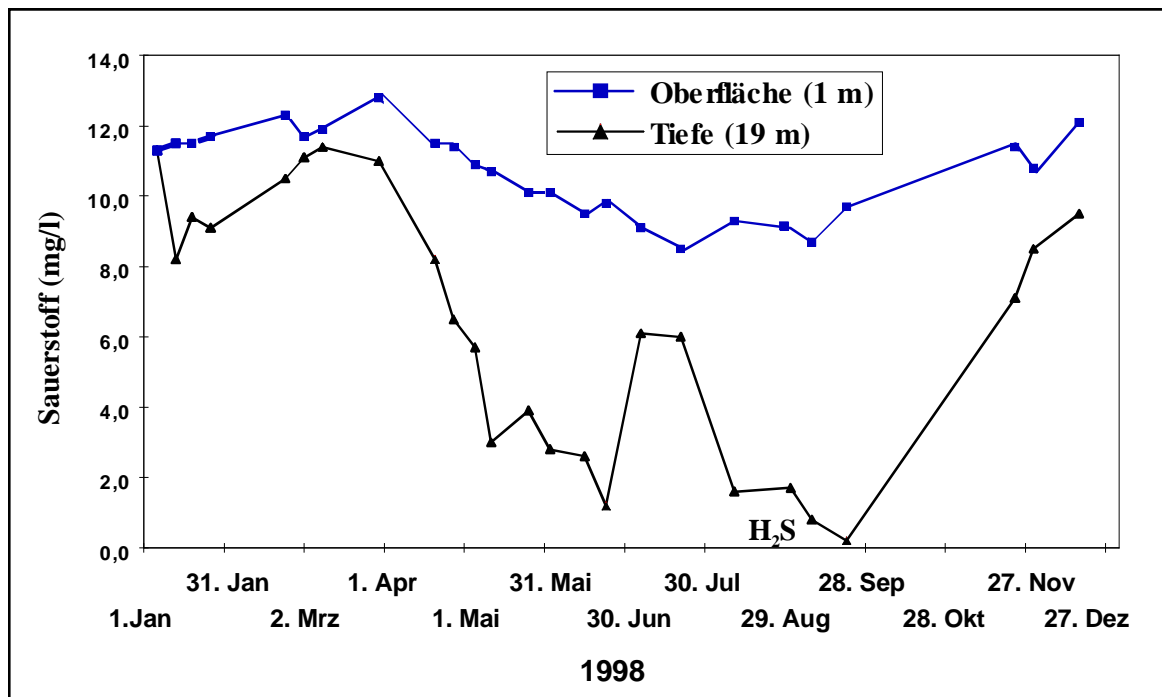


Abb. 2: Sauerstoffgehalt im Oberflächen- und im Tiefenwasser der Kieler Außenförde 1998

Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommern

Auch in den Gewässern vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns kam es im Sommer 1998 zu Sauerstoffdefiziten im Bodenwasser. Andererseits konnten in der Oberflächenschicht auf Grund von intensivem Algenwachstum von April bis November Sättigungen bis 140% nachgewiesen werden. Mit der Ausbildung einer stabilen thermohalinen Schichtung wurde der vertikale Gasaustausch in der **Lübecker - und Mecklenburger Bucht** eingeschränkt. Mikrobiologische Zehrungsprozesse hatten ab Juni, mit einer Unterbrechung im Juli, geringe Sauerstoffgehalte im Bodenwasser zur Folge. Die geringsten Sauerstoffgehalte wurden mit 0,4 – 1,0 ml/l (= 6-15% Sättigung) im September gemessen. In der inneren **Pommerschen Bucht** wurden im August 1997 als Folge der Oderflut sehr geringe Sauerstoffgehalte zwischen 0,5 und 2,0 ml/l (= 7 - 32% Sättigung) nachgewiesen (Gewässergütebericht 1996/1997). 1998 waren die Sauerstoffverhältnisse in der Pommerschen Bucht relativ ausgeglichen.

Infolge hoch eutropher Bedingungen in den inneren Küstengewässern wurden in den Frühjahrs- und Sommermonaten 1998 starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes registriert. Die Schwankungsbreite der Sauerstoffsättigung lag zwischen 50 und 160%. Sauer-

stoffgehalte zwischen 2,8 und 3,5 ml/l waren, jedoch nur kurzzeitig, in der Wismar-Bucht und der Unterwarnow nachzuweisen.

Zentrale Ostsee

Die gegenwärtige Situation im Tiefenbereich der zentralen Ostsee ist durch einige Besonderheiten gekennzeichnet. Nach dem Salzwassereintrich 1993 und den kleineren Einströmen 1993 und 1994 (NEHRING et al. 1995a) wurde im März 1996 erstmals wieder Schwefelwasserstoff registriert (MATTHÄUS et al. 1996). In der zweiten Hälfte der Jahre 1996, 1997 und auch 1998 hatte sich der anoxische Horizont jeweils zwischen Meeresgrund und Sprungschicht auf etwa 150 m ausgeweitet. Die Füllung des Bornholmbeckens mit warmen, salz- und sauerstoffreichem Tiefenwasser ermöglichte 1997 das ungehinderte Abfließen dieses Wassers über die Stolper Rinne in die zentrale Ostsee, was die anoxischen Verhältnisse im östlichen Gotlandbecken aber nur kurzzeitig unterbrach. Bereits ab Mai 1998 wurde im Bornholmbecken und im östlichen Gotlandbecken (Abb. 3) wieder Schwefelwasserstoff gemessen, wobei sich die Mächtigkeit der anoxischen Tiefenschicht 1998 verstärkte und weiter nach Süden ausbreitete.

Das Sauerstoffdefizit vergrößerte sich auch im Tiefenwasser des westlichen Gotlandbeckens, wo 1998 die niedrigsten Jahresmittel der Sauerstoffkonzentration seit Mitte der 80er Jahre

gefunden wurde (MATTHÄUS et al. 1999). Insgesamt setzt sich die Stagnationsperiode in den

Tiefenbecken der Ostsee fort.

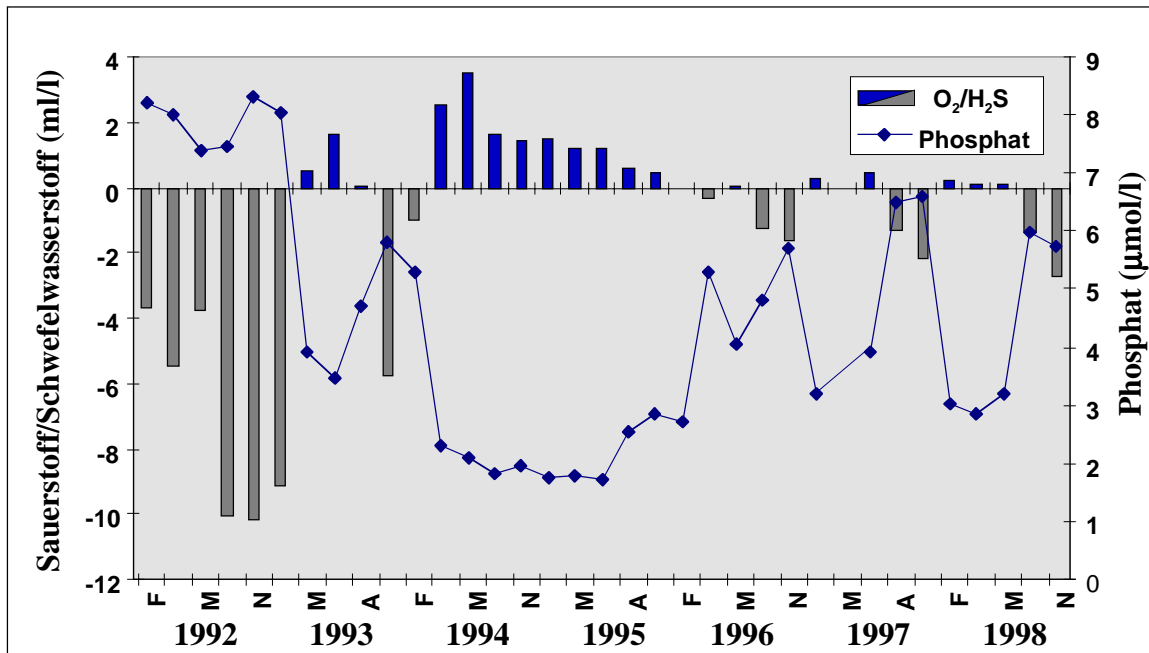


Abb.3: Die Entwicklung des Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffgehaltes im Gotlandtief (Stat. 271; 230 – 240 m Tiefe) zwischen 1992 und 1998 und ihr Einfluss auf die Phosphatverteilung. (Schwefelwasserstoff als negative Sauerstoffäquivalente)

Zusammenfassung

In den eutrophierten Küstenbereichen kam es im Sommer auf Grund von thermohaliner Schichtung und ruhiger Wetterlagen zu Sauerstoffverarmung am Boden. In den inneren Förden der schleswig-holsteinischen Küste trat bereits im Frühsommer im Tiefenwasser eine ausgeprägte und anhaltende Sauerstoffmangelsituation auf. Schwefelwasserstoff, der sich bei völligem Fehlen von Sauerstoff bildet, trat in der Flensburger Förde und in der Kieler Bucht

auf. Im September gingen auch in der Mecklenburger Bucht die Sauerstoffgehalte am Boden auf Minimalwerte zurück. Die Sauerstoffversorgung der zentralen Ostsee verbesserte sich nur kurzfristig. Sauerstoffreiches Tiefenwasser gelangte 1997 ins Bornholm- und ins Gotlandbecken, aber schon im Mai 1998 wurde auch dort wieder Schwefelwasserstoff gemessen. Insgesamt verstärkte sich 1998 die Mächtigkeit der anoxischen Tiefenschicht und breitete sich weiter nach Süden aus.

33 Nährstoffe

Unter dem Begriff Nährstoffe werden im Allgemeinen solche Verbindungen zusammengefasst, die für das Wachstum des Phytoplanktons unerlässlich sind. Ein Überangebot an Nährstoffen im Wasser ist ein Indikator für Eutrophierung. Zu den wichtigsten Nährstoffen gehören Phosphat, sowie die verschiedenen anorganischen Komponenten des Stickstoffkreislaufes Ammonium, Nitrit und Nitrat. In den Monaten geringer biologischer Aktivität, also im Winter, werden die höchsten Nährstoffkonzentrationen gemessen. Daher werden die Winterwerte für zeitliche und räumliche Vergleiche genutzt. Nach dem Verbrauch der Nährstoffe durch die Algen kann es vom Frühjahr bis zum späten Herbst zu einer Nährstofflimitation kommen.

Die Haupteintragsquellen für Phosphor in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind zu ca. zwei Dritteln diffuse Einträge von landwirtschaftlichen Nutzflächen und zu ca. einem Drittel Punktquellen, wie Kläranlagen (BEHRENDT 1996). Durch den fortschreitenden Sanierungsgrad der Kläranlagen wird der Anteil aus der Landwirtschaft noch ansteigen, vor allem drainierte Flächen verfügen über ein hohes Austragspotential. Neben den externen Quellen haben die nährstoffreichen Sedimente der flachen inneren Küstengewässer einen erheblichen Anteil an der Eutrophierung. Durch die ständige Remobilisierung von Phosphat wirken sie gewissermaßen als gewässerinternes Phosphordepot.

Haupteintragsquelle für die gelösten anorganischen Stickstoffverbindungen ist ebenfalls der diffuse Eintrag (ca. 80%) von landwirtschaftlich genutzten Flächen (BEHRENDT 1996). Dadurch haben die meteorologischen Bedingungen einen wesentlichen Einfluss auf den

Stickstoffeintrag über die Flüsse in die Küstengewässer.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

Die Nährstoffkonzentrationen der schleswig-holsteinischen Küstengewässer folgen einem ausgeprägten Jahresgang. Ihre Maxima liegen in der Regel im Januar. Abbildung 4 zeigt die Abhängigkeit der Nitrat- und Phosphatkonzentrationen vom Algenwachstum. In der Kieler Außenförde tritt bereits Mitte Februar die erste Planktonblüte auf, erkennbar an der einsetzenden Nitrat- und Phosphatabnahme und dem steilen Anstieg der Chlorophyll a-Konzentrationen. Im Sommer liegen die Gehalte häufig im Bereich bzw. unter der Nachweisgrenze von 0,001 mg/l Nitrat-N. Im Spätherbst erfolgt dann wieder ein Anstieg der Nitratkonzentration.

Die Phosphatkonzentrationen im Oberflächenwasser nahmen ebenfalls im Frühjahr ab, minimale Werte wurden ab Mai beobachtet. Im Herbst stiegen die Konzentrationen als Folge der Durchmischung des Wasserkörpers wieder auf ein Maximum an, das bis in den Spätwinter anhält. Die Schlei zeigte einen davon abweichenden Jahresgang, hier traten die Maxima im Spätsommer auf. Im Unterschied zu den Verhältnissen im küstennahen Bereich besteht das Sediment der inneren Schlei überwiegend aus Faulschlamm, da die Wassertiefe an der Station in der inneren Schlei nur 3,3 Meter beträgt. Dies führt alljährlich wiederkehrend zur Freisetzung von Stickstoff und Phosphor. Auch im regionalen Vergleich zeigte die Schlei sehr viel höhere Nitrat- (3-fach) und Phosphat-Werte (40-fach) als die anderen schleswig-holsteinischen Küstenabschnitte (Tab.1).

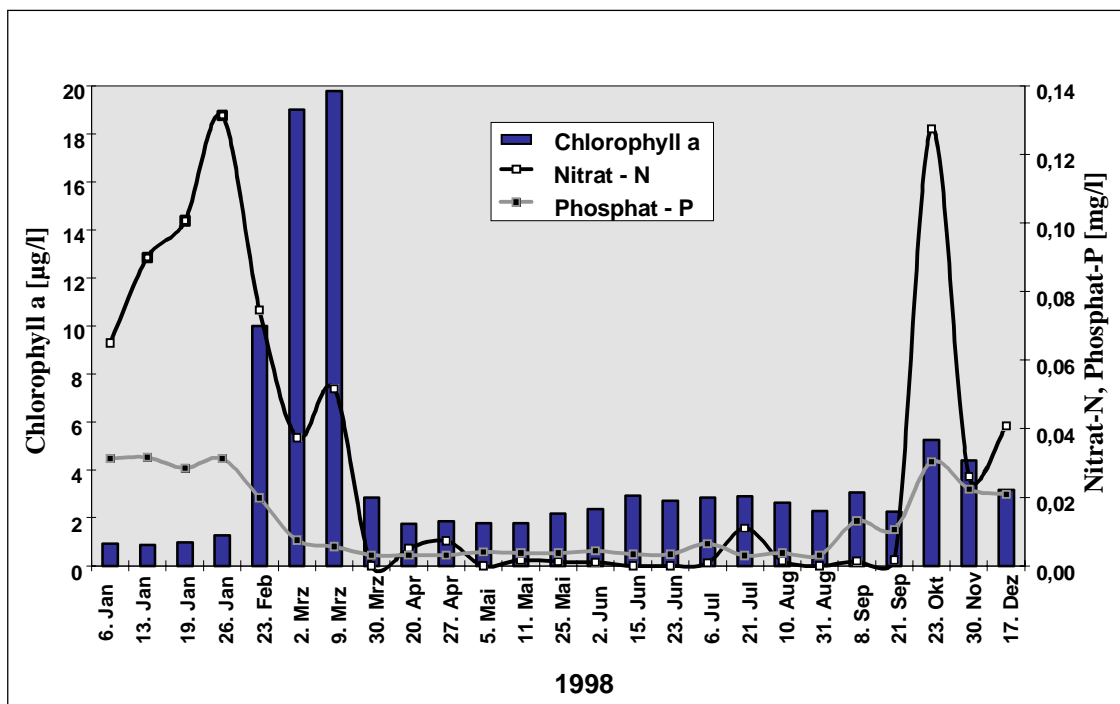


Abb. 4: Jahresgang der Nitrat- und Phosphatkonzentration in Abhängigkeit von Chlorophyll-a-Konzentration in der Kieler Außenförde 1998

Tab. 1: Winterwerte von Nitrat und Phosphat 1998 im Vergleich zum 5-Jahres-Median des Zeitraums 1993-1997

Station/Gebiet	Nitrat mg/l N		Phosphat mg/l P	
	Median 93-97	Januar 1998	Median 93-97	Januar 1998
Flensb. Förde innen	0,21	0,17	0,048	0,070
Flensb. Förde außen	0,14	0,059	0,034	0,022
Schlei, Große Breite	3,9	4,3	0,080	0,076
Eckernförder Bucht	0,10	0,067	0,025	0,028
Kieler Außenförde	0,083	0,095	0,019	0,030
Lübecker Bucht	0,12	0,10	0,023	0,031

Mecklenburger- und Pommersche Bucht

Im Jahr 1998 entsprachen die Konzentrationen der gelösten Nährstoffe in den äußeren Küstengewässern den Werten der beiden Vorjahre (Tab. 2). Die winterlichen Phosphatwerte lagen um ca. 50 % unter dem langjährigen Mittel, die Nitratwerte waren annähernd normal. Die planktische Primärproduktion hatte ab März/April eine schnelle Abnahme der Nährstoffkonzentrationen zur Folge. Im Seegebiet zwischen Warnemünde und Darßer Ort wurde schon im Januar eine Phosphatverarmung beobachtet.

Ursache war vermutlich eine frühe Planktonentwicklung, die sich infolge guter klimatischer Bedingungen ausbildete. Die Nährstoffverarmung setzte im April zuerst in den westlichen Seegebieten ein. Ab Mai waren Phosphat und Nitrat im gesamten Küstenbereich kaum noch nachzuweisen. Ab September stiegen die Phosphatwerte und erst ab November hatten die Nitratkonzentrationen wieder ein nachweisbares Niveau erreicht. Insgesamt war die Phosphatverarmung zeitlich und räumlich ausgeprägter als in den Vorjahren.

Tab. 2: Phosphat und Nitrat ($\mu\text{mol/l}$) im Oberflächenwasser der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Vergleich der Perioden 1987-1996 und 1997-1998

Station	Phosphat						Nitrat					
	Minimum		Mittelwert		Maximum		Minimum		Mittelwert		Maximum	
	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98	87-96	97-98	87-98	97-98
äußere Küstengewässer												
Lübecker-Bucht O22	<0,1	<0,1	0,71	0,20	2,25	0,63	<0,7	<0,7	2,2	1,6	19	9
Mecklenb.-Bucht O5	<0,1	<0,1	0,71	0,23	2,87	0,63	<0,7	<0,7	2,8	1,3	32	7
Pommersche-Bucht 011	<0,1	<0,1	0,56	0,23	5,32	0,56	<0,7	<0,7	2,4	2,3	21	15
Pommersche-Bucht OB4	<0,1	<0,1	1,16	0,78	7,40	2,53	<0,7	<0,7	1,5	15,3	176	116
innere Küstengewässer												
Wismar-Bucht WB3	<0,1	<0,1	1,21	0,53	4,27	1,39	<0,7	<0,7	5,9	6,8	48	23
Unterwarnow UW4	<0,1	<0,1	3,61	0,60	12,2 6	1,71	<0,7	<0,7	50,4	47,5	339	215
Greifsw. Bodden GB19	0,07	<0,1	1,07	0,51	4,74	2,08	<0,7	<0,7	7,5	4,8	65	19
Kleines Haff KHM	<0,1	<0,1	4,64	2,64	24,2 3	7,51	<0,7	<0,7	56,8	36,0	447	177

Innere Küstengewässer

Die Konzentrationen in den inneren Gewässern liegen in der Regel um ein Vielfaches über denen der Außenküste (BACHOR et al. 1996, WEBER & GOSELCK 1997). Für die Periode 1987 bis 1996 lagen die mittleren Konzentrationen der inneren Gewässer für Phosphat um das 2- bis 5fache und für Nitrat um das 3fache höher als in der vorgelagerten Ostsee (Tab. 2).

Jedoch waren 1998 die winterlichen Phosphatkonzentrationen im Vergleich zu den langjährigen Werten niedrig (Tab. 2). Durch den Zustrom nährstoffreichen Flusswassers wurden im März und November z.T. sehr hohe Nitratkonzentrationen gemessen. Ab April war in der Mehrzahl der Gewässer das Phosphat aufgezehrt.

Die Nitratverarmung begann im Mai in den östlichen Bodden. Insgesamt war in den inneren Küstengewässern jedoch nicht die flächendeckende und langanhaltende Nährstoffverarmung wie an der Außenküste zu beobachten.

Ab September begannen die Nährstoffkonzentrationen wieder anzusteigen.

Der seit Anfang der 90er Jahre zu beobachtende Trend der Verringerung der Phosphorkonzentrationen bzw. einer Stabilisierung auf niedrigem Niveau, setzte sich im Zeitraum 1997/98 fort. Im Vergleich lagen die mittleren Phosphatkonzentrationen des Zeitraumes 1997/98 deutlich unter 50 % des zehnjährigen Mittels von 1987 bis 1996 (Abb. 5, Tab. 2). Als Hauptursachen für diese positive Entwicklung sind die Anwendung phosphatfreier Waschmittel sowie der Einsatz einer Phosphatfällung in den Kläranlagen nach 1990 und die schrittweise Modernisierung der großen kommunalen Kläranlagen im Küstenbereich bis 1996 zu nennen.

Die zeitliche Entwicklung der Stickstoffkonzentrationen der vergangenen Jahre zeigt eine deutliche Abhängigkeit vom meteorologischen und hydrologischen Regime im Einzugsgebiet der Küstengewässer. In nassen Jahren mit hohen Auswaschungsraten aus den landwirt-

schaftlichen Böden, wie 1980/81, 1987/88, 1994 und 1998, steigen die Konzentrationen in den Küstengewässern sprunghaft an, in trockenen Jahren sind die Konzentrationen entspre-

chend niedrig. Trotz der abnehmenden Tendenz ist die Verringerung der Stickstoffkonzentrationen derzeit nicht signifikant.

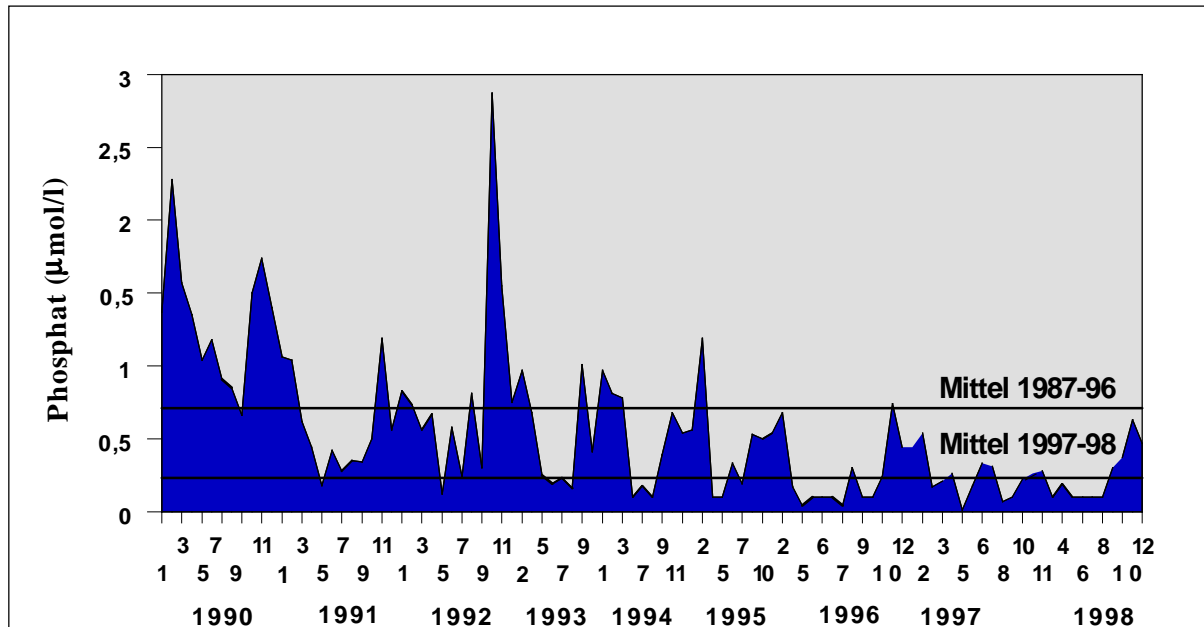


Abb. 5: Entwicklung des Phosphatgehaltes in der Mecklenburger Bucht nördlich von Warnemünde – Station O5

Offene Ostsee

In den Tabellen 3 und 4 sind die Konzentrationen von Phosphat und Nitrat in der winterlich durchmischten Deckschicht für die Jahresreihe 1994 – 1998 zusammengefasst. Generell sind die Konzentrationen in der zentralen Ostsee niedriger als in den flachen westlichen Teilgebieten der Ostsee sowie in den küstenbeeinflussten Buchten. Die in den zurückliegenden Jahren beschriebene leichte Abnahme der Phosphatkonzentrationen in allen untersuchten Seegebieten (NEHRING et al. 1995b, MATTHÄUS et al. 1998b) setzt sich 1998 nicht in gleicher Eindeutigkeit fort (MATTHÄUS et al. 1999). Die niedrigsten Werte finden sich teils 1997 (Arkonasee, östliches Gotlandbecken), teils 1998 (westliches Gotlandbecken). Dagegen scheint sich die 1997 erstmals beobachtete Abnahme der winterlichen Konzentrationen von Nitrat (MATTHÄUS et al. 1998a) fortzusetzen (Tab. 4), wobei die Veränderungen nicht signifikant sind. Da die offene Ostsee im Gegensatz zu den küstennahen Bereichen

wesentlich langsamer auf Reduzierungen von Einträgen reagiert, kann man aber erwarten, dass es sich um einen Trend handelt, der sich fortsetzen wird.

Das Auftreten der Nährstoffe im Tiefenbereich der zentralen Ostsee ist an die Sauerstoffverteilung geknüpft. Der Wechsel zwischen oxidischen und anoxischen Verhältnissen, der durch verschiedene Einstromereignisse hervorgerufen wurde (siehe Kapitel 3.2), spiegelte sich deutlich im Nährstoffregime wider. Mit dem Übergang zu anoxischen Bedingungen kann kein Nitrat mehr nachgewiesen werden (Abb. 6). Phosphat geht durch Remobilisation in Lösung (siehe auch Abb. 3) und das durch Mineralisation entstehende Ammonium kann nicht nitrifiziert werden und reichert sich an. Unter oxidischen Bedingungen liegen die anorganischen Stickstoffverbindungen fast ausschließlich als Nitrat vor, die Phosphatkonzentrationen sind vergleichsweise gering, da Phosphat teilweise ausgefällt wird.

Tab. 3: Gemittelte Phosphatkonzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht (0 – 10m) der westlichen und zentralen Ostsee (Minimalwerte hervorgehoben)

Station/ Phosphat($\mu\text{mol/l}$)	1994	1995	1996	1997	1998
Lübecker Bucht 023	0,73	0,84	-	0,60	0,64
Meckl.Bucht 012	0,64	0,68	0,59	0,56	0,66
Arkonasee 113	0,56	0,46	0,51	0,38	0,40
Bornholmtief 213	0,53	0,44	0,49	0,50	0,46
Gotlandtief 271	0,48	0,56	0,46	0,43	0,49
Farötief 286	0,43	0,55	0,52	0,37	0,49
Landsorttief 284	-	0,56	0,54	0,50	0,42
Karlsötief 45	0,61	0,67	0,58	0,57	0,47

Tab. 4: Gemittelte Nitratkonzentrationen in der winterlichen Oberflächenschicht (0 – 10m) der westlichen und zentralen Ostsee (Minimalwerte hervorgehoben)

Station/ Nitrat ($\mu\text{mol/l}$)	1994	1995	1996	1997	1998
Lübecker Bucht 023	16,1	11,5	-	8,1	12,0
Meckl.Bucht 012	6,6	7,2	5,0	5,7	6,6
Arkonasee 113	4,9	4,2	5,8	4,2	3,1
Bornholmtief 213	4,1	4,2	4,1	4,2	3,1
Gotlandtief 271	3,8	4,2	4,1	3,6	3,7
Farötief 286	3,7	4,6	3,8	3,6	3,7
Landsorttief 284		5,2	4,0	4,2	4,2
Karlsötief 245	4,8	4,6	4,3	3,7	3,1

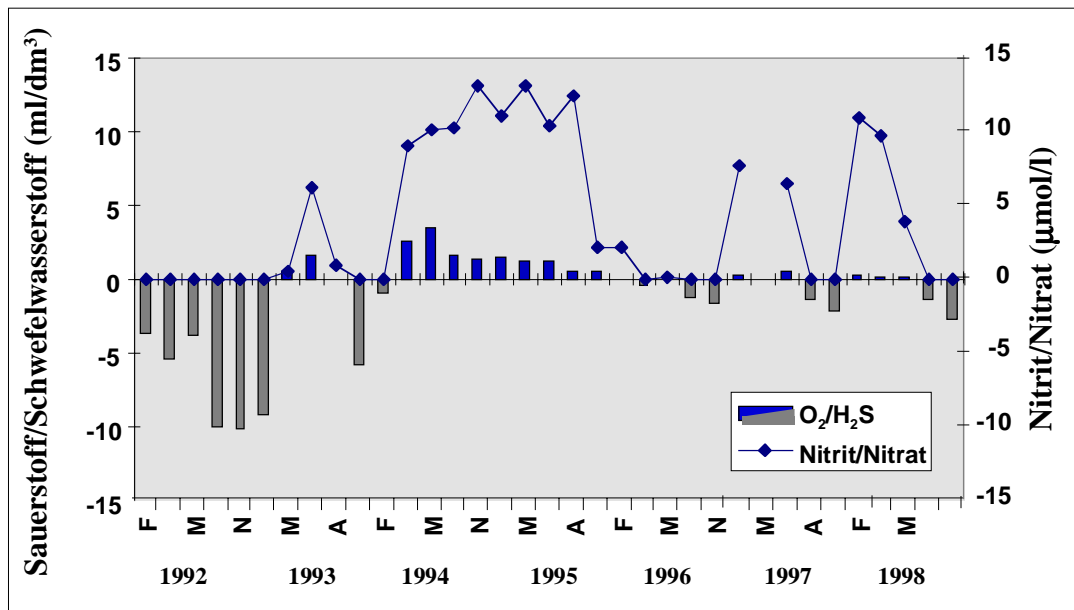


Abb. 6: Die Entwicklung des Sauerstoff- und Schwefelwasserstoffgehaltes im Gotlandtief (Stat. 271; 230 – 240 m Tiefe) zwischen 1992 und 1998 und ihr Einfluss auf die Verteilung von Nitrat (Schwefelwasserstoff als negative Sauerstoffäquivalente)

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann man feststellen, dass die Phosphatgehalte in den Küstengewässern 1997/98 weiter abnahmen. Besonders deutlich war das vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, wo die Werte weniger als 50% des zehnjährigen Mittels betragen. Dieser Rückgang ist auf phosphatfreie Waschmittel und modernisierte Kläranlagen zurückzuführen. Die Nitratwerte schwankten in Abhängig-

keit von den Niederschlagsmengen im Einzugsgebiet der Flüsse. In der Schlei lagen die Nitrat-Winterkonzentrationen 1998 über dem 5-Jahresmedian. In den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns und in der Schlei lagen die Nitrat-Werte um ein Vielfaches über denen der übrigen Küstengewässer. In der zentralen Ostsee sind die Phosphat- und Nitratwerte naturgemäß niedriger als im Küstenbereich, zeigten aber nur eine leicht abnehmende Tendenz.

34 Anorganische Schadstoffe

So gut wie alle Spurenmetalle kommen natürlich in der Umwelt vor. Einige sind als essentielle Spurenstoffe sogar unentbehrlich für die Existenz von Pflanzen und Tieren. Heute sind jedoch anthropogene Aktivitäten die Hauptquelle für viele Spurenelemente, so dass die natürlichen Konzentrationen, die sogenannte Hintergrundbelastung deutlich überschritten wird. Den Elementen Blei, Cadmium und Quecksilber gilt eine erhöhte Aufmerksamkeit bei der Überwachung, da diese Elemente ökotoxikologisch besonders relevant sind und schon in relativ geringen Konzentrationen Langzeitwirkungen bei Organismen hervorrufen können (GERCKEN, 1996).

Messprogramm

Meerwasser

Das geplante Monitoringprogramm für die schleswig-holsteinischen Küstengewässer (LANU) konnte 1997 nicht für alle Stationen eingehalten werden. Die Schwermetallkonzentrationen wurden in der unfiltrierten, vor Ort angesäuerten Probe bestimmt. Bei der Medianberechnung wurden Ergebnisse unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze mit dem halben Zahlenwert der jeweiligen Bestimmungsgrenze einbezogen.

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste erfolgte die Bestimmung der Spurenmetalle durch das LUNG ebenfalls in unfiltrierten

Wasserproben. Die gewählten Stationen sind potentiell durch Einträge aus Flüssen, Kläranlagen und Werften belastet.

Bei den Proben aus der offenen Ostsee (IOW) wurde zwischen den gelösten und den partikulär gebundenen Metallen differenziert. Die gelösten Metallkonzentrationen sind nicht mit den Werten der Küstengewässer zu vergleichen, da sie aus filtrierten Proben bestimmt wurden.

Sediment

Die Sediment-Daten der schleswig-holsteinischen Küstengewässer und die der offenen Ostsee lagen zum Zeitpunkt der Berichterstellung noch nicht vor. An der mecklenburg-vorpommerschen Küste werden die Oberflächensedimente der Bodden (Greifswalder, Kubitzer, Rügensch, Darß-Zingster und Barther Bodden) und der Mündungsbereich der Warnow auf Schwermetalle untersucht. Die Feinkorngehalte (<20µm) lagen 1997/98 an den Stationen der Außenküste zwischen 1 und 8%, an denen der inneren Küstengewässer zwischen 12 und 67%. Die Schlicksedimente der Darß-Zingster Bodden und der Unterwarnow wiesen einen noch höheren Feinkornanteil von meist über 50% auf. Um die Stationen vergleichen zu können, werden nur die Schadstoffgehalte in der Feinkornfraktion dargestellt.

Biota

Die Schwermetall-Daten von Miesmuscheln der schleswig-holsteinischen Küste lagen zum Zeitpunkt der Berichtserstellung noch nicht vor. An der mecklenburg-vorpommerschen Küste wurde die Belastung der Muscheln an sieben unterschiedlichen Standorten gemessen (LUNG und UPB).

Fische wurden aus dem Nationalpark (NP) Vorpommersche Boddenlandschaft (Aalmuttern) und der südlichen zentralen Ostsee (Hering und Dorsch) untersucht. In der Muskulatur der Aalmuttern wurde Kupfer, Blei, Arsen und Quecksilber bestimmt, in der Leber Cadmium (UPB). Heringe und Dorsche werden seit 1995 auf anorganische Schadstoffe untersucht (BFA-Fi). In der Leber wurden Cadmium, Blei, Kupfer und Zink, im Muskel Quecksilber bestimmt.

Außerdem wurden 1998 aus dem Probenahmegebiet Heuwiese im Nationalpark Vor-

pommersche Boddenlandschaft 120 Silbermöweneier gesammelt, die auf Kupfer, Arsen und Quecksilber untersucht wurden. 1997 fand für Aalmuttern und Möweneier keine Probenahme statt.

341 Quecksilber

Quecksilber wird in der Industrie vor allem bei der Chloralkali-Elektrolyse eingesetzt. Weitere Industriezweige in denen Quecksilber zur Anwendung kommt, sind die chemische, holz- und metallverarbeitende Industrie. Organoquecksilberverbindungen werden auch als Fungizide eingesetzt, was in Deutschland aber verboten ist. Im Meerwasser ist Quecksilber in einer Vielzahl von gelösten Formen zu finden, wobei die rein anorganischen Verbindungen überwiegen. Alle Quecksilberverbindungen besitzen ein hohes toxisches Potential, wobei organische Verbindungen akut toxischer sind als die anorganischen Salze.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Die Quecksilberkonzentrationen variierten zwischen <1 ng/l (Kieler Außenförde, April 1997) und maximal 9 ng/l (Kieler Bucht, Kieler Außenförde und Mecklenburger Bucht). Der Median lag bei 3 ng/l (Tab. 5).

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Quecksilber kommt in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns nur selten in Konzentrationen über 100 ng/l vor. Recht häufig lagen die Konzentrationen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze oder wenig darüber. Im Mittel bewegten sich die Konzentrationen zwischen 14 und 38 ng/l (Tab. 5). Die höchsten bisher gemessenen Quecksilberkonzentrationen waren im Kleinen Haff mit 264 ng/l (Mai 1998) und 210 ng/l (August 1997) zu verzeichnen. Nach solchen Belastungsspitzen wurden erst vier bis acht Wochen später wieder "normale" Werte erreicht. Die Höchstwerte in den übrigen Gewässern betragen 230 ng/l in der Unterwarnow, 161 ng/l in der Wismar-Bucht und 130 ng/l in der Pommerschen Bucht.

Offene Ostsee

In der offenen Ostsee wurde Quecksilber am häufigsten im Konzentrationsbereich bis 2,5 ng/l angetroffen (Abb. 7), in Küstennähe lagen die Werte etwas darüber (2,5-5 ng/l). Einzelne

erhöhte Konzentrationen im Frühjahr, die im Küstenbereich vor Mecklenburg-Vorpommern und im Einflussbereich der Oder angetroffen wurden, sind wahrscheinlich auf die durch Schmelzwassereinträge erhöhten Schwermetallfrachten der Flüsse zurückzuführen.

Tab. 5: Quecksilbergehalte aus unfiltrierten Proben in ng/l Wasser von 1997/98 (die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

		Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)		<1	3	9
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)				
Wismar-Bucht		10	31	79
Unterwarnow		10	38	51
Pommersche Bucht		10	14	48
Kleines Haff		10	19	73
Offene Ostsee (IOW)	1997	0,3	1,1	12
	1998	0,9	2,3	9,1

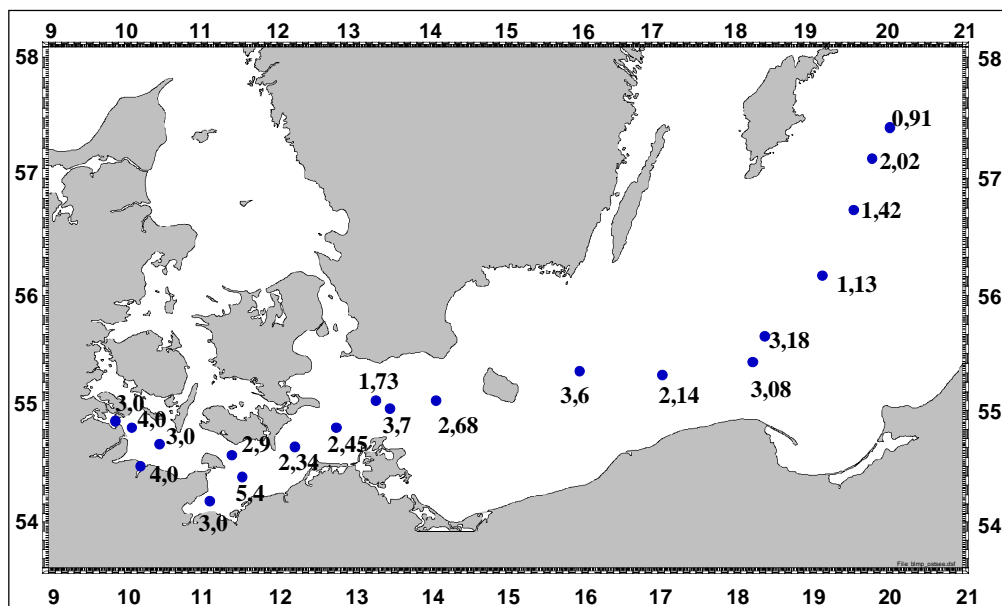


Abb. 7: Quecksilberkonzentrationen (ng/l) im Oberflächenwasser der Ostsee 1998

Sediment

Die Bewertung der Schwermetallgehalte erfolgt durch den Vergleich mit geogener Hintergrundbelastung, wie sie in verschiedenen Arbeiten zumindest für einige Elemente in Sedimenten des Arkonabeckens hergeleitet wurden (BRÜGMANN UND LANGE, 1990; LEIPE et al., 1995).

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Im Untersuchungszeitraum wurden an den äußeren Küstenstationen Konzentrationen zwischen 0,2 und 0,4 mg/kg Trockenmasse (TM) vorgefunden. An den inneren Stationen lagen die Gehalte zwischen 0,13 und 0,6 mg/kg (Werftstandort Warnemünde). Die Sedimente in der Unterwarnow weisen insgesamt etwas

höhere Gehalte auf als die der vorpommerschen Bodden. Der Median von 0,3 mg/kg ist

mit dem im Untersuchungszeitraum 1994 bis 1996 festgestellten vergleichbar.

Tab. 6: Quecksilbergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	0,11	0,27	0,84
Warnow-Mündung	0,2	0,305	0,62

Biota

Miesmuscheln

Die gemittelten Quecksilbergehalte in Miesmuscheln variierten 1997 und 1998 zwischen 0,05 und 0,54 mg/kg TM. 1998 wurden die

geringsten Quecksilbergehalte in Muscheln nördlich Zingst, die höchsten nördlich Usedom gemessen. Die Quecksilbergehalte in Miesmuschelhomogenaten von Darßer Ort weisen seit Mitte der 90er Jahre eine steigende Tendenz auf und lagen 1998 bei 0,1 mg/kg TM (Abb. 8).

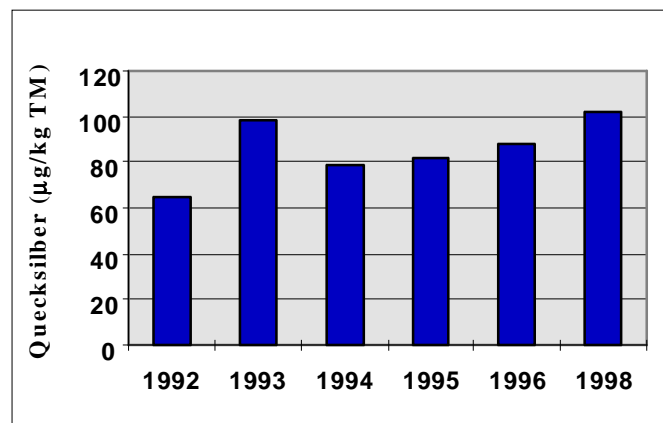


Abb. 8: Quecksilbergehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Der Quecksilbergehalt in der Aalmuttermuskulatur von 1998 betrug 153 µg/kg TM (entspricht 33,7 µg/kg FG). Dagegen waren die ermittelten Quecksilbergehalte in Hering und Dorsch aus der südlichen zentralen Ostsee (Tab. 7) etwas niedriger und bewegten sich in Bereichen, die für nicht besorgniserregend gehalten werden. Seit Beginn der Untersuchungen ergaben sich keine signifikanten Ver-

änderungen, auch Trends waren nicht zu erkennen.

Möweneier

Die Anreicherung des Quecksilbers in Silbermöweneiern ist besonders groß. Der Gehalt lag 1998 mit 676 µg/kg TM um das 5-7 fache über dem der Miesmuscheln (entspricht 155,5 µg/kg FG).

Tab. 7: Quecksilber-Gehalte in Biota von 1998, bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Mies- muschel	Mies- muschel	Aalmutter Muskel	Hering Muskel	Dorsch Muskel	Silbermöwe Eier
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98	UPB 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See	Heuwiese
Bezugsgröße	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg TM	µg/kg FG	µg/kg FG	µg/kg TM
Minimum	50	-	-	10,7	17,2	-
Median	140	100	153	19,1	24,3	676
Maximum	540	-	-	48,5	33,8	-

342 Cadmium

Cadmium zählt zu den giftigsten Spurenelementen überhaupt. Es reichert sich in der Nahrungskette an und kann Missbildungen, Krebs und Veränderungen des genetischen Materials hervorrufen. Cadmium kommt in der Industrie vor allem beim Korrosionsschutz und bei der Herstellung von Batterien und Akkumulatoren zum Einsatz. Bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern gelangen große Mengen Cadmium in die Atmosphäre. In den Boden gelangt Cadmium häufig über Phosphatdünger. Cadmium ist in der Umwelt sehr mobil und gelangt vorwiegend über die Atmosphäre und über Abwässer ins Meer.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Für Cadmium lagen 63% aller Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 20 ng/l, deshalb kann kein Median angegeben werden (Tab. 8). Höchste Konzentrationen von 40 ng/l wurden in der Geltinger Bucht, der Kieler Bucht und der Kieler Außenförde gemessen.

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Cadmium kam 1997/98 in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns oft nur in Spuren vor. Nicht selten lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze, meist zwischen 10 und 100 ng/l (Tab. 8). Es wurden aber auch um ein Vielfaches höhere Konzentrationen bestimmt. So wurde im Mai 1998 in der Wismar-Bucht eine Cadmium-Konzentration von 980 ng/l (gleichzeitig mit dem ho-

hen Quecksilber-Wert) gemessen. In den nachfolgenden Monaten wurden immer noch erhöhte Werte beobachtet, die erst langsam zurückgingen (290 ng/l im Juni, 257 ng/l im Juli, 175 ng/l im August und 32 ng/l im September). Als mögliche Quelle kommen die Abwässer aus der Kläranlage Wismar-Wendorf in Betracht. Im Ablauf dieser Kläranlage wurden immerhin bereits Cadmium-Konzentrationen bis 3.800 ng/l festgestellt. Ähnlich hohe Werte wurden im Ablauf der Kläranlage Rostock ermittelt. In der Unterwarnow betrug der bisherige Höchstwert 372 ng/l. Im Haff und in der Pommerschen Bucht wurden Höchstwerte von 890 ng/l bzw. 583 ng/l registriert. Diese sehr hohen Werte weisen auf zeitweise sehr starke Belastungen mit Cadmium hin.

Offene Ostsee

Die Cadmiumkonzentrationen in der gelösten Phase variierten wie in den Vorjahren in der westlichen Ostsee zwischen 15 und 20 ng/l und in der zentralen Ostsee zwischen 10 und 15 ng/l. Der Konzentrationsbereich <10 ng/l wurde im sauerstoffarmen Tiefenwasser des Landsorttiefs und des Gotlandtiefs angetroffen. Im bodennahen Bereich des Bornholmbeckens wurden 12 ng/l gemessen.

Generell stellt sich hier die Frage, warum die Cd-Konzentrationen in der zentralen Ostsee tendenziell niedriger sind als in der westlichen Ostsee. Dafür können zwei Prozesse unabhängig voneinander verantwortlich sein: Mit steigendem Salzgehalt bilden sich lösliche Cadmium-Hexachloro-komplexe, was zu höheren Cadmium-Gehalten in der westlichen Ostsee führen würde. Außerdem ergibt sich durch die Primärproduktion eine Cadmium-Fixierung an

die partikuläre Phase, was zu einer Eliminierung des Cadmiums aus dem Oberflächenwasserkörper in das Tiefenwasser der Ostseebecken führen kann. Entsprechend den Redox-Verhältnissen wird es hier von der partikulären Mangan-Phase adsorbiert oder unter anoxischen Bedingungen als Sulfid ausgefällt und damit dem Oberflächenwasser entzogen. In

welchen Zeitskalen sich diese Prozesse abspielen ist nicht bekannt.

Letzte These wird durch den Anstieg der Cadmium-Konzentrationen in der partikulären Phase an einigen Tiefenwasser-Stationen gestützt.

Tab. 8: Cadmiumgehalte in ng/l Wasser von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

		Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)		<20	<20	40
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)				
Wismar-Bucht		10	55	367
Unterwarnow		10	26	264
Pommersche Bucht		17	47	175
Kleines Haff		17	50	353
Offene Ostsee (IOW) F	1997	6	13	23
	1998	5	14	21

Sediment

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Die vorgefundenen Cadmium-Konzentrationen variierten zwischen 0,5 und 2,3 mg/kg TM, wobei die Konzentrationen im Greifswalder

Bodden insgesamt höher sind. Die mit 0,3 mg/kg angegebene geogene Hintergrundbelastung wird um das 2-8 -fache überschritten. Die Mediane für die Jahre 1994-1996 und 1997/1998 liegen in gleichen Größenordnungen.

Tab. 9: Cadmiumgehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	0,67	1,15	2,3
Warnow-Mündung	0,5	0,825	1,3

Noch höhere Konzentrationen wurden in den Sedimenten des Peenestromes und besonders des Kleinen Haffs registriert, was darauf

schließen lässt, dass der Haupteintrag aus der Oder stammt (Abb. 9).

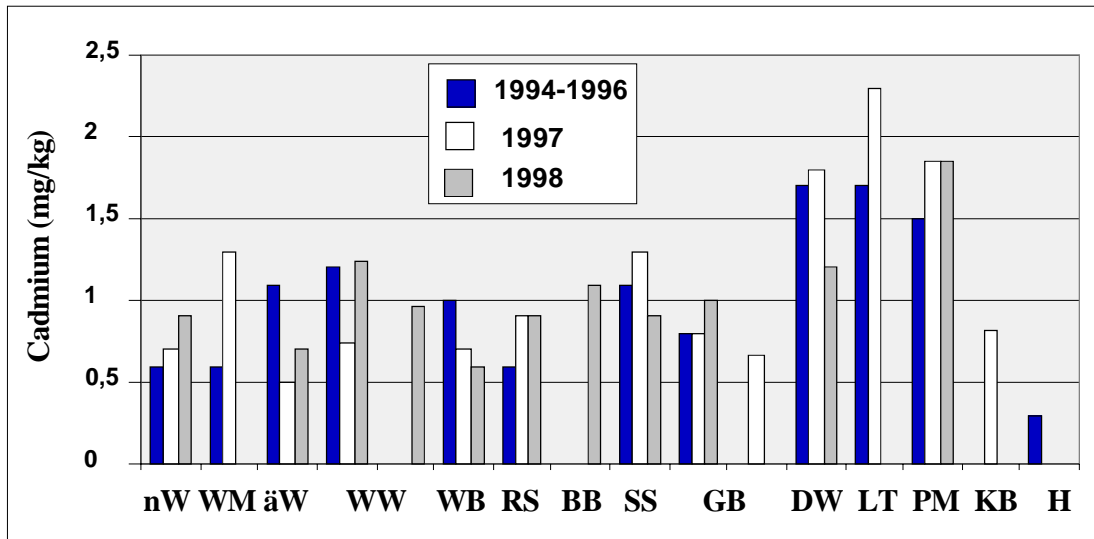


Abb. 9: Cadmiumgehalte in Oberflächensedimenten (<20µm) der MVP-Küste 1994-96, 1997 und 1998 (nW=nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wieck, LT=Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden, H= Hintergrundwert, Arkonabecken)

Biota

Miesmuscheln

Die Belastung von Miesmuscheln mit Cadmium ist im Vergleich zu den anderen untersuchten Biota relativ hoch (Tab. 10). Die mittleren Gehalte bewegten sich im Zeitraum 1997 bis 1998 zwischen 0,75 und 5,7 mg/kg TM. 1998 wurden die geringsten Cadmiumgehalte

in Muscheln aus der Wismar-Bucht und der Unterwarnow, die höchsten nördlich von Zingst und nördlich von Usedom registriert. Die Gehalte in Miesmuschelhomogenaten von Darßer Ort schwankten in den letzten sechs Jahren zwischen 2,3 und 3,1 mg/kg TM und lagen 1998 bei 2,5 mg/kg TM. Seit 1992 ist kein Trend zu verzeichnen (Abb. 10).

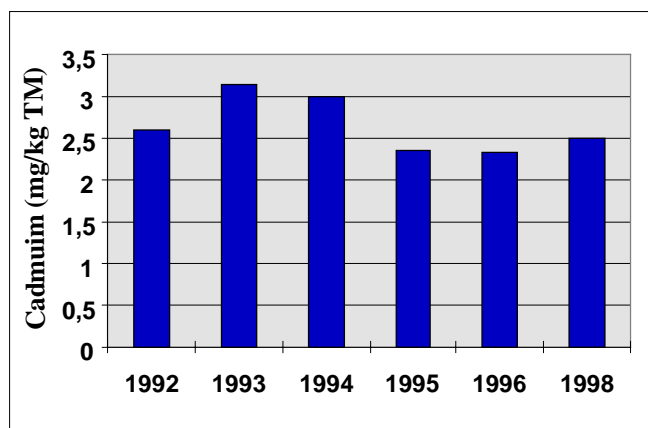


Abb.10: Cadmiumgehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Die in Heringslebern gemessenen Cadmiumgehalte sind auffallend hoch im Vergleich zu denen der Dorsch- und Aalmutterlebern (Tab. 10). Ähnliche Werte wurden auch in der zentralen Ostsee und im bothnischen Meerbusen in

schwedischen Untersuchungen ermittelt. Dort wurden unter Berücksichtigung älterer, bis auf das Jahr 1981 zurückgehender Untersuchungen signifikante Zunahmen der Cadmium-Gehalte um 5 bis 8% pro Jahr errechnet. Der Grund für diese sehr auffälligen Trends konnten noch nicht befriedigend ermittelt werden (HARMS

1996). Ob auch in der Arkona-See die Cadmium-Gehalte in Heringen zunahmen, kann aus den vorliegenden Ergebnissen seit 1995 noch nicht abgeleitet werden. Der Cadmiumgehalt

der Aalmutterleber betrug 1998 161 µg/kg TM, was 69,2 µg/kg FG entspricht und damit in der gleichen Größenordnung liegt wie der Gehalt der Dorschleber.

Tab. 10: Cadmium-Gehalte in Biota von 1998 bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Mies- muschel	Mies- muschel	Aalmutter Le- ber	Hering Leber	Dorsch Leber
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG
Minimum	0,75	-	-	0,268	0,0262
Median	2,45	2,5	0,161	0,644	0,0557
Maximum	5,7	-	-	1.2	0,0865

343 Blei

Blei wird bei der Verbrennung von fossilen Energieträgern in großen Mengen freigesetzt. Die Hauptmenge des in der Atmosphäre nachweisbaren Bleis stammt aus dem bei der Verbrennung von verbleitem Kraftstoff freigesetztem Bleitetraethyl. Der Haupteintragspfad von Blei in die Umwelt ist die atmosphärische Deposition in Form von Schwebstoffpartikeln.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Für Blei lagen 93% aller Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/l (Tab. 11). Die Maximumkonzentration von 0,6 µg/l wurde in der Schlei bei Lindholm gemessen.

Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Die in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns gemessenen Blei-Konzentrationen lagen überwiegend zwischen 0,15 und 1,5 µg/l (Tab. 11). Im Zeitraum 1997-98 wurden in allen untersuchten Küstengewässerregionen höhere Mittelwert-Konzentrationen als in den Jahren 1994-96 ermittelt. Deutlich erhöhte Werte traten während des Sommerhochwassers der Oder Ende Juli/Anfang August 1997 in der Pommerschen Bucht (4,57 µg/l am 30.07.) und im Kleinen Haff (3,28 µg/l am 31.07.) auf. Aber auch in der Wismar-Bucht (4,4 µg/l am 18.03.1998)

und in der Unterwarnow (16,3 µg/l am 07.04.1998) wurden sehr hohe Einzelwerte gemessen. In beiden Gewässern traten diese Höchstwerte zusammen mit den Höchstwerten für Kupfer auf.

Verantwortlich dafür könnten Abwassereinflüsse gewesen sein. Beide Messstellen liegen im Einflussbereich großer Kläranlagen, und zwar der von Wismar bzw. Rostock. Im Ablauf der Kläranlage Wismar wurden zeitweise Blei-Konzentrationen bis zu 33 µg/l nachgewiesen. Ähnlich hohe Werte waren auch im Ablauf der Kläranlage Rostock zu verzeichnen. Die sehr hohen Blei- und Kupferwerte, die am 07.04.1998 in der Unterwarnow gemessen wurden, könnten mit erhöhten Niederschlägen in der ersten Aprildekade in Zusammenhang stehen, die auf eine sehr trockene Periode folgte. Es ist bekannt, dass über die Regenentwässerung stoßweise hohe Schwermetallbelastungen auftreten können.

Offene Ostsee

Die Bleikonzentrationen in der gelösten Phase variierten im Februar 1998 hauptsächlich zwischen 5-50 ng/l. Nur vereinzelt traten Konzentrationen zwischen 50-75 ng/l an Stationen in der Mecklenburger Bucht sowie in der Pommerschen Bucht im Einflussbereich der Oder auf. Die niedrigsten Konzentrationen wurden im Tiefenwasser mit Werten <5 ng/l gemessen. Die Bleianteile im partikulären Material sind am häufigsten im Konzentrationsbereich zwischen 50-100 µg/g anzutreffen, was einem durchschnittlichen prozentualen

Anteil von 50-60% am gesamten Blei entspricht. Überdurchschnittlich hohe Werte des partikulär gebundenen Bleis wurden im Tie-

fenwasser des Landsorttiefs beobachtet. Hier ist das partikelreaktive Element Blei eng mit der partikulären Manganphase assoziiert.

Tab. 11: Bleigehalte in Wasser ($\mu\text{g/l}$) von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

		Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)		<0,2	<0,2	0,6
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)				
Wismar-Bucht		0,15	0,61	1,54
Unterwarnow		0,1	1,0	1,6
Pommersche Bucht		0,13	0,8	1,49
Kleines Haff		0,2	1,23	2,56
Offene Ostsee (IOW) F	1997	0,004	0,027	0,232
	1998	0,002	0,016	0,074

Sediment

Küste Mecklenburg-Vorpommerns

Der geogene Hintergrundwert für Blei wird mit 30 mg/kg TM angegeben. Die in den Jahren 1997/1998 nachgewiesenen Konzentrationen lagen zwischen der doppelten bis 4-fachen

Hintergrundbelastung. Maximalbelastungen wurden vor der Küste von Warnemünde (122 mg/kg TM) bzw. im Zentralbereich des Greifswalder Boddens (81 mg/kg TM) registriert. Die Mediane von 1994 bis 1996 und 1997/1998 lagen in ähnlichen Größenordnungen.

Tab. 12: Bleigehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	27	61,5	81
Warnow-Mündung	25	49,5	122

Biota

Muscheln

Die Schwankungsbreite der mittleren Bleigehalte in Miesmuscheln lag an den 6 Stationen der mecklenburg-vorpommerschen Küste im Zeitraum 1997/98 zwischen 1,1 und

3,2 mg/kg TM (Tab. 13). 1998 wurden die niedrigsten Bleigehalte in den Muscheln nordöstlich von Poel und die höchsten nördlich von Zingst gefunden. Im Verlauf des Beobachtungszeitraums seit 1992 haben sich die Bleigehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort kaum verändert, 1998 wurden 2,9 mg/kg TM nachgewiesen (Abb. 11).

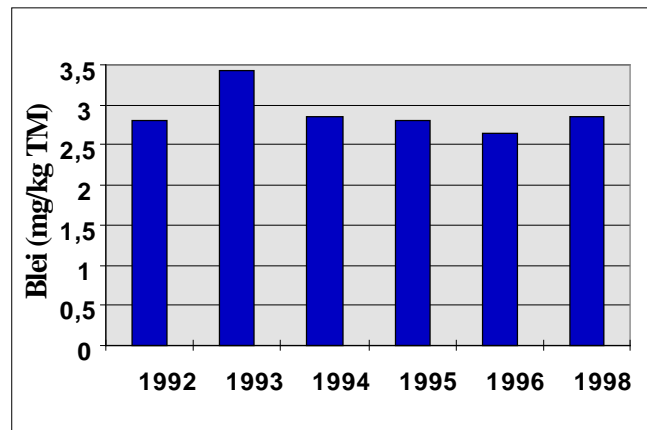


Abb. 11: Bleigehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Die ermittelten Bleigehalte in Hering- und Dorschlebern aus der südlichen zentralen

Ostsee (Tab. 13) betragen im Mittel 33 bzw. 39 µg/kg Frischgewicht, was für nicht besorgniserregend gehalten wird.

Tab. 13: Blei-Gehalte in Biota 1998 bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Mies- muschel	Mies- muschel	Aalmutter Muskel	Hering Leber	Dorsch Leber
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG
Minimum	1,1	-	-	0,023	0,02
Median	2,35	2,9	0,029	0,033	0,039
Maximum	3,2	-	-	0,05	0,088

344 Kupfer

Kupfer ist als essentielles Spurenelement Bestandteil vieler Enzyme und spielt daher eine bedeutende Rolle im Stoffwechsel. Kupfer findet vor allem in der Elektro- und Metallindustrie Verwendung und ist Bestandteil von Farbstoffen und Pestiziden. Der Eintrag in die Gewässer erfolgt vor allem durch die metallverarbeitende Industrie, kommunale Abwässer und atmosphärische Deposition. Speziell in den Küstengewässern ist ein Eintrag durch den Einsatz von Kupfer in bewuchshemmenden

Antifoulingfarben und Holzschutzimprägnierungen gegeben.

Wasser

Schleswig-Holsteinische Küste

An der schleswig-holsteinischen Küste lagen 23% aller Kupfer-Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/l. Der Kupfer-Median betrug 0,6 µg/l, die maximale Konzentration wurde in der Kieler Außenförde gemessen.

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

An der mecklenburg-vorpommerschen Küste wiesen die Konzentrationen von Kupfer eine große Spannweite auf. Meist lagen die Messwerte zwischen 1 und 5 µg/l (Tab. 15). Im Vergleich zu 1994-96 wurden im Betrachtungszeitraum niedrigere mittlere Konzentrationen festgestellt. Außergewöhnlich hohe Konzentrationen von 13,6 bzw. 13,2 µg/l traten im März und April 1998 in der Wismar-Bucht auf. Zeitgleich waren auch erhöhte Blei- und Zinkkonzentrationen zu verzeichnen. In der Unterwarnow wurde im April 1998 parallel zu dem extrem hohen Bleiwert ein sehr hoher Kupferwert von 11,4 µg/l nachgewiesen. Auch in der Pommerschen Bucht (11,4 µg/l am 16.04.1996) und im Kleinen Haff (10,1 µg/l am 07.04.1994) traten schon ähnlich hohe Werte auf.

Offene Ostsee

In der offenen Ostsee war die Kupferbelastung des Wassers mit mittleren Werten von 0,6 µg/l wesentlich geringer als im ostdeutschen Küstenbereich. Im Tiefenwasser wiesen die Kupferkonzentrationen 1997/98 eine geringe Zunahme gegenüber dem Vorjahr auf. In den Jahren 1995/96 wurden in den Ostseebecken nach einem Salzwassereinbruch niedrige Konzentrationen, die durch die Verdünnung mit kupferärmeren Nordseewasser erreicht wurden, zwischen 0,1-0,3 µg/l angetroffen. Jetzt war ein steigender Anteil im Konzentrationsbereich von 0,2-0,4 µg/l zu beobachten.

Der prozentuale Anteil von partikulär gebundenem Kupfer am gesamten Kupfer-Gehalt lag an den meisten Stationen mit <3% im Normbereich der Vorjahre. Ausnahmen wurden an den Stationen in der Beltsee (5%) und an der Station 10 mit direktem Odereinfluss (17%), in der Pommerschen Bucht sowie im Gotlandtief (5-10%) und im Landsorttief beobachtet.

Tab. 14: Kupfergehalte in µg/l Wasser von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

		Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)		<0,5	0,6	1,8
Meckl-Vorpomm. Küste (LUNG)				
Wismar-Bucht		0,31	1,54	10,5
Unterwarnow		0,2	1,45	3,94
Pommersche Bucht		0,37	1,24	3,22
Kleines Haff		0,22	1,75	2,64
Offene Ostsee (IOW) F	1997	0,206	0,596	0,844
	F 1998	0,177	0,588	0,810

Sediment

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Für Kupfer wird eine natürliche Hintergrundbelastung von 20 mg/kg TM angegeben. Diese

wurde an allen untersuchten Stationen im Zeitraum 1997/1998 überschritten (Tab. 15). Der Maximalwert von 64 mg/kg TM wurde am Wertstandort Warnemünde gemessen. Die Gehalte lagen in den Größenordnungen, wie sie auch 1994-1996 nachgewiesen wurden.

Tab. 15: Kupfergehalte in der Feinkornfraktion des Oberflächen-Sediments von 1997/98 in mg/kg TM

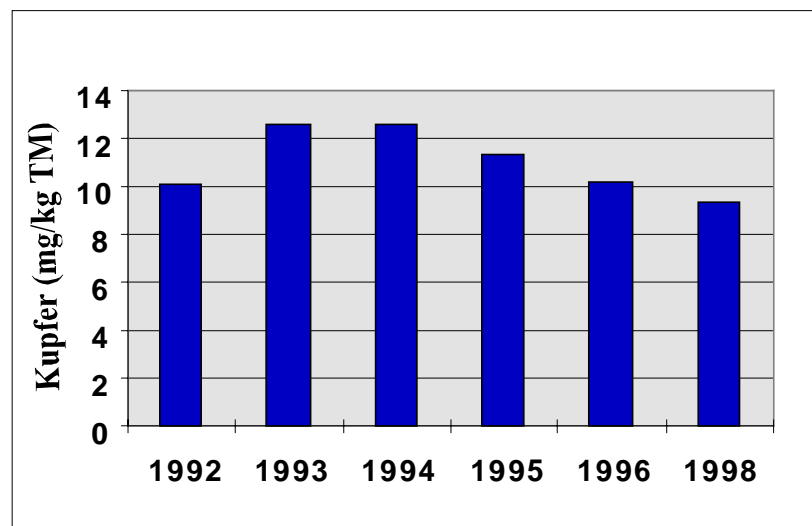
	Minimum	Median	Maximum
Meckl.-Vorpommersche Küste			
Vorpommersche Bodden	31	33	62
Warnow-Mündung	32	43,5	64

Biota

Miesmuscheln

Die Spannweite der durchschnittlichen Kupfergehalte lag an der mecklenburg-vorpommerschen Küste 1997/98 zwischen 8,6 und 16,7 mg/kg TM (Tab. 16). 1998 wurden die niedrigsten Kupferwerte in Muscheln

nördlich der Insel Poel und die höchsten nördlich von Zingst nachgewiesen. Miesmuschelhomogenate von Darßer Ort wiesen 1998 mit 9,4 mg/kg TM die niedrigsten Kupfergehalte seit Beginn der Untersuchungen im Jahr 1992 auf (Abb. 12).

**Abb. 12:** Kupfergehalte in Miesmuscheln von Darßer Ort

Fische

Die ermittelten Kupfergehalte in der Leber von Hering und Dorsch aus der südlichen zentralen Ostsee (Tab. 16) waren sehr viel höher als die Werte aus der Muskulatur der Aalmuttern. Erstere betragen im Mittel 4,1 bzw. 8 mg/kg Frischgewicht, was kaum von den Werten der letzten 4 Jahre abweicht.

Seemöweneier

Die Seemöweneier waren mit 2,7 mg Kupfer/kg TM im Verhältnis zu den anderen untersuchten Biota relativ gering belastet

Tab. 16: Kupfer-Gehalte in Biota von 1998 bzw. 1997/98 (Hering- und Dorsch-Werte sind bezogen auf Frischgewicht FG, UPB-Werte entsprechen dem Mittelwert)

	Miesmuschel	Miesmuschel	Aalmutter Muskel	Hering Leber	Dorsch Leber	Silbermöwe Eier
Mess-Institut	LUNG 97/98	UPB 98	UPB 98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98	UPB 98
Herkunft	MV-Küste	Darßer Ort	VP-Bodden	Arkona-See	Arkona-See	Heuwiese
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG	mg/kg TM
Minimum	8,6	-	-	2,0	4,3	-
Median	12,0	9,4	0,88	4,1	8,0	2,66
Maximum	16,7	-	-	6,9	12,8	-

345 Zink

Zink ist Bestandteil vieler Enzyme und für Pflanzen und Tiere ein essentielles Spurenelement. Zink findet hauptsächlich in der metallverarbeitenden Industrie als Korrosionsschutz von Eisen- und Stahlprodukten Anwendung. Der Eintrag von Zink ins Meer erfolgt vor allem über die Atmosphäre und die Flüsse. Im Wasser erreicht die Zinkbelastung die höchsten Konzentrationen der Schwermetalle. Die akute Toxizität ist aber gering, da es im tierischen Organismus kaum angereichert und leicht wieder ausgeschieden wird.

Meerwasser

Schleswig-Holsteinische Küste

Die Zinkkonzentrationen variierten an der schleswig-holsteinischen Küste zwischen < 1 und maximal $4,6 \mu\text{g/l}$ (Kieler Bucht). Der Median lag bei $1,4 \mu\text{g/l}$.

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

In den untersuchten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns trat Zink meist in Konzentrationen zwischen 1 und $12 \mu\text{g/l}$ auf (Tab. 17). In der Pommerschen Bucht wurden auch schon höhere Werte registriert, so im April und im Juni 1996 ($22,7$ und $26,6 \mu\text{g/l}$). Ein ähnlich hoher Wert wurde 1997/98 in der Wismar-Bucht mit $20,2 \mu\text{g/l}$ gemessen. Insgesamt waren räumliche und zeitliche Tendenzen kaum erkennbar, die Grundbelastung scheint aber im Kleinen Haff am größten zu sein.

Offene Ostsee

Bei den Zinkgehalten im Wasser der offenen Ostsee fielen im Vergleich zum Vorjahr höhere Werte im Landsorttief und in der Beltsee auf ($2-3 \mu\text{g/l}$). Das galt auch für das partikulär gebundene Zink ($500-1000 \mu\text{g/g}$). Eine Erklärung wurde bisher noch nicht gefunden. An den anderen Stationen wurden wie in den Vorjahren Konzentrationen um $1 \mu\text{g/l}$ angetroffen. Wie Kupfer und Cadmium gehört Zink zu den weniger partikelreaktiven Elementen, sodass der prozentuale Anteil von partikulär gebundenem Zink am gesamten Zink-Gehalt an den meisten Stationen weniger als 10% betrug.

Sediment

Mecklenburg-Vorpommersche Küste

Als natürlicher Hintergrundwert für Zinkgehalte im Arkonabecken werden 70 mg/kg TM angenommen. Die 1997/98 gemessenen Zinkgehalte schwankten zwischen 156 und 382 mg/kg TM (Median: 230 mg/kg TM) an den äußeren Stationen vor Warnemünde bzw. dem Landtief (Abb. 13). Hier wurden an der am weitesten von der Küste entfernten Station die höchsten Zinkgehalte gemessen, ebenso wie im Zeitraum 1994 bis 1996. Die Ursache hierfür ist bislang nicht bekannt. An den Stationen der inneren Küstengewässer wurden im Mittel 203 mg/kg TM gemessen (Tab. 18). Der Maximalwert von 1890 mg/kg TM wurde im Herbst 1998 im Zentralbereich des Greifswalder Bodens nachgewiesen, daneben bildet die Station Unterwarnow mit Konzentrationen um 450 mg/kg einen weiteren Belastungsschwerpunkt. Insgesamt sind die Zink-Konzentrationen an allen Stationen vergleichbar mit den seit 1994 gemessenen.

Tab. 17: Zinkgehalte in µg/l Wasser von 1997/98 (F=filtrierte Probe, die LUNG-Werte für Minimum und Maximum entsprechen den 10 und 90 Perzentilen)

		Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holsteinische Küste (LANU)		<1	1,4	4,6
Meckl.-Vorpomm. Küste (LUNG)				
Wismar-Bucht		0,63	3,53	12,13
Unterwarnow		0,32	4,96	12,95
Pommersche Bucht		0,28	5,73	16,7
Kleines Haff		2,01	4,1	12,77
Offene Ostsee (IOW) F	1997	0,496	0,890	3,406
	1998	0,422	0,813	5,573

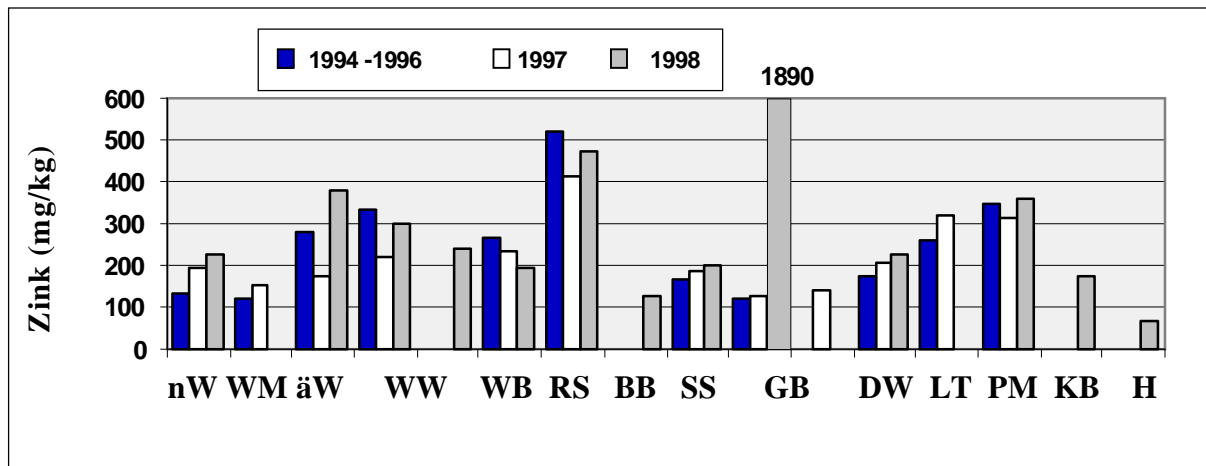


Abb. 13: Zinkgehalte in Oberflächensedimenten (< 20 µm) der MVP-Küste 1994-96, 1997 und 1998 (nW=nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wieck, LT= Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden, H= Hintergrundwert, Arkonabecken)

Biota

Miesmuscheln

Die Schwankungsbreite der Zinkgehalte betrug an der mecklenburg-vorpommerschen Küste 135 bis 337 mg/kg TM (Tab. 18). Die geringsten Zinkwerte wurden 1998 in Muscheln nördlich von Warnemünde, die höchsten in der

Unterwarnow am Werftstandort Warnemünde gemessen.

Fische

Die Belastung von Fischen aus der offenen Ostsee mit Zink lag 1998 im Mittel bei 23,4 (Dorschleber) bzw. bei 27,5 mg/kg Frischgewicht (Heringsleber) und wird als nicht besorgniserregend angesehen.

Tab. 18: Zink-Gehalte in Biota 1998 (Hering- und Dorsch-Werte bezogen auf Frischgewicht FG)

	Mies- muschel	Hering Leber	Dorsch Leber
Mess-Institut	LUNG 97/98	BFA-Fi 98	BFA-Fi 98
Bezugsgröße	mg/kg TM	mg/kg FG	mg/kg FG
Herkunft	MV-Küste	Arkona-See	Arkona-See
Minimum	135	20,3	13,3
Median	180	27,5	23,4
Maximum	337	32,4	39

346 Arsen

Meerwasser

Das Halbmetall Arsen ist ubiquitär verbreitet. In den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns kam es meist in Konzentrationen zwischen 0,5 und 5 µg/l vor. Vereinzelt können aber auch Konzentrationen über 10 µg/l auftreten, wie dies im August und September 1998 im Kleinen Haff der Fall war (19,2 und 18,0 µg/l). Zur gleichen Zeit traten auch in der Pommerschen Bucht deutlich erhöhte Arsenkonzentrationen von 7,3 bzw. 9,7 µg/l auf. Dies deutet darauf hin, dass die Oder hier als Haupteintragsquelle zu betrachten ist. Die Belastung im Kleinen Haff war deutlich höher in den übrigen Küstengewässern.

Sediment

In den untersuchten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns lagen die Arsengehalte im Feinkornanteil der Oberflächensedimente bei Werten zwischen 4 und 22 mg/kg TM (Abb. 14). Maximale Werte wurden an der Station im Peenestrom nachgewiesen. Möglicherweise ist das auf den Eintrag der Oder zurückzuführen. Hohe Konzentrationen um 18 mg/kg TM wurden aber auch an der Station vor Warnemünde (küstenfern) nachgewiesen und zwar über den gesamten Zeitraum von 1994 bis 1998. Auch hier lässt sich die Herkunft derzeit nicht erklären. Insgesamt haben sich die Konzentrationen seit 1994 nicht verändert.

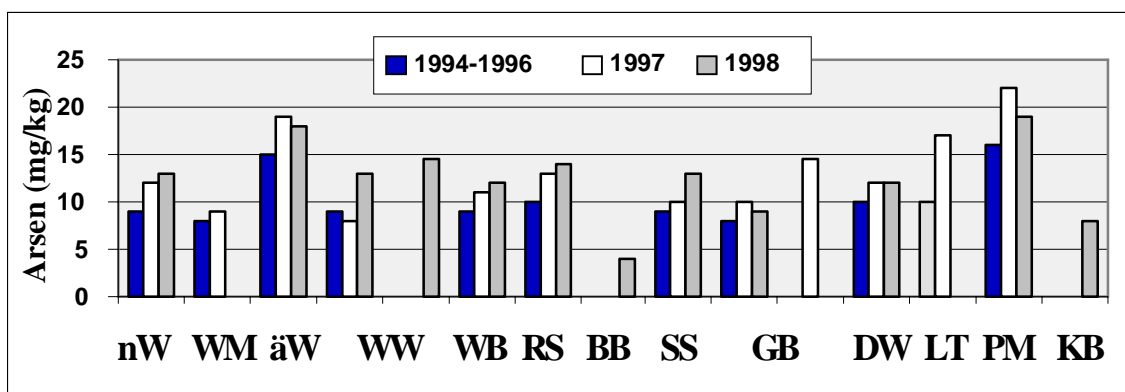


Abb. 14: Arsengehalte in Oberflächensedimenten (<20 µm) der MVP-Küste 1994-96, 1997 und 1998 (nW=nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Wertstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wieck, LT= Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden)

347 Zusammenfassung und Bewertung

Meerwasser

Die Ergebnisse zu den anorganischen Schadstoffen an der **schleswig-holsteinischen Küste** ließen 1997 und 1998 keine regionalen Belastungsschwerpunkte erkennen, sie stimmten mit den Ergebnissen des Berichtszeitraums 1994 – 1996 überein.

In den Küstengewässern **Mecklenburg-Vorpommerns** wurden höhere mittlere Blei-Konzentrationen als in den Jahren 1994-96 ermittelt. Dagegen waren die Kupfer-Konzentrationen im Vergleich zu 1994-96 niedriger. Räumliche Unterschiede waren nicht erkennbar.

Bei der Zinkverteilung waren kaum räumliche und zeitliche Tendenzen erkennbar, die Grundbelastung scheint aber im Kleinen Haff am größten zu sein. Cadmium kam oft nur in Spuren vor, jedoch wurden auch sehr hohe Konzentrationen in der Wismarbucht und der Unterwarnow gemessen, was wahrscheinlich auf die Kläranlagen Wismar-Wendorf und Rostock zurückzuführen ist.

Quecksilber kam nur in geringen Konzentrationen vor. Die höchsten bisher gemessenen Quecksilber-Konzentrationen waren im Kleinen Haff zu verzeichnen.

Deutlich erhöhte Arsenkonzentrationen traten in der Pommerschen Bucht und im Kleinen Haff auf. Dies deutet darauf hin, dass die Oder in dieser Küstenregion als Hauptquelle des Arseneintrages zu betrachten ist. Die Belastung des Kleinen Haffs ist deutlich höher als die der übrigen Küstengewässer.

Wie in den Vorjahren wiesen die Schwermetallgehalte im Wasser der **offenen Ostsee** 1997/1998 keine drastischen Veränderungen oder gesundheitsgefährdende Konzentrationen auf. Im Februar wurden erhöhte Konzentrationen für Blei, Zink und Quecksilber an einigen Stationen im Küstenbereich vor Mecklenburg-Vorpommern bzw. im Vermischungsbereich der Oder angetroffen. Diese sind wahrscheinlich auf die im Frühjahr erhöhte Schwermetall-

fracht der Oder und ihrer Zuflüsse zurückzuführen

Die geringfügigen Änderungen der Konzentrationen im Tiefenwasser der zentralen Ostsee gegenüber den Vorjahren sind auf eine beginnende Stagnationsperiode zurückzuführen, nachdem 1995/96 Wasser aus der Nordsee die Metallkonzentrationen verdünnt hatte. Diese Stagnationsperiode war durch den Einstrom von salz- und sauerstoffreichem, warmen Wasser im Herbst 1997 kurzfristig unterbrochen worden (MATTHÄUS et al. 1999). Für die Schwermetallverteilung im Gotlandbecken wurde daher im Februar 1998 eine besondere Situation angetroffen, die durch die Nitratreduktion im 150 m Tiefenhorizont geprägt wurde.

Sediment

Die bisher gewonnenen Daten zur Schwermetallbelastung in Sedimenten verschiedener Küstenregionen Mecklenburg-Vorpommerns lassen keine signifikanten Änderungen im Zeitraum zwischen 1994 und 1998 erkennen. Hinsichtlich der räumlichen Verteilung einzelner Spurenmetalle ergab sich folgendes Bild:

Für Quecksilber, Kupfer und Zink wurden an den inneren Stationen des Warnow-Ästuars erhöhte Konzentrationen festgestellt, wobei der Werft- und Hafeneinfluss hier die Hauptursache sein dürfte.

Für Blei waren keine signifikanten Unterschiede im Belastungsniveau erkennbar.

Sowohl für Cadmium als auch für Arsen wurden im Greifswalder Bodden die höchsten Konzentrationen nachgewiesen, was auf Einträge aus der Oder hindeutet. Dies wird zumindest für Arsen durch die Ergebnisse der Wasseruntersuchungen untermauert.

Die hohen Zink-Gehalte im Zentralbereich des Greifswalder Boddens bleiben weiterhin ungeklärt

Biota

Ein Vergleich der mittleren Spurenmetallgehalte in **Miesmuscheln** in den Jahren 1992 bis 1998 lässt erkennen, dass sich in diesem Zeitraum keine signifikante Änderung im Belastungsniveau der Muscheln vollzogen hat. Eine

Ausnahme bildet Quecksilber, für das 1998 höhere Gehalte als in den Vorjahren gemessen wurden.

Dagegen nahm die Belastung der Muscheln mit Kupfer am Darßer Ort seit 1992 kontinuierlich ab. Die Schwankungsbreite der durchschnittlichen Konzentrationen war 1997/98 bei den meisten Metallen relativ gering (<Faktor 2), außer beim Cadmium und Quecksilber.

Die regionalen Belastungsunterschiede an der mecklenburg-vorpommerschen Küste sind insgesamt gering, zeigen aber im Untersuchungszeitraum für fast alle untersuchten Spurenmetalle ein interessantes Phänomen: die Muscheln in den weniger belasteten äußeren Küstengewässern sind höher kontaminiert als die der inneren.

Nimmt man die gemittelten Konzentrationen von 1998 als Grundlage, so zeigt sich, dass die höchsten Spurenmetallgehalte überwiegend in Muscheln aus den Bereichen nördlich von

Zingst und nördlich von Usedom/Oderbank zu finden sind. Das ist überraschend, da in der Region nördlich der Halbinsel Darß-Zingst im allgemeinen die beste Wasserqualität anzutreffen ist.

Die ermittelten Zink-, Kupfer-, Blei- und Quecksilber-Gehalte in **Fischen** sind nach hiesiger Einschätzung typisch für Dorsch und Hering aus der südlichen zentralen Ostsee und bewegen sich in Bereichen, die für nicht besorgniserregend gehalten werden. Dagegen sind die Cadmium-Gehalte in Heringslebern auffallend hoch, was auch in schwedischen Untersuchungen aus der zentralen Ostsee ermittelt wurde. Dort fand man eine signifikante Zunahme des Cadmiums in Fischen um 5-8% pro Jahr.

In **Seemöweneiern** reichert sich Quecksilber stark an. Die Belastung war um das 5-7fache höher als bei den Miesmuscheln.

35 Organische Schadstoffe

Die überwiegende Anzahl der organischen Schadstoffe sind in der Umwelt natürlicherweise nicht präsent; ihre Existenz ist ausschließlich anthropogen bedingt. Sie gehören zu den potentiell gefährlichsten Schadstoffen, mit besonderer ökotoxikologischer Relevanz in der marinen Umwelt.

Die Gefährlichkeit, vor allem der Organochlorverbindungen, liegt in ihrem Verhalten in der Umwelt. Die meisten Organochlorverbindungen (mit Ausnahme der HCH-Isomeren) sind ausgesprochen lipophil und damit nur gering wasserlöslich. Daraus folgt, dass sie sich besonders in Sedimenten und im Fettgewebe von Organismen anreichern. Viele der Verbindungen sind hochgradig persistent, d.h. sie werden in der Umwelt kaum oder gar nicht abgebaut.

Innerhalb der Nahrungskette findet eine Akkumulation von schwer abbaubaren Chlorkohlenwasserstoffen (CKW) statt. Das bedeutet, je höher ein Organismus in der Nahrungskette angesiedelt ist, desto höher und problematischer ist die Belastung mit CKW. So wurden in der Ostsee im Fett von Robben und Schweinswalen und in den Eiern fischfressender Meeresvögel die höchsten CKW-Gehalte in der Ostsee gefunden. Die Ostsee gilt nach wie vor als eines der am höchsten mit CKW belasteten Meere überhaupt.

Aktuell diskutiert wird auch die hormonelle Wirkung vieler Schadstoffe. Diese als Umweltöstrogene oder Xenoöstrogene bezeichneten organischen Verbindungen stellen eine heterogene Klasse von Substanzen dar, die im Verdacht stehen, in die hormonellen Regelkreise von Organismen einzugreifen. Die Folgen sind Störungen der Entwicklung und der Fortpflanzung.

Messprogramm

Meerwasser

Messungen im Wasser wurden vom IOW (Februar), BSH (August) und LANU (Sommer) durchgeführt. Die untersuchten Einzelkomponenten waren allerdings z.T. unterschiedlich; bei übereinstimmenden Stoffen waren die Er-

gebnisse gut vergleichbar und konnten daher zu einem Gesamtbild zusammengefasst werden.

Sedimente

Untersuchungen im Sediment wurden an der schleswig-holsteinischen (LANU) und der mecklenburg-vorpommerischen Küste (LUNG und BfG-Berlin) vorgenommen. Neben den routinemäßig untersuchten Parametern wurden von der BfG auch zinnorganische Verbindungen (MBT, DBT, TBT) bestimmt.

Im Gegensatz zur Bewertung von Schwermetallbelastungen gibt es für organische Schadstoffe immer noch keine allgemein akzeptierte Normierung. Der organische Anteil des Sediments (TOC = total organic content) ist die wesentliche Trägersubstanz für organische Schadstoffe. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es aufgrund von Herkunft, Alter und Abbau des organischen Materials unterschiedliche TOC-Substrate gibt. Entsprechend können regionale und/oder saisonale Unterschiede im TOC-Gehalt sowie in dessen Zusammensetzung und Sorptionskapazität auftreten. Eine rechnerische Normierung auf TOC kann bei geringen TOC- und/oder Schadstoffgehalten zu Ergebnissen mit großer Ungenauigkeit führen. Hinzu kommen schadstoffspezifische Unterschiede im Bindungsverhalten gegenüber Sedimenten, so dass diese Art der Normierung nicht immer auf alle Schadstoffe anwendbar ist.

Eine andere Möglichkeit wäre der Bezug oder die Analytik in einer bestimmten Kornfraktion des Sediments. Es besteht bisher jedoch keine Einigung unter den Laboren, welche der Fraktionen (< 20 µm oder < 63 µm) geeigneter ist.

Daher wurden die organischen Schadstoffe im Rahmen des BLMP aus der Gesamtprobe (<2 mm) bestimmt. Da für die vorliegenden Daten keine vollständigen Angaben für Feinkorngehalte und TOC vorliegen, musste im Rahmen dieses Berichtes auf eine Normierung verzichtet werden.

Biota

Untersuchungen an Biota wurden an Muscheln, Fischen und Möweneiern durchgeführt. Die Ergebnisse der Miesmuschelproben aus der Flensburger Förde und der Eckernförder Bucht (LANU) liegen derzeit noch nicht vor. Die Untersuchungen erfolgen im Lebensmittel- und Veterinäramt Neumünster (LVUA). Miesmuscheln der mecklenburg-vorpommerischen Küste (LUNG) wurden aus unterschiedlich belasteten Regionen untersucht (Gercken, 1998, 1999). Fische wurden aus dem Naturpark Vorpommersche Boddenlandschaft (UBP, Aalmuttern) und der südlichen zentralen Ostsee (Hering und Dorsch) untersucht (BFA-Fi). Die Kabeljau- und Heringsanalysen sind zur Zeit noch nicht ausgewertet.

Außerdem wurden 1998 aus dem Probenahmegebiet Insel Heuwiese im Naturpark Vorpommersche Boddenlandschaft 120 Silbermöweneier gesammelt und untersucht. Im Jahr 1997 fand für Aalmuttern und Möweneier keine Probenahme statt.

351 Hexachlorcyclohexan-Isomere (γ -HCH und α -HCH)

Hexachlorcyclohexan (HCH) wird seit 1950 weltweit in großen Mengen als Insektizid eingesetzt. Ursprünglich wurde ein technisches HCH-Gemisch verwendet, das aus verschiedenen HCH-Isomeren besteht (α -HCH: ca. 65-70%, β -HCH: ca. 7-20%, γ -HCH: ca. 15%, δ -HCH: ca. 6-10%, ϵ -HCH: ca. 1-2%). Seit Mitte der siebziger Jahre besteht in den meisten europäischen Ländern ein Anwendungsverbot für das technische Gemisch. In den Industrieländern wird inzwischen nur das reine γ -Isomer (Lindan) verwendet, während in einigen Entwicklungsländern weiterhin auch technisches HCH hergestellt und eingesetzt wird.

Meerwasser

Die HCH-Isomeren wurden von den verschiedenen Institutionen zu unterschiedlichen Zeiten gemessen. Obwohl dabei verschiedene Analysemethoden verwendet wurden, sind die Werte sehr gut vergleichbar und ergeben ein kongruentes Gesamtbild.

Die Konzentrationen von α -HCH im Oberflächenwasser lagen 1997 und 1998 zwischen 0,43 ng/l (Kieler Bucht und Flensburger Förde) und 1,1 ng/l (zentrale Ostsee). Damit war eine deutliche Abnahme der α -HCH-Gehalte von der zentralen Ostsee im Osten des Untersuchungsgebiets bis zu den westlichen Stationen zu beobachten (Abb. 15). Die Verteilung kann zum einen durch das vom Land eingetragene Oberflächenwasser erklärt werden, das inzwischen geringer belastet zu sein scheint als das Ostseewasser. Außerdem ist die beobachtete Verteilung durch die Vermischung von relativ unbelasteten Nordsee-Wasser über das Kattegat mit der Altlast in der Ostsee zu erklären, die durch den langsamen Wasseraustausch in der Ostsee noch vorhanden ist (THEOBALD, GAUL UND ZIEBARTH, 1996). Diese unterschiedliche Belastung der beiden Wassermassen ist auch im Kattegat besonders deutlich zu beobachten: während das salzärmere Ostseewasser in der Oberfläche Konzentrationen von 0,54 bis 0,75 ng/l aufwies, waren im einströmenden Tiefenwasser (Nordseewasser) Werte im Bereich von 0,25 bis 0,31 ng/l zu finden.

Die α -HCH-Gehalte in der Ostsee waren 1997 und 1998 etwa 1,5 bis 6,7 mal so hoch wie in der Deutschen Bucht. Zwischen den Jahren 1997 und 1998 waren keine signifikanten Unterschiede in der räumlichen Verteilung der α -HCH-Konzentrationen zu erkennen. Auch die Messungen zwischen Februar und August ergaben kaum Unterschiede.

Die Lindan-Konzentrationen (γ -HCH) lagen 1997 und 1998 zwischen 0,9 und 2,6 ng/l (Abb. 16). Höchste Konzentrationen von 2,4 bis 2,6 ng/l wurden im Frühsommer vor der schleswig-holsteinischen Küste gemessen; aufgrund der dort erkennbaren saisonalen Beeinflussung (s.u.) wurden diese Werte nicht bei der räumlichen Betrachtung berücksichtigt. Innerhalb der mittleren Ostsee wurde kein Konzentrationsgefälle von Westen nach Osten erkennbar, es wurden im Februar und im August/September recht gleichmäßige Konzentration von 0,88 bis 1,3 ng/l gemessen. In der westlichen Ostsee liegen die Lindan-Konzentrationen allerdings zwischen 1,4 bis 2,1 ng/l, so dass in dem Gesamt-Überwachungsgebiet ein deutlicher räumlicher Gradient zu beobachten ist.

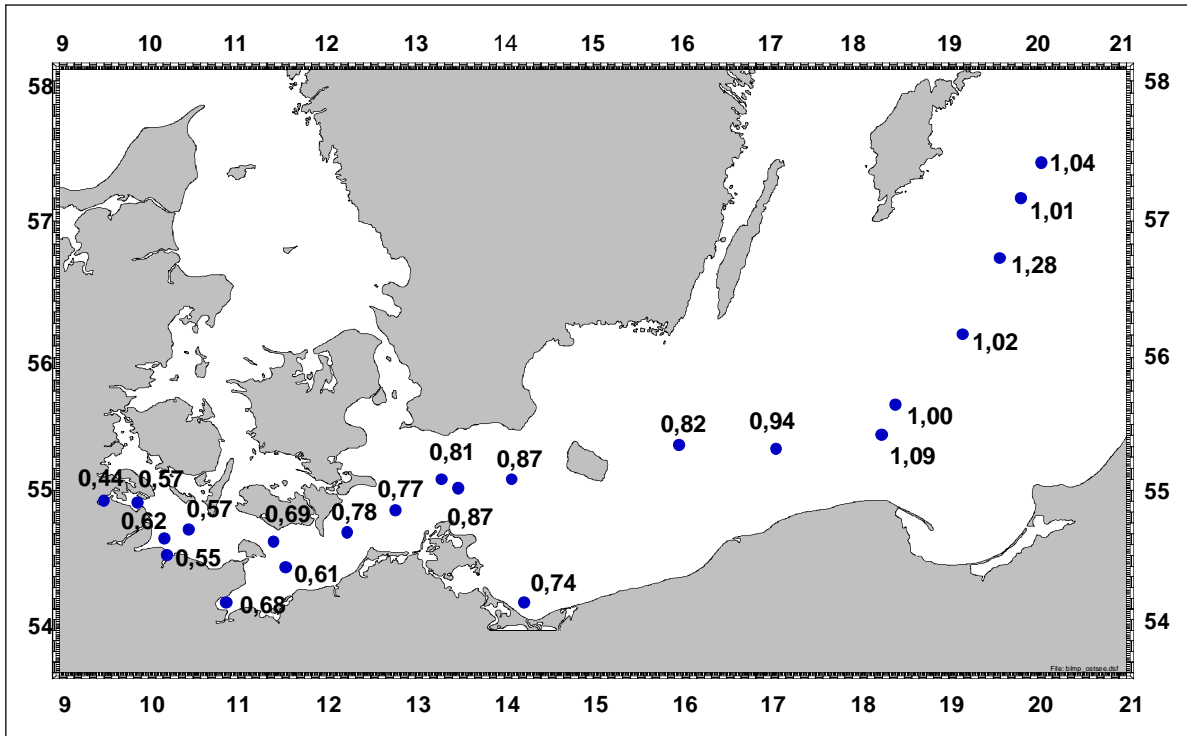


Abb. 15: α -HCH-Gehalte im Oberflächenwasser (3-5m) der Ostsee 1997/98 in ng/l

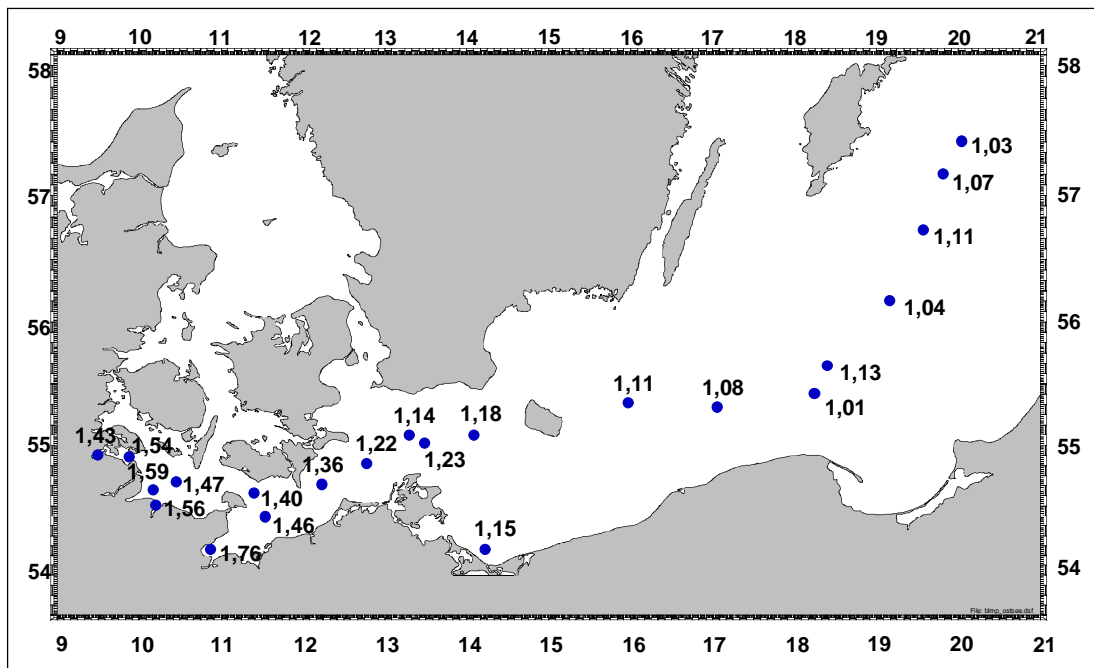


Abb. 16: γ -HCH im Oberflächenwasser (3-5 m) der Ostsee 1997/98 in ng/l

Trend

Die HCH-Konzentrationen lagen im Februar und August 1997/98 auf einem ähnlichen Niveau wie im letzten Berichtszeitraum (1994 bis 1996). In der zentralen Ostsee waren 1997

geringfügig niedrigere Werte als 1998 zu beobachten, während es auf den westlicheren Stationen umgekehrt war. Die 4-malige Beprobung im Frühsommer 1998 ermöglichte erstmals eine genauere Untersuchung der saisonalen Entwicklung der γ -HCH-Konzentrationen.

Wie Abb. 17 zeigt, ist auf allen Stationen ein Maximum im Frühsommer (Mai bis Juni) zu beobachten. Die Konzentrationen liegen bis zu 70% höher als im September. Ein ähnlicher Anstieg ist auch aus der Nordsee bekannt und

erklärt sich mit dem Einsatz des Insektizids im Frühjahr. Die Messungen im Februar und im August/September sind kaum unterschiedlich, da die Beprobungen jeweils vor und nach dem sommerlichen Maximum stattfinden.

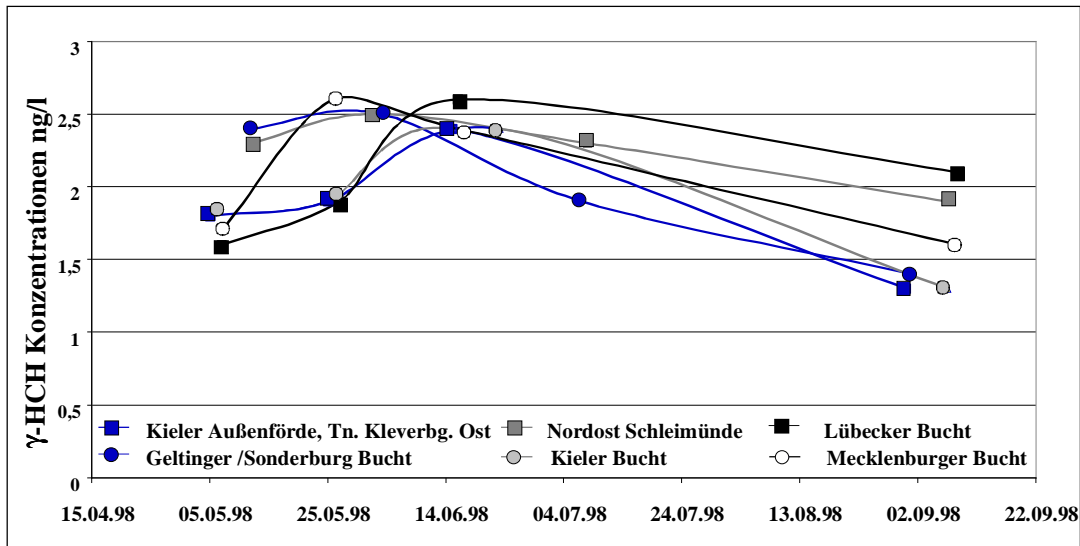


Abb.17: Saisonale Entwicklung des γ -HCH-Gehaltes im Oberflächenwasser der westlichen Ostsee (ng/l) 1998

Für die HCH liegen seit 1975 verlässliche Messwerte aus der Ostsee vor, so dass die langfristige zeitliche Entwicklung der Konzentrationen sehr gut verfolgt werden kann (Gaul 1991; Brüggemann et al. 1992). Spätestens seit Mitte der achtziger Jahre zeigte sich für α -HCH ein deutlicher Rückgang in den Konzentrationen. Für γ -HCH ist ebenfalls eine langfristige Verringerung festzustellen, sie setzte allerdings erst gegen Ende der achtziger Jahre ein und war geringer als beim α -HCH. In Abb. 18 ist der zeitliche Verlauf der beiden HCH-Isomere im Arkonabecken (Station K4) wiedergegeben. Die Fortschreibung der Zeitserie zeigt, dass die Abnahme der Konzentrationen sich seit 1994 stark verlangsamt hat. In den letzten beiden Jahren war kaum noch ein Rückgang der Werte festzustellen. Der α -HCH-Gehalt liegt inzwischen bei ca. 0,9 ng/l und der γ -HCH-Gehalt bei ca. 1,1 ng/l.

Sediment

Die Gehalte an α -HCH in Oberflächensedimenten lagen im Berichtszeitraum für die Mehrzahl aller Stationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,2 $\mu\text{g/kg}$ bzw. 0,5 $\mu\text{g/kg}$ Trockenmasse (TM). Lediglich am Werftstandort Warnemünde und an der Station Unterwarnow wurden mit 0,5 bzw. 1 $\mu\text{g/kg}$ TM leicht erhöhte Gehalte nachgewiesen. Die Lindan-Konzentrationen (γ -HCH) lagen für die Mehrzahl der untersuchten Stationen bei 0,5 $\mu\text{g/kg}$ TM, in der Flensburger Förde wurde mit 5,9 $\mu\text{g/kg}$ TM der höchste Wert nachgewiesen. Relativ hohe Konzentrationen traten ebenso in der Kieler Außenförde (1,2 $\mu\text{g/kg}$ TM) und an der Station Unterwarnow (2,49 $\mu\text{g/kg}$ TM) auf. Im Warnowästuar und im Greifswalder Bodden ist im Berichtszeitraum ein leicht abnehmender Trend gegenüber dem Zeitraum 1994-1996 zu verzeichnen.

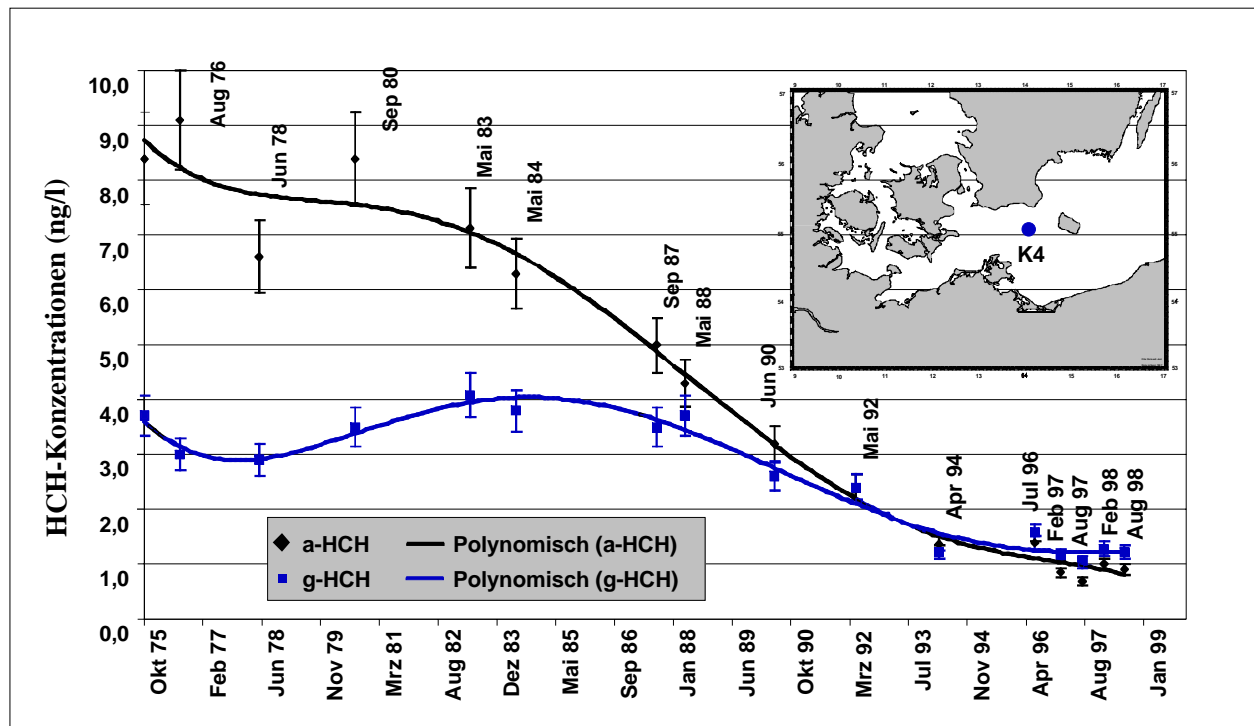


Abb. 18: HCH-Konzentrationen im Arkona-Becken an der Station K4 (3-5m) seit 1975

Tab. 19: HCH-Gehalte in Oberflächensedimenten der Ostseeküste 1997/98 in µg/kg TM

µg/kg TM	α-HCH			γ-HCH		
	Minimum	Median	Maximum	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holstein. Küste	<0,5	<0,5	<0,5	<0,8	<0,8	5,9
Meckl.-Vorpomm. Küste						
Warnow-Mündung	<0,2	<0,2	1,03	0,08	0,49	2,49
Vorpommersche Bodden	<0,01	<0,2	<0,2	<0,01	0,44	0,67

Biota

Muscheln

Die in Miesmuscheln an der mecklenburg-vorpommerischen Küste in den Jahren 1997 und 1998 vorgefundenen mittleren γ-HCH-Gehalte (Lindan) liegen im Bereich der Bestimmungsgrenze von <0,5 bis 2,4 µg/kg Trockengewicht (TG) (Tab. 20). Die räumliche Variabilität der HCH-Gehalte ist gering. 1998 wurden die höchsten Gehalte in Muscheln nördlich Zingst, die geringsten in der inneren Wismar-Bucht beobachtet. Die Gehalte des Isomers β-HCH lagen 1998 zum ersten Mal an allen Probenahmeorten unterhalb der analyti-

schen Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TG. Die Messungen der Isomere α- und δ-HCH wurden seit 1997 nicht mehr durchgeführt, da sich die Gehalte durchweg an allen Probenahmeorten unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TG befanden.

Der Vergleich mit den letzten Jahren lässt einen abnehmenden **Trend** erkennen. Die Gehalte an β- und γ-HCH sind seit 1994 kontinuierlich rückläufig (Abb. 19). 1998 wurden die geringsten Werte seit Beginn der Messungen registriert.

Tab. 20: Mittlere HCH-Gehalte ($\mu\text{g}/\text{kg TG}$) in Biota der Ostseeküste 1997 und 1998

Matrix	Mies- muschel	Mies- muschel	Aalmutter Muskel	Aalmutter Leber	Silbermöwe Eier
Ort	Küste MV	Küste MV	Darßer Ort	Darßer Ort	Heuwiese
Jahr	1997	1998	1998	1998	1998
α -HCH	-	-	1,3	7,2	<0,5
β -HCH	0,57-1,3	<0,5	2,4	17,0	36,1
γ -HCH	0,63-2,4	<0,5-0,96	3,7	23,2	1,2

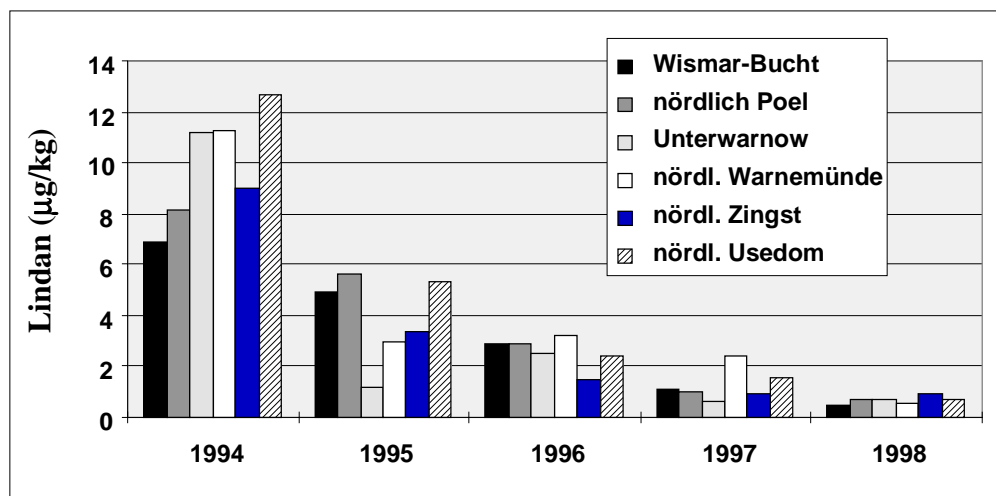


Abb. 19: Mittlere Lindan-Konzentrationen in Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1994 bis 1998

Fische

HCH wurde in Leber und Muskulatur von Aalmuttern vom Darßer Ort gemessen. Die Lindan-Gehalte waren um das 4 bis >20fache höher als in den Muscheln von Zingst (Tab. 20). Im Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998

ist die Belastung von Aalmuttern mit β -HCH auf die Hälfte gesunken, die α -HCH Konzentrationen betragen 1998 sogar nur noch ca. ein Viertel von 1994. Die Lindangehalte nahmen dagegen in den beiden Matrices nur um ca. 30% ab.

Tab. 21: Gehalte an HCH-Isomeren in Aalmuttermuskulatur und Aalmutterleber (Mittelwerte in $\mu\text{g}/\text{kg TG}$) 1994-98

Jahr	Aalmutter Muskel				Aalmutter Leber			
	1994	1995	1996	1998	1994	1995	1996	1998
α -HCH	4,5	5,7	1,8	1,3	34,6	27,8	16,0	7,2
β -HCH	4,5	7,1	2,9	2,4	32,8	35,6	19,1	17,0
γ -HCH	5,4	6,7	5,1	3,7	35,3	27,3	38,4	23,2

Silbermöweneier

Von den drei untersuchten HCH-Isomeren reichert sich nur β -HCH in Vogeleiern an. Die Silbermöweneier zeigten von allen biologi-

schen Matrices die höchste Belastung mit β -HCH (Tab. 20).

Vergleichende HCH-Betrachtung

In Abb. 20 sind die Konzentrationen des γ -HCH für die betrachteten Kompartimente zusammenfassend dargestellt, wobei die Werte der Seemöweneier β -HCH-Gehalte darstellen. Die Übersicht verdeutlicht die großen Konzentrationsunterschiede und die Anreicherung

vom Wasser zum Sediment (Faktor: 3000) und zu den Biota (Faktor: 1000 bis >30.000). Relativ nah beieinander liegen die Konzentrationen in den Sedimenten, Muscheln und der Muskulatur der Aalmuttern, deutlich darüber die Konzentrationen in den Lebern und den Vogeleiern.

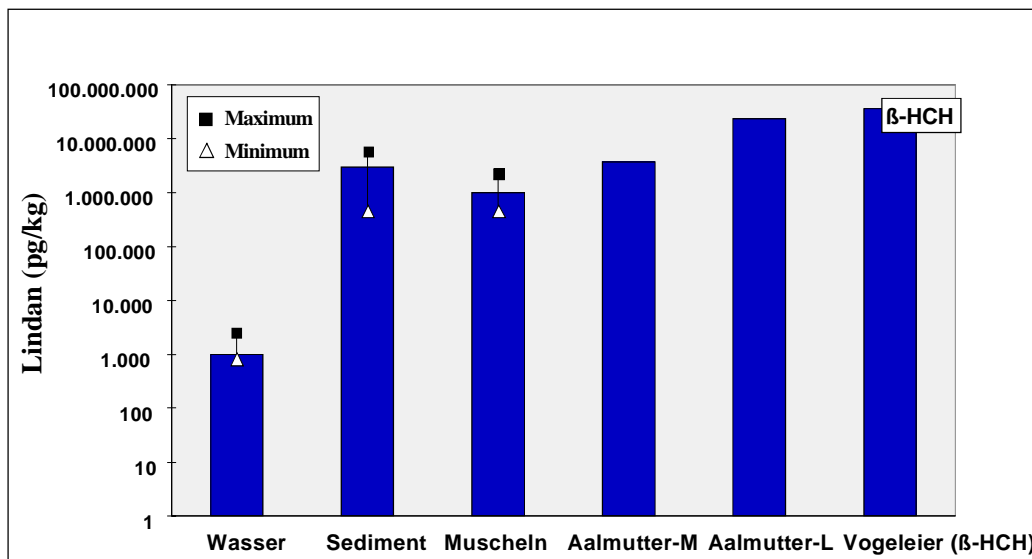


Abb. 20: Vergleichende Betrachtung der γ -HCH-Gehalte (für Seemöweneier β -HCH) in Wasser, Sediment und Biota

352 Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol (HCB) wurde als Weichmacher und Flammschutzmittel für Kunststoffe und Schmiermittel, vor allem aber als Fungizid in Holzschutzmitteln angewandt; ferner gelangt es bei der Herstellung von Lösungsmitteln und beim Verbrennen chlorhaltiger Produkte in die Umwelt. Herstellung und Weiterverarbeitung wurden in Deutschland 1993 eingestellt. Emissionen fallen jedoch immer noch aus der Hausmüllverbrennung und anderen Verbrennungsprozessen sowie bei der CKW-Herstellung an.

Meerwasser

Die HCB-Konzentrationen im Wasser liegen im Bereich von 1 bis 10 pg/l. Meist lagen sie

unter den Bestimmungsgrenzen der Labore (LANU: < 500, BSH: < 5 bis 10, IOW: < 2 pg/l). Aufgrund der niedrigen Konzentrationen, der damit verbundenen relativ hohen Variabilität der Messwerte und des Fehlens längerer Zeitreihen konnten keine zeitlichen Trends beobachtet werden. Auch räumliche Strukturen konnten nicht festgestellt werden.

Sediment

Die HCB-Konzentrationen variierten an den schleswig-holsteinischen Stationen zwischen 0,1 und 0,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM. Die Gehalte an den Außenstationen vor Warnemünde und im Greifswalder Bodden (Landtief und Ausgang Peenestrom) waren ebenfalls sehr gering. Die höchsten Kontaminationen (8,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TM) wiesen die Sedimente an der Station der Unterwarnow auf. Die Konzentrationen sind mit denen im Zeitraum 1994-1996 vorgefundenen vergleichbar.

Tab. 22: HCB-Gehalte in Oberflächensedimenten der Ostseeküste 1997/98 in µg/kg TM

HCB in µg/kg TM	Minimum	Median	Maximum
Schleswig-Holstein. Küste	0,09	0,15	0,21
Meckl-Vorpomm. Küste			
Warnow-Mündung	0,1	0,43	8,54
Vorpommersche Bodden	0,09	0,4	1,06

Biota

In den Miesmuscheln der mecklenburg-vorpommerischen Küste wurde 1997 und 1998, wie auch in den Vorjahren, kein HCB in messbaren Konzentrationen nachgewiesen (Tab. 23).

Das Muskulatur- und Leberhomogenat der Aalmutter vom Darßer Ort zeigte im Vergleich

mit den Muscheln nördlich Zingst um ein Vielfaches höhere HCB-Gehalte. Für den Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998 werden schwankende Gehalte mit leicht zunehmender Tendenz nachgewiesen.

Die Silbermöweneier zeigten von den untersuchten biologischen Matrices die höchsten HCB-Gehalte, was auch Abb. 21 verdeutlicht.

Tab. 23: HCB-Gehalte (µg/kg TG) in Biota der Ostseeküste 1997 und 1998

Matrix	Mies- muschel	Mies- muschel	Aalmutter Muskel	Aalmutter Leber	Silbermöwe Eier
Ort	Küste MV	Küste MV	Darßer Ort	Darßer Ort	Heuwiese
Jahr	1997	1998	1998	1998	1998
HCB	<0,5	<0,5	3,2	21,6	83,5

Vergleichende HCB-Betrachtung

Der Vergleich der HCB-Konzentrationen aus allen untersuchten Bereichen (Abb. 21) ergibt ein ähnliches Bild wie jenes der HCH, allerdings sind die Konzentrationsunterschiede

zwischen den Kompartimenten noch größer. Dies liegt insbesondere an den mehr als 100-mal niedrigeren HCB-Konzentrationen im Wasser. Die Anreicherungsfaktoren liegen zwischen 10^4 (Sediment) und 10^7 (Vogeleier).

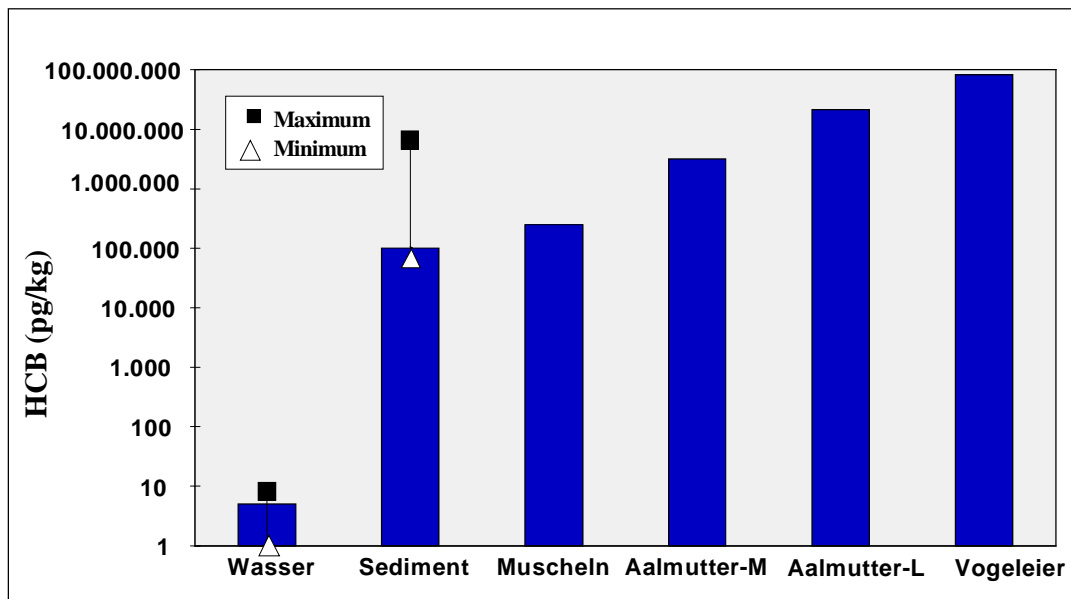


Abb. 21: Vergleichende Betrachtung der HCB-Gehalte in Wasser, Sediment und Biota

353 Polychlorierte Biphenyle

Polychlorierte Biphenyle (PCB) stellen eine Verbindungs-Klasse dar, die aus 209 isomeren und homologen Vertretern (Kongeneren) besteht. PCB werden seit Ende der 20er Jahre industriell in großen Mengen hergestellt und verwendet. PCB sind giftig und zeigten im Tierversuch krebserregende Wirkung. Im tierischen Organismus werden sie kaum abgebaut, sondern reichern sich zu hohen Konzentrationen an. Aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften wurden sie in den unterschiedlichsten Bereichen verwendet, z.B. als Kühl- und Isolierflüssigkeiten in Transformatoren, als Weichmacher für Lacke und Klebstoffe sowie als Hydraulikflüssigkeiten und Wärmeübertrageröle. Der Einsatz der PCB ist seit 1976 durch verschiedene Gesetze und Richtlinien stark eingeschränkt. In Deutschland werden PCB seit 1983 nicht mehr produziert, international wurde 1989 ein Produktionsverbot ausgesprochen. Aktuelle Quellen für PCBs sind jedoch nach wie vor alte Anlagen und Geräte.

Meerwasser

Für die Auswertung stand nur ein reduzierter Datensatz mit hoher Variabilität zur Verfügung. Die Konzentrationen der PCB lagen im unteren pg/l-Bereich. Für das PCB 153 wur-

den Konzentrationen zwischen < 10 und 34 pg/l gemessen. Räumliche Strukturen waren nicht erkennbar.

Sediment

Die PCB-Summengeräte (Summe aus 7 PCB-Kongeneren) lassen an der schleswig-holsteinischen Küste Belastungsschwerpunkte in der Flensburger Förde bei Glücksburg (ca. 40 µg/kg Trockenmasse) und in der Kieler Innenförde (Maximalwert: 185 µg/kg TM) erkennen (Abb. 22). In Mecklenburg ist besonders der Werftbereich vor Warnemünde mit PCBs kontaminiert, hier liegen die Gehalte zwischen 80 und 100 µg/kg TM. In den übrigen Gebieten wurden Summen-Gehalte zwischen 1 und 20 µg/kg TM nachgewiesen. Die PCB-Mediane lagen 1998 an der Schleswig-Holsteinischen Küste bei 7, in der Warnow-Mündung bei 22 und in den Vorpommerschen Bodden bei 3,8 µg/kg TM. Von den PCB-Einzelkomponenten dominieren in allen Sedimentproben stets die höherchlorierten Kongenere (Nr. 138 und 153).

Ein einheitlicher **Trend** lässt sich aus den Jahren 1994 bis 1998 bisher nicht ableiten. Während die Konzentrationen in der Schlei und der Eckernförder Bucht sowie im Zentralbereich des Greifswalder Boddens zum Teil deutlich abnahmen, war für die anderen Belastungsschwerpunkte (Werftstandorte) eine Zunahme zu verzeichnen.

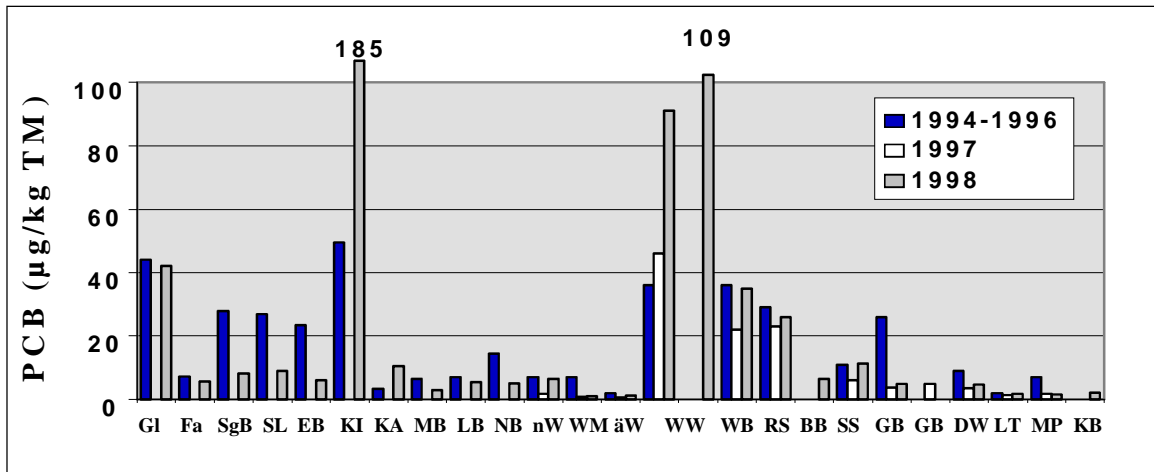


Abb. 22: PCB-Gehalte (Summe 7) in Oberflächensedimenten entlang der Ostseeküste 1994 bis 1998 in µg/kg TM (GI= Glücksburg, Fa= Falshöft, SgB= Schlei, große Breite, SL= Schlei, Lindholm, EB= Eckernförder Bucht, KI= Kieler Innenförde, KA= Kieler Außenförde, MB= Mecklenburger Bucht, LB= Lübecker Bucht, nW= nördlich Warnemünde, WM= Warnemünde/Molenkopf, äW= äußerste Station, nördlich Warnemünde, WW= Werftstation Warnemünde, WB= Warnemünde, östlich Breitling, RS= Rostock, Stadthafen, BB= Barther Bodden, SS= Strelasund, Stahlbrode, GB= Greifswalder Bodden, DW= Dänische Wieck, LT= Landtief, PM= Peenestrom, Mündung, KB= Kubitzer Bodden)

Biota

Die 1997 und 1998 an der mecklenburg-vorpommerischen Küste vorgefundenen durchschnittlichen PCB-Gehalte in Miesmuscheln zeigten eine große räumliche und zwischenjährige Variabilität (Tab. 24 und Abb. 23).

Die höchsten Gehalte wurden in der Unterwarnow am Werftstandort/Warnemünde und in der inneren Wismar-Bucht gemessen. Eine vergleichsweise geringe Belastung liegt in den äußeren Revieren vor. Die hohen zwischenjährigen Schwankungen der Konzentrationswerte lassen derzeit keinen Trend erkennen.

Tab. 24: Mittlere PCB-Gehalte (µg/kg TG) in Biota 1997 und 1998

	Miesmuschel		Aalmutter Muskel	Aalmutter Leber	Silbermöwe Eier
	1997	1998	1998	1998	1998
PCB-153	3,5-96,8	4,1-29,6	13,2	112	895
Σ-PCB (7)	11,3-237,6	9,5-85,8			
Σ-PCB (6)			30,9	251	2135

Im Jahr 1998 zeigte die Aalmuttermuskulatur für die Summe der PCB eine um den Faktor 3 und die Leber der Aalmutter eine um den Faktor >20 höhere Belastung im Vergleich zu den Miesmuscheln vom Standort nördlich Zingst (Tab. 24 und Abb. 23). Für den Beobachtungszeitraum 1994 bis 1998 sind keine

deutlichen Veränderungen in den PCB-Gehalten erkennbar.

Von allen untersuchten Biota war der PCB-Gehalt in Silbermöweneiern mit Abstand am höchsten. Er lag 1998 um das 122-fache über dem mittleren Miesmuschelgehalt.

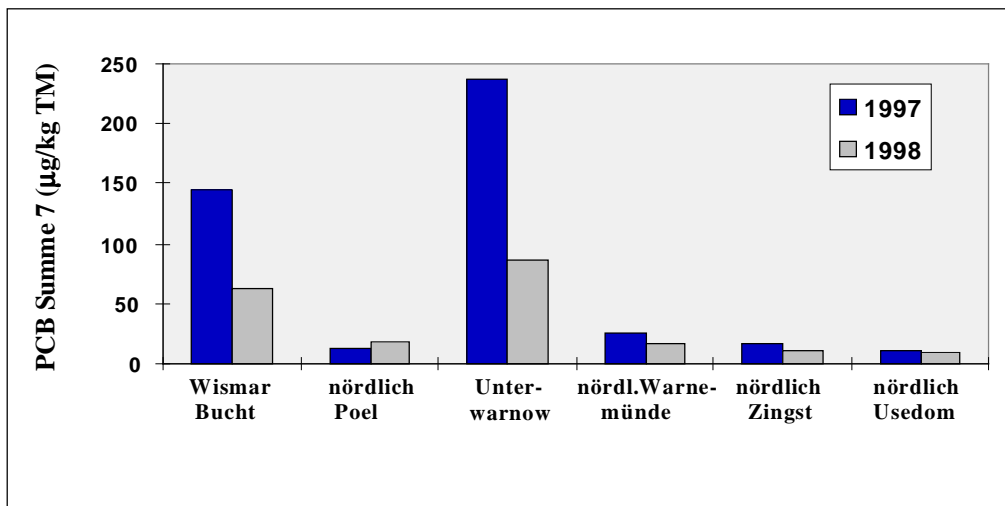


Abb. 23: Mittlere PCB-Gehalte in Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1997 und 1998

Vergleichende PCB-Betrachtung

Die Zusammenfassung der PCB-Gehalte aus allen untersuchten Bereichen (Abb. 24) zeigt ein ähnliches Bild wie beim HCB, allerdings sind die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Wasser und den übrigen Kompartimenten noch größer. Während die PCB-Konzentra-

tionen im Wasser in der gleichen Größenordnung liegen wie die des HCB, werden in den festen Matrices höhere Werte beobachtet. Dadurch liegen die Anreicherungsfaktoren zum Wasser zwischen 10^6 (Sediment) und 10^8 (Vogeleier). Die relativen Abstufungen innerhalb der festen Matrices bleiben ähnlich wie beim HCB.

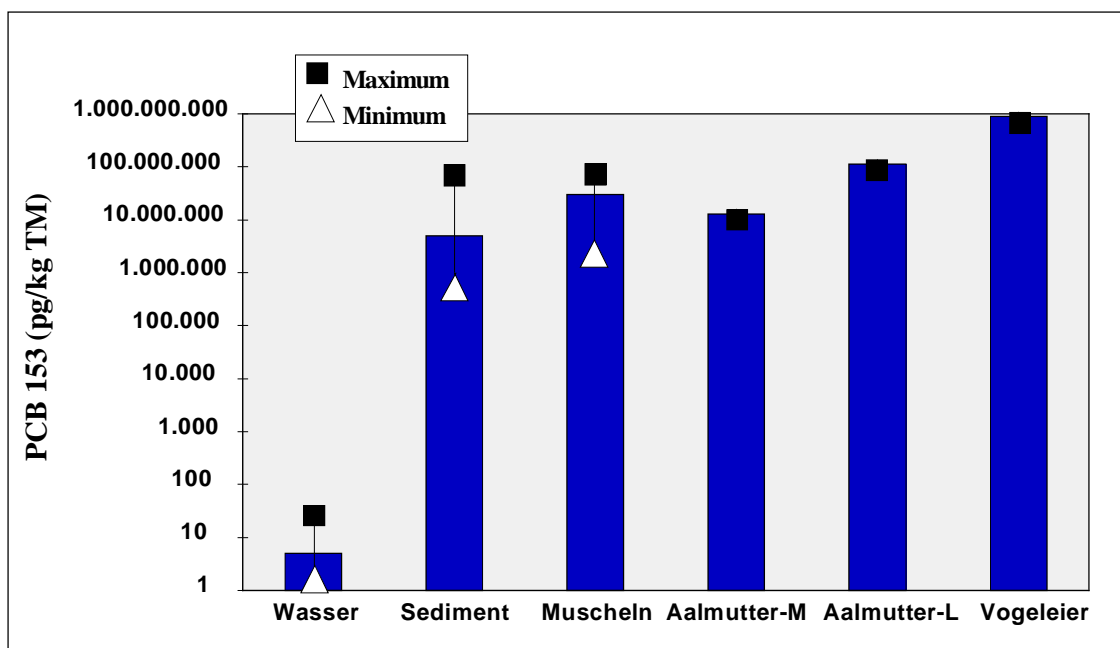


Abb. 24: Vergleichende Betrachtung der PCB 153-Gehalte in Wasser, Sediment und Biota in pg/kg TM

354 DDT-Gruppe

Dichlor-diphenyl-trichlorethan (DDT) ist die Bezeichnung für ein technisches Gemisch aus verschiedenen Chlorkohlenwasserstoffen, wobei das p,p'-DDT das eigentlich wirksame Insektizid darstellt. Seit den 30er Jahren wird DDT in der Land- und Forstwirtschaft zur Bekämpfung von Schadinsekten eingesetzt. Seine Anwendung wurde in der BRD 1972 und in der ehemaligen DDR 1988 verboten. In einigen Entwicklungsländern kommt DDT nach wie vor zur Anwendung. Über die Atmosphäre und den Import von Agrarprodukten gelangt DDT auch weiterhin nach Europa.

Meerwasser

Die Konzentrationen von p,p'-DDT, p,p'-DDD und p,p'-DDE lagen nahe oder unter den Bestimmungsgrenzen der Labore. Die höchsten Werte wurden in der Pommerschen Bucht vor der Oder-Mündung beobachtet. Hier lagen die Konzentrationen von p,p'-DDD und p,p'-DDE zwischen 30 und 77 pg/l. Im übrigen Untersuchungsgebiet wurden Werte zwischen 2 und 30 pg/l gemessen.

Für eine weitergehende Bewertung der Daten bezüglich räumlicher Verteilung und zeitlicher Trends ist die Datenlage nicht ausreichend.

Sediment

An der mecklenburg-vorpommerischen Küste wurden die geringsten Gehalte an p,p'-Verbindungen des DDT an den äußeren Stationen vor Warnemünde gefunden. Sie lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze oder wenig darüber. Erwartungsgemäß waren die Sedimente der Warnow-Mündung stärker kontaminiert, hier wurde die höchste Belastung in der Unterwarnow gefunden (19,5 µg/kg TM). Die Sedimente des Greifswalder Boddens wiesen insgesamt eine niedrigere Grundbelastung auf als die der Warnowmündung (Tab. 25), waren aber höher belastet als die der äußeren Stationen vor Warnemünde. Herausragende Belastungsschwerpunkte gibt es hier aufgrund der vorwiegend diffusen Einträge nicht. Der höchste gemessene Wert in den Bodden betrug 14,8 µg p,p'-DDT/kg TM und wurde im Darß-Zingster Bodden gemessen.

Insgesamt sind die Kontaminationen mit denen zwischen 1994 und 1996 vorgefundenen vergleichbar.

Tab. 25: DDT-Gehalte im Oberflächen-Sediment der Mecklenburg-Vorpommerischen Küste 1997/98 in µg/kg TM

µg/kg	p,p'-DDT			p,p'-DDD			p,p'-DDE		
	Min	Median	Max	Min	Median	Max	Min	Median	Max
Vorpomm. Bodden	<0,01	0,78	14,8	0,2	1,19	65,8	0,36	1,19	20,9
Warnow-mündung	<0,2	1,15	19,5	<0,2	5,43	44,9	0,25	3,18	26,3

Biota

Die 1997 und 1998 an der mecklenburg-vorpommerischen Küste vorgefundenen durchschnittlichen DDT-Gehalte in Miesmuscheln wiesen wie die PCB-Gehalte eine hohe räumliche und zwischenjährige Variabilität auf (Tab. 26).

Die mit Abstand höchsten DDT-Werte wurden in Muscheln aus der Unterwarnow am Werft-

standort/Warnemünde und der inneren Wismar-Bucht vorgefunden. Sie lagen um ein Vielfaches über den Gehalten der äußeren Reviere (Abb. 25). Die geringsten DDT-Gehalte wurden 1997 in den Muschelproben nördlich Poel und 1998 nördlich Zingst gemessen. Für die Verbindungen p,p'-DDT und p,p'-DDD wurden 1998 die niedrigsten Werte seit Beginn der Messungen 1994 registriert. Ein Trend ist für diesen relativ kurzen Zeitraum nicht zu erkennen.

Tab. 26: Mittlere DDT-Gehalte ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TG) in Biota 1997 und 1998 von der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

	Miesmuschel	Miesmuschel	Aalmutter Muskel	Aalmutter Leber	Silbermöwe Eier
	1997	1998	1998	1998	1998
p,p'-DDT	1,1-20,5	1,0-5,8	7,3	48,0	
p,p'-DDD	1,2-53,4	0,54-14,6	5,0	37,4	
p,p'-DDE	3,5-35,9	6,3-19,7	15,9	121,6	1352
Σ -DDT	7,1-136	7,8-43,1	28,2	207	

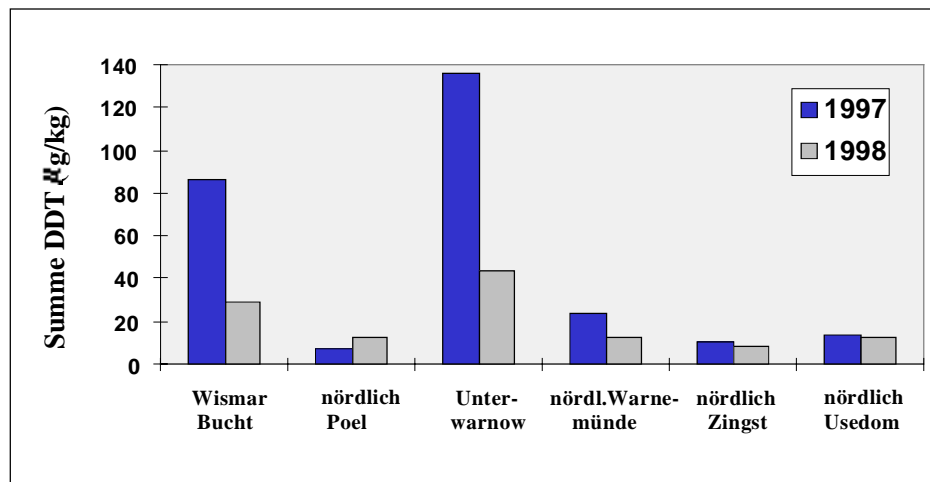


Abb. 25: DDT- Konzentrationen in Miesmuscheln aus den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 1997 und 1998

Tab. 27: Gehalte an DDT und Metaboliten in Aalmuttermuskulatur und Aalmutterleber in $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG von 1994-98

Jahr	Aalmuttermuskulatur				Aalmutterleber			
	1994	1995	1996	1998	1994	1995	1996	1998
p,p'-DDT	15,0	17,6	9,1	7,3	120,7	81,7	87,3	48,0
p,p'-DDD	10,4	14,7	5,0	5,0	92,3	67,3	69,1	37,4
p,p'-DDE	20,0	30,5	12,7	15,9	172,8	145,1	153,3	121,6

Die DDT-Belastung in Fischen wurde in der Muskulatur und in der Leber von Aalmuttern bestimmt (Tab. 26). Der Gehalt der Muskulatur war um das 4fache und der Leber um mehr als das 20fache höher als bei den Miesmuscheln nördlich Zingst. Innerhalb des Beobachtungszeitraums 1994 bis 1998 nahm die Belastung von Aalmuttern aus dem NP Vorpommersche Boddenlandschaft aber deutlich ab (Tab. 27).

In Vogeleiern reichert sich von den Verbindungen der DDT-Gruppe nur p,p'-DDE er-

kennbar an. Der p,p'-DDE-Gehalt lag 1998 um das 200fache über dem DDE-Gehalt der Miesmuscheln nördlich Zingst (Tab. 26).

Vergleichende DDT-Betrachtung

Die übergreifende Betrachtung der DDT-Konzentrationen in allen untersuchten Bereichen (Abb. 26) zeigt ein sehr ähnliches Bild wie das der anderen organischen Schadstoffe. Die Anreicherungsfaktoren vom Wasser zum Sediment liegen bei 10^6 , zu den Vogeleiern bei

10^8 . Die relativen Abstufungen innerhalb der festen Matrices bleiben ähnlich wie beim HCB

und den PCB.

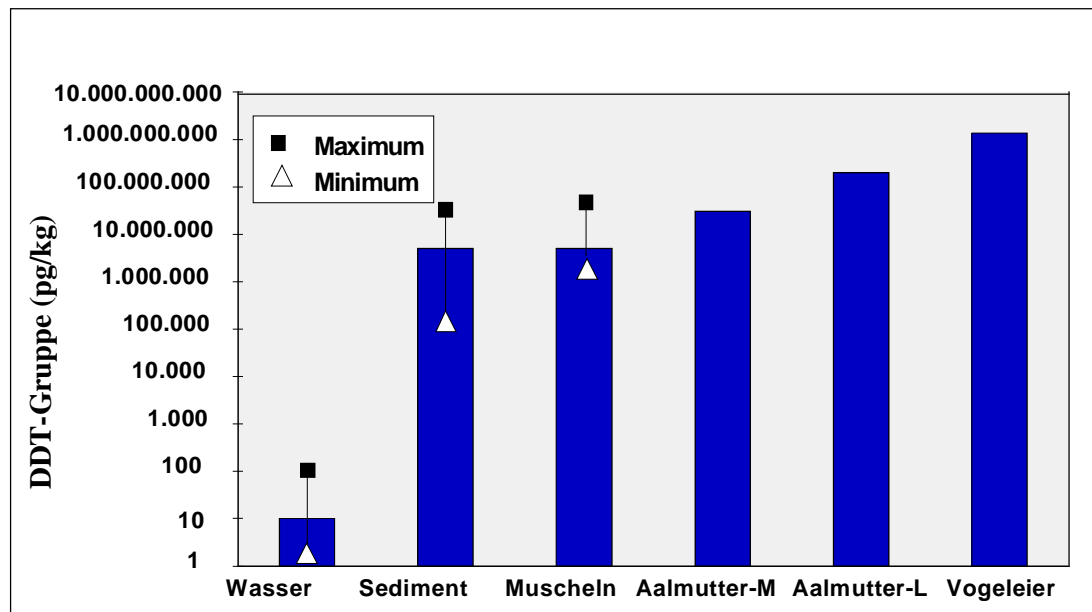


Abb. 26: Vergleichende Betrachtung der DDT-Gehalte in Wasser, Sediment und Biota in pg/kg TM

355 Kohlenwasserstoffe

Erdöl-Kohlenwasserstoffe (EKW) sind die Hauptbestandteile des Erdöls, das aus einem Gemisch aus Tausenden verschiedener Kohlenwasserstoffe besteht. Mengenmäßig ist die Gruppe der Aliphaten (n-Alkane) am bedeutendsten, während aus toxikologischer Sicht die Aromaten am wichtigsten sind. EKW sind wenig wasserlöslich und werden an Schwebstoffen und Sedimenten stark angereichert. Erdölkohlenwasserstoffe sind sehr stabil, jedoch werden einige Alkane relativ leicht biochemisch abgebaut.

Erdöl wird weltweit in großen Mengen gefördert, transportiert und verarbeitet, so dass eine besondere Umweltbeobachtung vor allem aufgrund der großen Mengen angezeigt ist. Kohlenwasserstoffe werden aus der Luft, durch die Flüsse, von Schiffen und Offshore-Förderanlagen ins Meer eingetragen.

Zur Untersuchung der Umweltbelastung werden die EKW sowohl als Summe ("Gesamtkohlenwasserstoff") als auch anhand ausgewählter Einzelkomponenten, wie n-Alkane und Aromaten, erfasst.

Einige der im Erdöl vorkommenden Kohlenwasserstoffe (z.B. n-Alkane) können auch durch pflanzliche oder tierische Organismen gebildet werden. Eine Unterscheidung zwischen biogenen und petrogenem Ursprung ist durch Betrachtung der relativen Konzentrationen der einzelnen Kohlenwasserstoffe zueinander möglich. Bei den Alkanen weist eine Verteilung mit Bevorzugung ungeradzahlgiger Kettenlängen auf Landpflanzen als Ursprung hin. Aber auch Algen sind Produzenten bestimmter n-Alkane. Als Maß für den Anteil an biogenen Alkanen wird der "Carbon Preference Index" (CPI) verwendet, der für petrogene Muster etwa 1 und für biogene Muster > 4 ist.

Meerwasser

Die Verteilung der "**Gesamtkohlenwasserstoff-Konzentrationen**" in der oberflächennahen Schicht der westlichen und zentralen Ostsee ist überwiegend homogen. Die meisten Werte lagen im Zeitraum von August 1997 bis August 1998 zwischen $0,5 \mu\text{g/l}$ und $1,6 \mu\text{g/l}$, mit einem Median um $0,6 \mu\text{g/l}$. Damit lagen sie im gleichen Bereich wie in den vorangegangenen Jahren. Im unmittelbaren Küstenbereich, wie in den inneren Förden und der Oder-Mündung, fanden sich mit $1 - 1,6 \mu\text{g/l}$ höhere Werte als

an den küstennahen Stationen. $\mu\text{g/l}$ höhere Werte als an den küstenfernen Stationen.

Im Winter (Feb 1997) lagen die Werte in der offenen See im Mittel bei $2,1 \mu\text{g/l}$ und damit deutlich über den Sommerwerten; dies kann mit einem höheren Schwebstoffgehalt, geringeren Abbauraten und z.T. mit methodischen Unterschieden (max. 30 %) erklärt werden.

Der Konzentrationsbereich der Summe der **Aliphaten** lag im Aug. 1997 und 1998 in der westlichen und zentralen Ostsee zwischen 16 ng/l und 256 ng/l (Medianwert: 70 ng/l). Die Konzentrationsmittelwerte einzelner n-Alkane (C19 bis C30) variierten zwischen 1 und 4 ng/l , vereinzelt traten Spitzenwerte bis zu 10 ng/l auf.

Eine Aussage, woher die in einer Umweltprobe bestimmten n-Alkane stammen, ist anhand der verschiedenen Verteilungsmuster möglich. In der westlichen und zentralen Ostsee bewegte sich der "Carbon Preference Index" im Bereich von $0,9$ bis $3,2$. Im Mittel lag er bei $1,8$ und weist damit auf einen mittleren Anteil petrogener Alkane hin. Die größten Einzelkonzentrationen wurden für C17 (max. 178 ng/l) gefolgt von C15 (max. $28 \mu\text{g/l}$) gemessen. Beide Substanzen sind bekannte Stoffwechselprodukte von marinen Algen. Der mengenmäßig größte Anteil der Alkane stammt somit aus biogenen Quellen, nämlich aus Algen und terrestrischen Pflanzen.

Aufgrund der hohen Variabilität sind keine Trends zu beobachten.

356 Polyzyklische, aromatische Kohlenwasserstoffe

Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind organische Verbindungen, die aus zwei oder mehreren kondensierten, aromatischen Ringen bestehen. Von den Hunderten von PAK, die bisher in der Umwelt nachgewiesen wurden, wird nur eine begrenzte Auswahl für Monitoring-Untersuchungen herangezogen. PAK sind als reine Kohlenwasserstoffe wenig wasserlöslich, zeigen eine hohe Affinität zu festen Oberflächen und werden an Schwebstoffen, Sedimenten und in Biota stark angereichert. PAK entstehen bei allen unvollständigen Verbrennungsprozessen von organischem

Material (Holz, Kohle, Benzin, Öl). PAK sind ferner im Steinkohlenteer und im Erdöl vorhanden. Einige PAK lösen Haut- und Lungenkrebs aus. Wegen der hohen Expositionswahrscheinlichkeit und ihres ubiquitären Vorkommens gelten sie als prioritär zu berücksichtigende Umweltcancerogene. In die Meeresumwelt werden sie direkt aus der Luft und durch die Flüsse eingetragen. Aufgrund ihrer hohen Affinität zu Schwebstoffen sind sehr starke Gradienten von den Ästuaren und der Küste (hohe Schwebstoffgehalte) zur offenen See (geringe Schwebstoffgehalte) zu beobachten.

Meerwasser

Die Belastung mit PAK lässt sich anhand der Summe von 6 Verbindungen (nach Trinkwasserverordnung TVO) gut vergleichen. Diese Summen-Gehalte lagen im Aug. 1997 – 1998 auf den Stationen des BSH der westlichen und zentralen Ostsee zwischen $0,14 \text{ ng/l}$ und $2,74 \text{ ng/l}$, mit einem Medianwert von $0,55 \text{ ng/l}$. Die IOW Messungen erreichten im Feb. 1997 Werte bis zu $5,6 \text{ ng/l}$, bei einem Median von $2,7 \text{ ng/l}$.

In der offenen See war kein eindeutiger Gradient zu beobachten. In Küstennähe traten jedoch zumeist höhere Konzentrationen auf als in der offenen Ostsee. So fanden sich die höchsten PAK-Konzentrationen vor allem in der Kieler und Flensburger Förde und der Pommerschen Bucht vor der Oder-Mündung.

Die Konzentrationen der einzelnen PAK-Verbindungen lagen in der westlichen und zentralen Ostsee - je nach Substanz und Ort - im Bereich von $4,5 \text{ ng/l}$ bis unter 2 pg/l . Wie die Medianwerte in Tab. 28 zeigen, variieren die Konzentrationen der einzelnen Aromaten sehr stark. Während 2- bis 4-Ring-Aromaten (Naphthalin, Fluoren, Phenanthren, Fluoranthren, Pyren) in der offenen See mit Medianwerten im Bereich von $0,02$ bis $2,1 \text{ ng/l}$ vorlagen, wiesen dort 5- und 6-Ring-Aromaten nur noch mittlere Konzentrationen von $< 0,005 \text{ ng/l}$ bis $0,15 \text{ ng/l}$ auf.

Der Vergleich der beiden Untersuchungsjahre ergab z.T. sehr starke Schwankungen: so lagen einzelne PAK-Konzentrationen im Sommer 1998 um den Faktor 2 bis 5 über den Werten von 1997. Bei den gut wasserlöslichen Verbindungen Naphthalin bis Fluoren lagen die Medianwerte sehr nah beieinander.

Tab. 28: PAK im Ostseewasser (Mediane in ng/l) von 1997/98

	Feb. 97 (IOW)	Aug. 97 (BSH)	Aug. 98 (BSH)
Total HydroCarbons	2170	610	565
Naphthalin	0,317	1,211	1,021
2-Methyl-Naphthalin		0,670	0,801
1-Methylnaphthalin		0,561	0,555
Acenaphthen	0,123	0,084	0,101
Acenaphthylen		0,045	0,032
Fluoren	0,403	0,431	0,462
Anthracen	0,032	0,011	0,036
Phenanthren	0,519	0,567	0,883
Fluoranthren	2,125	0,252	0,5
Pyren	0,634	0,153	0,128
Benz[a]anthracen	0,165	0,015	0,013
Chrysen-triphenylen	0,257	0,062	0,070
Benzol[b]flouranthren	0,151	0,052	0,032
Benzo[e]pyren		0,037	0,034
Benzo[a]pyren	0,041	0,027	0,012
Perylen		0,006	0,002
Dibenz[a,c]anthracen	0,009	0	0
Indeno[1,2,3]pyren	0,083	0,044	0,024
Benzo[g,h,i]perylen	0,066	0,061	0,042
Dibenzothiophen		0,088	0,114
Summe 6 TVO	2,742	0,49	0,615

Beim Vergleich der Februar-Messungen mit denen des Augusts (Tab. 28) ist ein deutlicher saisonaler Einfluss festzustellen: die Winter-Werte sind höher als die Sommer-Werte. Der Median für die Summe der 6 TVO-Aromaten lag im August 1997 bei 0,5 ng/l, während er im Februar 1997 2,7 ng/l betrug. Auch bei diesem Vergleich sind die Unterschiede bei den besser wasserlöslichen Komponenten wesentlich geringer als bei den höher kondensierten Aromaten (ab Fluoranthren).

Da die PAK-Konzentrationen hoch variabel sind und bisher keine ausreichend langen Zeitreihen in der Ostsee vorliegen, kann keine Aussage über einen Trend getroffen werden. Die Belastung mit toxisch relevanten PAK lagen in diesem Untersuchungszeitraum um

zwei bis drei Zehnerpotenzen unter jenen Konzentrationen, bei denen in Tierversuchen erste Anzeichen für kanzerogene Effekte auftraten (VARANASI, 1989).

Sediment

Die Konzentrationen an PAK (Summe 6 nach TVO) sind an den Küstenstationen vor Warnemünde und auch im Greifswalder Bodden unauffällig und liegen im Bereich der Bestimmungsgrenzen. Deutliche Einträge sind an der Station Unterwarnow nachzuweisen, die in der Nähe einer ehemaligen Dachpappenfabrik liegt und damit als wichtige Eintragsquelle in Frage kommt. Am Werftstandort und auch im östlichen Breitling sind leicht erhöhte Konzentrationen um 1 mg/kg TM erkennbar.

Die Daten von 1997/98 liegen im gleichen Bereich wie die 1994-96 erhobenen Werte, es zeichnet sich also kein Trend ab.

Der Anreicherungsfaktor der hochkondensierten PAK (5- und 6-Ring Aromaten) vom Wasser zum Sediment liegt mit bis zu 10^6 in einer Größenordnung wie sie auch bei HCB, DDT und PCB beobachtet wurde.

357 Zinnorganische Verbindungen

Zinnorganische Verbindungen sind aufgrund ihrer hormonähnlichen Wirkung und ihren extrem niedrigen Wirkschwellen von besonderer Umweltrelevanz. Bei den getrenntgeschlechtlich vorkommenden Meeresschnecken führt eine Belastung durch Tributylzinn (TBT) zum sog. Imposéx-Phänomen, d.h. es tritt eine Vermännlichung der weiblichen Tiere auf. Die weltweite Anwendung zinnorganischer Verbindungen für Antifoulinganstriche an Schiffen hat erhöhte Belastungen in Schifffahrtsstraßen, Häfen und Werften, aber auch in weniger ge-

nutzten Gewässern zur Folge. Die Belastungen liegen oft über den biologischen Wirkgrenzen: Schäden an Organismen sind bereits bekannt. Aufgrund nachgewiesener toxischer Wirkungen des TBT sind Untersuchungen dieser Verbindung und seiner Abbauprodukte Monobutylzinn (MBT) und Dibutylzinn (DBT) für ein Monitoring notwendig.

Sediment

Abb. 27 zeigt die TBT-Belastung an ausgewählten Stationen der Küste Mecklenburg-Vorpommerns. Die mit Abstand höchsten Konzentrationen an TBT wiesen erwartungsgemäß die Station am Werftstandort Warnemünde auf. 1997 wurde diese Station insgesamt 5 mal beprobt; der Höchstwert von 4030 $\mu\text{g Sn/kg TM}$ wurde im Frühjahr gemessen.

Aber auch die anderen Stationen wiesen insbesondere 1998 TBT-Konzentrationen auf, die den derzeit als Wirkschwelle für marine Vorderkiemenschnecken angesehenen Wert von 50 $\mu\text{g Sn/kg TM}$ um das Fünffache übersteigen. Die Gehalte waren gegenüber 1997 deutlich erhöht.

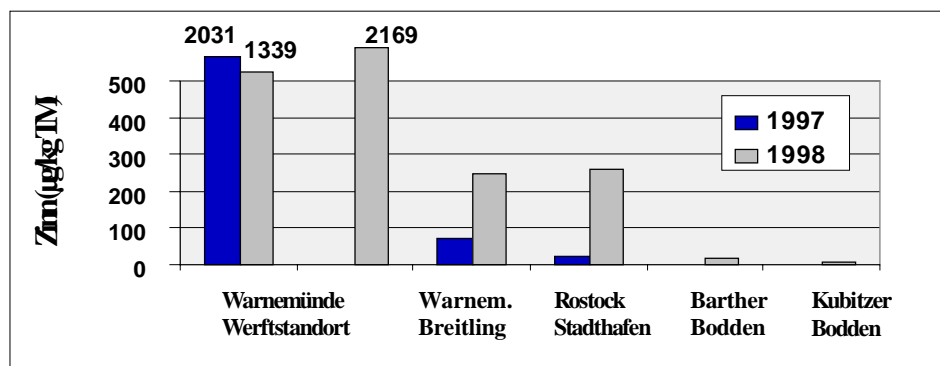


Abb. 27: Mittlere TBT-Gehalte in Oberflächensedimenten (<2mm) der Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern

358 Zusammenfassung und Bewertung

Meerwasser

Die polareren Verbindungen wie die HCH-Isomere liegen im Wasser in deutlich höheren Konzentrationen vor als die lipophileren HCB, DDT, PCB und PAK.

Die α - und γ -HCH Konzentrationen im Wasser sind im Beobachtungszeitraum weiter zurückgegangen. Die Konzentrationen von γ -HCH waren 1997/98 vergleichbar mit denen in der südlichen Nordsee, während die α -HCH-Konzentrationen ca. 4-mal höher waren als in der Deutschen Bucht. Bei beiden Verbindungen ist ein räumliches Gefälle zu beobachten, allerdings sind die Verteilungen gegenläufig: die Gehalte von α -HCH nahmen in der Ostsee von West nach Ost zu, die von γ -HCH ab.

Die lipophilen chlorierten Kohlenwasserstoffe (HCB, DDT und PCB) wurden im Wasser in sehr geringen Konzentrationen angetroffen. Die Belastung war aber in Küstennähe generell höher als in der offenen Ostsee, insbesondere im Gebiet der Odermündung. Zeitliche Trends konnten aufgrund der hohen Variabilität und der eingeschränkten Datenlage nicht beobachtet werden.

Die Belastung des Ostsee-Wassers mit Erdöl-kohlenwasserstoffen war gering. Die Bestimmung der Einzelkomponenten zeigt, dass die aliphatischen Kohlenwasserstoffe hauptsächlich aus biogenen Quellen stammen. Die Konzentrationen der PAK waren ebenfalls relativ gering und zeigten keine besondere räumliche Verteilung. Die Gehalte an höher kondensierten PAK (4-6 Ring Aromaten) nahmen in Küstennähe zu, was aber zum größten Teil auf höhere Schwebstoffgehalte zurückzuführen ist. Aufgrund der hohen Variabilität sind bei keiner der verschiedenen Kohlenwasserstoff-Klassen zeitliche Trends festzustellen, dagegen gab es saisonale Unterschiede mit höchsten Werten im Winter.

Sediment

Die organischen Schadstoff-Konzentrationen im Sediment waren sehr gering und lagen zum Teil unterhalb der Nachweisgrenzen. Insgesamt nahmen sie gegenüber den Vorjahren leicht ab oder blieben gleich. Nur die PCB-Gehalte waren im Vergleich zu den letzten Jahren in der Kieler Innenförde und am Werftstandort Warnemünde erhöht. Belastungsschwerpunkte waren an der Schleswig-Holsteinischen Küste die Flensburger Förde bei Glücksburg (erhöhte Lindan-Gehalte) und die Kieler Innenförde (erhöhte PCB-Gehalte). An der mecklenburg-vorpommerischen Küste waren die Unterwarnow (erhöhte Lindan-, HCB- und PAK -Gehalte) und der Werftstandort Warnemünde (erhöhte PCB-, PAK- und TBT -Gehalte) belastet. Die höchsten DDT-Gehalte wiesen die inneren Stationen des Warnowästuars und die Station in der Darß-Zingster-Boddenkette auf. Die zinnorganischen Verbindungen lagen an allen untersuchten Stationen über dem Grenzwert von 50 µgSn/kg TM, was zur Unfruchtbarkeit von marinen Schnecken führen kann.

Im Vergleich zum Wasser sind die Gehalte der organischen Schadstoffe im Sediment um den Faktor 10^4 (HCH, HCB) bis 10^6 (PCB, DDT, PAK) angereichert.

Biota

Die β - und γ -HCH-Gehalte in Miesmuscheln der mecklenburg-vorpommerischen Küste sind zwischen 1994 und 1998 kontinuierlich zurückgegangen. Auch die Belastung von Aalmuttern mit HCH ist deutlich zurückgegangen. Damit bestätigt sich der ostseeweite Trend des Rückgangs der HCH-Belastung in Biota (Helcom, 1996) auch in den Küstengewässern. Die HCB-Gehalte in Miesmuscheln sind an allen Standorten gering und liegen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg TG. In Aalmuttern wurden schwankende HCB-Gehalte mit leicht zunehmender Tendenz nachgewiesen.

Die seit 1994 in Muscheln und Aalmutter gemessenen PCB-Gehalte zeigten keine abnehmende Tendenz. Die Anreicherung mit PCB ist bei Muscheln aus belasteten inneren Küstengewässern um ein Vielfaches höher und variierten stärker als bei Tieren der äußeren Probenstandorte.

Dagegen nahm die Belastung von Aalmuttern mit DDT seit 1994 merklich ab. Für die Muscheln ist kein abnehmender Trend abzuleiten, da die Gehalte z.T. stark schwanken oder auf einem Niveau verharren. Die DDT-Gehalte der Muscheln innerer Küstengewässer, die durch Flüsse, Kläranlagen, Hafen- und Werftindustrie belastet sind, waren um den Faktor 2-3 höher als die von Tieren der Außenküste.

Miesmuscheln, Aalmuttern und Silbermöwe zeigen deutliche Unterschiede in Bezug auf die Akkumulation von HCH, PCB und DDT. Im Vergleich zu den filtrierenden Miesmuscheln war in der Fischmuskulatur und deutlicher noch in der Leber, die für die Metabolisierung und Entgiftung von körperfremden Schadstoffen zuständig ist, aber vor allem in den Eiern der fischfressenden Silbermöwe eine deutlich höhere Anreicherung festzustellen. Die Kontamination von Silbermöweiern war im Vergleich zu den Miesmuscheln bis zu 200 Mal höher.

36 Marine Lebensgemeinschaften

361 Phytoplankton

Das Phytoplankton besteht aus einzelligen Algen, deren Artenvielfalt und Bestandsdichten durch anthropogene Einflüsse deutlich verändert werden können. Beispielsweise verstärkt erhöhter Nährstoffeintrag (Eutrophierung) das Algenwachstum und schließlich die Sauerstoffzehrung am Boden. Veränderungen der Umweltbedingungen können zur Ausbreitung neuer Arten und zur Vermehrung von

giftigen Algen führen, was weitreichende Folgen für das Ökosystem haben kann.

Die Biomasse des Phytoplanktons (Chl a – Konzentration) zeigte zwischen den beiden untersuchten Jahren nur geringe Unterschiede (Abb. 28). Dagegen waren die jahreszeitlichen und regionalen Schwankungen groß. Besonders deutlich ist die hohe Biomasse der Pommerschen Bucht und des Kleinen Haffs im Vergleich zu den übrigen Küstengewässern, was auf die Nährstofffracht der Oder zurückzuführen ist.

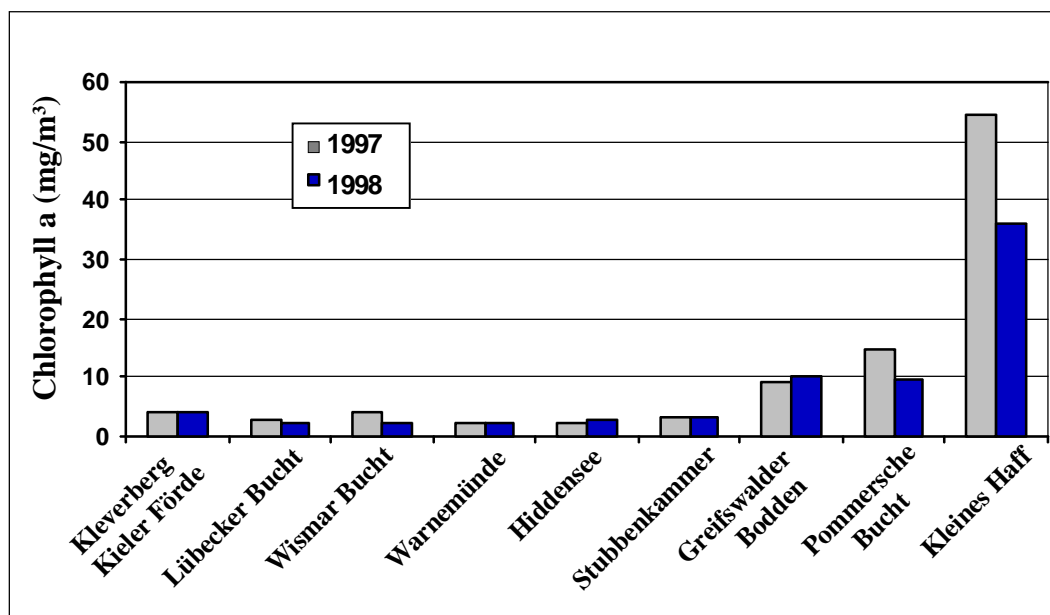


Abb. 28: Chlorophyll a – Konzentrationen im Oberflächenwasser entlang der deutschen Ostseeküste (Jahresmittel von 1997 und 1998).

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

Die Frühjahrsblüte setzte in der Kieler Bucht (Station Kleverberg, Abb. 29) in beiden Jahren Ende Februar ein, hatte ihr Maximum in der ersten März-Hälfte (bis zu 20 mg/m³ Chlorophyll a), und bestand 1998 aus verschiedenen *Chaetoceros*-Arten (darunter besonders *Chaetoceros borealis*), *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira anguste-lineata*, *Ceratium tripos* und *Gymnodinium sp.* Bis Mitte Mai 1998 wurden *Guinardia delicatula*, *Proboscia alata*, *Rhizosolenia setigera*, *Protoperdinium*

sp. bedeutsam, aber auch weiterhin *Chaetoceros borealis*, *Thalassionema nitzschioides* und *Ceratium tripos*. Mitte Mai wurden küstennah vermehrt Flagellaten der Gattung *Chrysochromulina* und die Flagellatform von *Dictyocha speculum* entdeckt.

Während des Sommers lagen die Chlorophyll a-Konzentrationen in der Kieler Bucht bei 2-3 mg/m³. Von Juli bis August 1997 kam es in der Flensburger Förde zu einer Sukzession von *Skeletonema costatum* / *Dactyliosolen fragilissimus* zu *Prorocentrum minimum* var. *trian-*

gulatum / *Dactyliosolen fragilissimus*. Waren im Juni 1998 noch *Dactyliosolen fragilissimus*, *Thalassionema nitzschioides*, *Chaetoceros curvisetus* und verschiedene Cryptophyceen in der Kieler Bucht dominant, so änderte sich das Artenspektrum während der Monate Juli und August 1998. *Proboscia alata* nahm im Verlauf dieser Zeit deutlich zu, *Ceratium tripos* und *Prorocentrum minimum* wurden zu den vorherrschenden Arten. Ende Juli waren die Zellzahlen von *Chrysochromulina* spp., *C. parkeae* und *Emiliana huxleyi* kurzfristig erhöht.

Im September 1998 traten in der Kieler Bucht vermehrt *Guinardia flaccida* und *Pseudonitzschia* sp. auf. Im November und Dezember 1998 waren vorwiegend Kieselalgen vertreten, darunter *Thalassiosira baltica*, *T. nordenskiöldii*, *Ditylum brightwellii*, *Cerataulina pelagica*, *Guinardia delicatula*, *Odontella aurita* und als Dinoflagellaten *Ceratium lineatum*, *C. tripos* und kleine Flagellaten (vorwiegend Cryptophyceen).

Mecklenburger Bucht

Auch in der Mecklenburger Bucht (z.B. Station O22 in der Lübecker Bucht, Abb. 29) konnte im März das Chlorophyll a-Maximum gefunden werden. Es dominierten Kieselalgen (März 1997: *Thalassiosira levanderi*, *T. baltica*, *Rhizosolenia setigera*, *Detonula confervacea* und *Skeletonema costatum*; März 1998: *Chaetoceros impressus*, *Ch. decipiens*), begleitet von *Teleaulax* spp., *Heterocapsa rotundata*, *Skeletonema costatum*, *Thalassionema nitzschioides*, *Thalassiosira* spp. Im April schloss sich eine Phase mit Dinophyceen-Dominanz (*Gymnodinium* spp.) an.

Das sommerliche Phytoplankton der Mecklenburger Bucht war insbesondere im Jahre 1997 geprägt durch Blüten von Blaualgen (Cyanobakterien, insbesondere *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon* sp., *Anabaena* spp.). In der blütenbildenden Art *Nodularia spumigena* wurden Hepatotoxine (Lebergifte) nachgewiesen.

Im September und Oktober dominierte der Dinoflagellat *Ceratium tripos*.

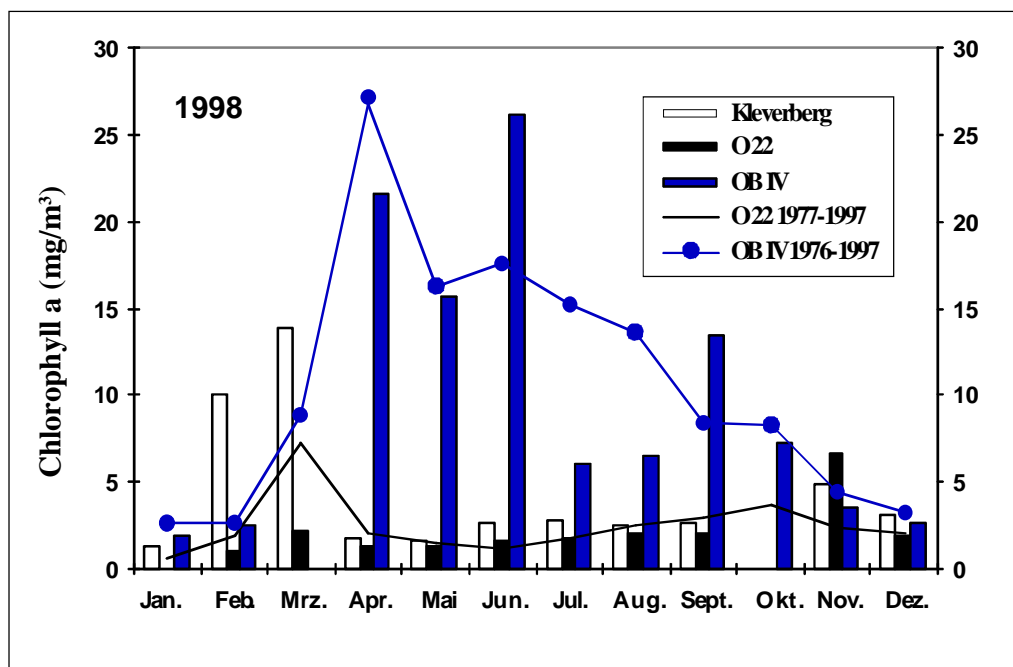


Abb. 29: Jahresgang der Chlorophyll a – Konzentrationen (Monatsmittel) im Oberflächenwasser der Kieler Bucht (Station Kleverberg), der Lübecker Bucht (Station O22) und der Pommerschen Bucht (Station OB IV) im Jahre 1998. Für die Stationen O22 und OB IV sind auch die langjährigen Mittel (Liniendiagramm) angegeben.

Pommersche Bucht

In der Pommerschen Bucht wurden im April 1998 eine Chlorophyll a – Konzentration von $21,6 \text{ mg/m}^3$ bzw. eine Phytoplankton-Biomasse von $7,0 \text{ g/m}^3$ registriert. Träger der Frühjahrsblüte waren Diatomeen wie *Asterionella formosa*, *Diatoma elongatum*, *Fragilaria ulna* var. *acus* und *Stephanodiscus* spp. sowie Cryptoflagellaten (*Teleaulax* spp.) und Euglenophyceen (*Eutreptiella* sp.).

Im Sommer 1997 und 1998 wurde das Phytoplankton auch in der Pommerschen Bucht durch Blüten von Blaualgen geprägt.

Im Herbst 1998 entwickelte sich in der Pommerschen Bucht die potentiell giftige Alge *Prorocentrum minimum*. Zahlen bis zu $2,5 \times 10^6$ Zellen/l wurden (Station OB IV) gemessen, was 70 % der Phytoplankton-Biomasse ($6,6 \text{ g/m}^3$ im Oktober 1998) ausmachte.

Innere Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns

Die inneren Küstengewässer zeigten im Februar und März 1997 hinsichtlich der produktionsbiologischen Parameter keine Besonderheiten im Vergleich zu den langjährig ermittelten Konzentrationen. Im Greifswalder Bodden brachte der Wechsel von Kaltwasserformen wie *Achnanthes taeniata* und *Melosira nummuloides* zur typischen Frühjahrsart *Diatoma elongatum* im März einen starken Anstieg der Chlorophyll a - Werte von $6,3 \text{ mg/m}^3$ auf $16,2 \text{ mg/m}^3$. Im April und Mai 1997 bewegten sich die Phytoplankton-Werte in fast allen inneren Seegebieten mehr oder weniger deutlich unter dem langjährig ermittelten Konzentrationsniveau. Auffallend war die massive Entwicklung kleiner zentrischer Diatomeen (20×10^6 Zellen/l) und unbestimmter μ - Algen (ca. 40×10^6 Zellen/l) im Kleinen Haff. Im Januar 1998 lagen die Chlorophyll a - Konzentrationen der inneren Küstengewässer (zwischen $0,7$ und 80 mg/m^3) über dem langjährigen Monatsmittelwert, im März dagegen meist deutlich darunter. Auch die inneren Küstengewässer waren in beiden Sommern geprägt durch Blüten von Blaualgen. Im Jahre 1998

war bereits im Mai eine für diese Jahreszeit völlig ungewöhnliche Massenentwicklung von *Aphanizomenon* sp. und *Planktothrix agardhii* im Stettiner Haff zu beobachten, die 90 % der Gesamtbiomasse des Phytoplanktons ausmachten. Die Phytoplankton-Biomasse von $40,4 \text{ g/m}^3$ im Mai 1998 stellte ein neues Maximum in der langjährigen Messreihe seit 1988 dar. Die potentiell toxische Blaualge *Microcystis aeruginosa* wurde im Stettiner Haff in hohen Abundanzen (1997 bis zu 260×10^6 Zellen/l bzw. 15 g/m^3) gefunden. Auch im Juli 1998 wurde das Phytoplankton von dieser Art dominiert, im August 1998 von *Coscinodiscus rothii* (55 % der Gesamtbiomasse). Im Greifswalder Bodden und im Strelasund ist die große Anzahl von μ - Algen erwähnenswert. Hier scheint sich eine zunehmende Tendenz abzuzeichnen.

Der Sommer 1997 war geprägt von Auswirkungen des Oderhochwassers. Ausstromsituationen führten zunächst im Oderhaff, später in der Pommerschen Bucht zu weit überdurchschnittlichen Phytoplanktonkonzentrationen. (siehe Kapitel 3.8.)

Anfang Oktober 1998 war im Greifswalder Bodden eine Kieselalgenblüte von *Dactylosolen fragilissimus* ($1,9 \text{ mm}^3/\text{l}$) zu beobachten.

Offene Ostsee

In der Arkonasee begann 1997 die Blütenentwicklung nach einem milden Winter bereits in der ersten, im Jahre 1998 in der zweiten Märzhälfte (Abb. 30). Auch hier fanden wir zuerst eine Kieselalgenblüte (1997: *Thalassiosira levanderi*, *Achnanthes taeniata*; 1998: *Chaetoceros* sp., *Skeletonema costatum*) und eine sich Anfang April anschließende Dinoflagellatenblüte (*Gymnodinium* spp., *Peridiniella catenata*, *Heterocapsa rotundata*).

In der Bornholmsee fand die Frühjahrsblüte Ende März/Anfang April statt, doch war diese im Gegensatz zur Arkonasee von Anfang an von Dinoflagellaten (1997: *Peridiniella catenata*; 1998: *Gymnodinium* cf. *lohmannii*) dominiert.

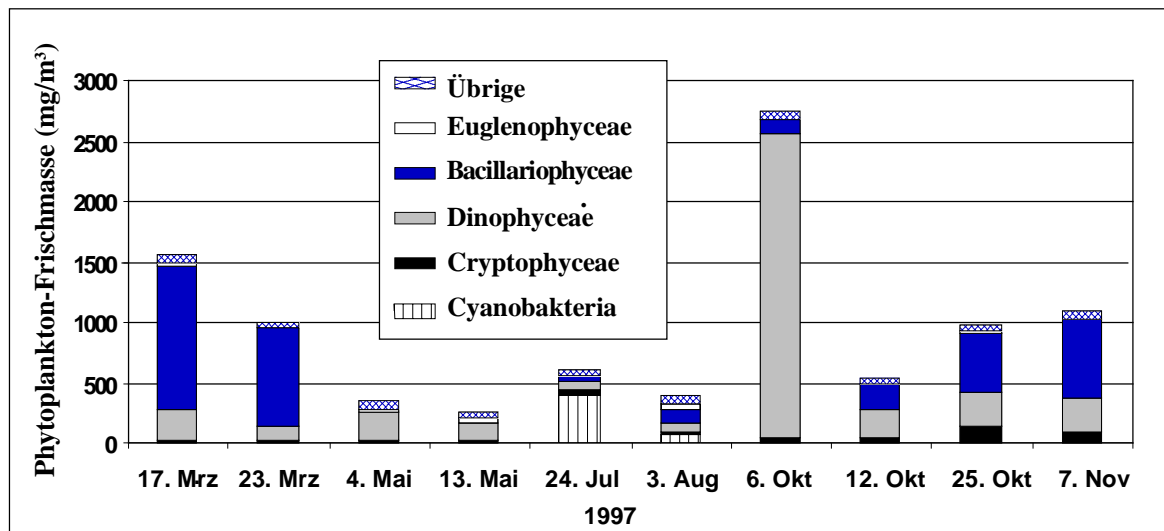


Abb. 30: Jahresgang der Phytoplankton-Zusammensetzung in der zentralen Arkonasee im Jahre 1997 (Mischprobe aus 0-10 m Wassertiefe)

Das sommerliche Phytoplankton war von der Mecklenburger Bucht bis zur östlichen Gotlandsee besonders im Jahre 1997 geprägt durch Blüten von Blaualgen.

Anfang Oktober 1997 bildete *Ceratium tripos* gemeinsam mit den Dinoflagellaten *Gymnodinium cf. lohmannii* und *Prorocentrum minimum* eine Blüte in der Arkonasee (Abb.30). Die Situation in der offenen See von Oktober/November ist aufgrund der traditionell zu dieser Zeit stattfindenden Monitoringfahrt gut bekannt: Es ist mit einer Blüte von *Coscinodiscus granii* zu rechnen. In der Mecklenburger Bucht trat im Herbst 1998 aber nicht diese Art, sondern verschiedene andere Kieselalgenarten (z.B. *Guinardia flaccida*) in Erscheinung. In der Arkonasee, der Bornholmsee und der östlichen Gotlandsee dominierte aber wie üblich *Coscinodiscus granii*. In der Arkonasee war daneben auch *Ceratium tripos* bedeutsam.

Zusammenfassung

Die Phytoplanktonbiomassen bzw. Chlorophyll a-Konzentrationen lagen im Berichtszeitraum, abgesehen von dem besonderen Ereignis der Oderflut im Juli/August 1997, im Bereich der bisherigen langjährigen Schwankungsbreite. Im Einflussbereich der Oder waren die Phytoplankton-Biomassen wegen der Nährstoffeinträge jedoch deutlich erhöht. Auch die Artensukzessionen und die saisonale Abfolge der Phytoplanktonblüten entsprachen im allgemeinen den langjährigen Erfahrungen. Neue Arten sind nicht hinzugekommen.

362 Zooplankton

Zum Zooplankton gehören definitionsgemäß alle tierischen Organismen, die im freien Wasser leben und in ihrer Beweglichkeit der Strömung ausgesetzt sind, also winzig kleine Einzeller (Mikrozooplankton) ebenso wie die relativ großen Quallen. Eine wichtige Gruppe ist das Mesozooplankton (200µm bis 2mm), das im Folgenden behandelt wird. Sie beherbergt die Ruderfußkrebse (Copepoda), eine in allen Meeren dominante Gruppe, die die Hauptnahrung vieler Fischlarven und Jungfische darstellt und daher eine zentrale Rolle im Nahrungsnetz innehat. Im Mesozooplankton der Küstengewässern können im Sommer auch Larven von bodenlebenden Tieren (meroplanktische Larven) dominieren.

Mecklenburger Bucht

Die Copepoden waren in der Mecklenburger Bucht über beide Jahre hinweg die dominante Gruppe. 1997 lagen die Bestandsdichten der Copepoden von Ende März bis Oktober zwischen 14 653 und 31 129 Individuen/m³, wobei die Höchstwerte im August festgestellt wurden. Dominant waren im März, Anfang Mai und im August *Pseudocalanus elongatus*, Mitte Mai *Acartia sp.* und im Oktober *Oithona similis*. Die zweitwichtigste Gruppe waren meroplanktische Larven mit Individuendichten zwischen 53 und 4 600 pro m³, wobei meistens Muschel-Larven dominierten. Rotorien (Rädertierchen) traten in geringer Anzahl zwi-

schen März und Oktober auf, während die Cladoceren (Blattfußkrebse) ihr Maximum im August hatten, zu dem *Evadne sp.*, *Podon sp.* und *Bosmina sp.* zu etwa gleichen Teilen beitrugen.

1998 lagen die Bestandsdichten von Ende März bis Oktober zwischen 4 400 bis 25 300 Individuen/m³, wobei die Höchstwerte im Mai festgestellt wurden. Die höchsten Abundanzwerte hatten Anfang Februar, Ende März, Ende Juli und Ende Oktober *O. similis*, Anfang Mai *P. elongatus*. Rotatorien der Gattung *Synchaeta* traten im Mai mit höchsten Werten von 33 400 Individuen/m³ auf und Cladoceren, hauptsächlich *Evadne nordmanni*, wiesen Maxima in Mai und Juli auf.

Offene Ostsee

Es lassen sich in der Arkona-See, der Bornholm-See und der Gotland-See Zooplankton-Gemeinschaften unterscheiden, die auf unterschiedliche hydrographische Bedingungen, zurückzuführen sind. Außerdem gibt es Unterschiede zwischen Deckschicht und Tiefenschicht. Diese Unterschiede in der Planktonzusammensetzung beruhen im Wesentlichen auf der unterschiedlichen Salzgehaltstoleranz der einzelnen Arten, aber auch auf der artspezifischen Vertikalverteilung und Ernährungsweise.

Die Copepoden-Abundanzen und die dominanten Copepoden-Arten sind in Tab. 29 zusammengefasst. Insgesamt nahmen die Abundanzen von der Arkona-See bis zur Gotland-See ab, in der Deckschicht waren sie höher als in der Tiefenschicht. In der Arkona-See und im Bornholmbecken war im Frühjahr und Sommer im Oberflächenwasser meist die Art *Acartia sp.* dominant. Im Herbst waren es *Temora longicornis* und *Oithona similis*. In der Bornholm-See und deutlicher in der Gotland-See war 1997 auch *Pseudocalanus elongatus* neben den anderen Arten häufig. Die Bestände dieser Art, die ehemals in vielen Bereichen der Ostsee dominant waren, gehen deutlich zurück. Die Ursachen dafür liegen wahrscheinlich im sinkenden Salzgehalt und der steigenden Temperatur (BEHREND 1994). Im Frühjahr und Sommer 1998 dominierte in allen drei Seegebieten *Acartia sp.*.

Copepoden zeigen auch eine unterschiedliche Tiefenverteilung. So waren in der Tiefenschicht die räuberischen Arten *Oithona similis*

und *Temora longicornis* häufiger dominant. In der Gotland-See sind eher die niedrigen Salzgehalte im Oberflächenwasser dafür verantwortlich, dass der algenfressende Copepode *Pseudocalanus elongatus* sich im Tiefenbereich konzentrierte.

Die Copepoden waren im Allgemeinen in der Arkona-See, der Bornholm- und der Gotland-See über beide Jahre hinweg die dominante Gruppe. Im Vergleich zu 1997 hat die Abundanz der Copepoden 1998 abgenommen. Auffällig ist die jahreszeitliche Verschiebung der Maxima. Im August 1997 wurden auf allen Stationen die höchsten Individuendichten angetroffen (Abb. 31). Dagegen waren 1998 die Abundanzmaxima schon im Mai (Abb. 32) zu finden (Ausnahme: die Tiefenschichten im Bornholm- und Gotlandbecken). Da nicht immer nach Arten differenziert werden konnte, ist es möglich, dass die Abundanzmaxima verschiedenen Arten zuzuordnen sind. Aufgrund der exponierten Stellung der Copepoden im Nahrungsnetz der Ostsee hat die zeitliche Verschiebung der Abundanzmaxima auch Auswirkungen auf ihre Räuber- und Beutepopulationen. Es kann allerdings nicht ausgeschlossen werden, dass weitere Abundanzmaxima durch das zeitliche Beprobungsraster gefallen sind.

Im Verlauf der letzten zwei Jahrzehnte zeigte sich, dass Rotatorien im Frühjahr stark zunahmten. Besonders im Mai traten sie seit 1989 so zahlreich auf, dass sie die Dominanz der Copepoden ablösten. Im Mai 1998 erreichte die Individuendichte der Rädertierchen in der Deckschicht der Arkona-See über 75 000, in der Tiefenschicht sogar 177 000 Individuen/m³. In der Bornholmsee und der Gotlandsee waren die Abundanzen nur wenig niedriger. Im Untersuchungsjahr 1997 waren sie dagegen nur schwach vertreten und es schien der Trend ihrer starken Zunahme gebrochen zu sein. Falls die Rotatorien jedoch relativ kurzzeitige Abundanzmaxima haben, kann natürlich nicht ausgeschlossen werden, dass diese 1997 durch das zeitliche Beprobungsraster fielen. Die Zunahme der Rotatorien in der Ostsee deutet auf gute Ernährungsbedingungen, also eine Zunahme der Phytoplanktonkonzentrationen und damit auf Eutrophierung hin (BEHREND 1996).

Tab. 29: Dominante Copepoden-Arten in der Zentralen Ostsee 1997 und 1998

1997	Arkona-See		Bornholm -See		Gotland-See	
	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe
Feb.						
März	<i>Acartia sp.</i>		<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Mai	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>
Aug.	<i>Acartia sp.</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>
Okt.	<i>T. longicornis</i>		<i>Acartia sp.</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>T. longicornis</i>
Nov.	<i>T. longicornis</i>		<i>T. longicornis</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>T. longicornis</i>	
n/m ³	2 000-34 000	6 000-20 000	2 000-13 000	1 000-8 000	1 000-11 000	300-900
1998	Arkona-See		Bornholm -See		Gotland-See	
	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe	Deckschicht	Tiefe
Feb.	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>P. elongatus</i>
März	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Mai	<i>Acartia sp.</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i> <i>T. longicornis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Aug.	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>	<i>Acartia sp.</i>	<i>P. elongatus</i>
Okt.	<i>Acartia sp.</i>	<i>O. similis</i>				
Nov.	<i>O. similis</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>Acartia sp.</i> <i>T. longicornis</i>	<i>T. longicornis</i> <i>O. similis</i>	<i>T. longicornis</i>	<i>P. elongatus</i>
n /m ³	3 000-39 000	1000-16 000	1 000-23 000	700-45 000	1 000-8 000	600-3 700

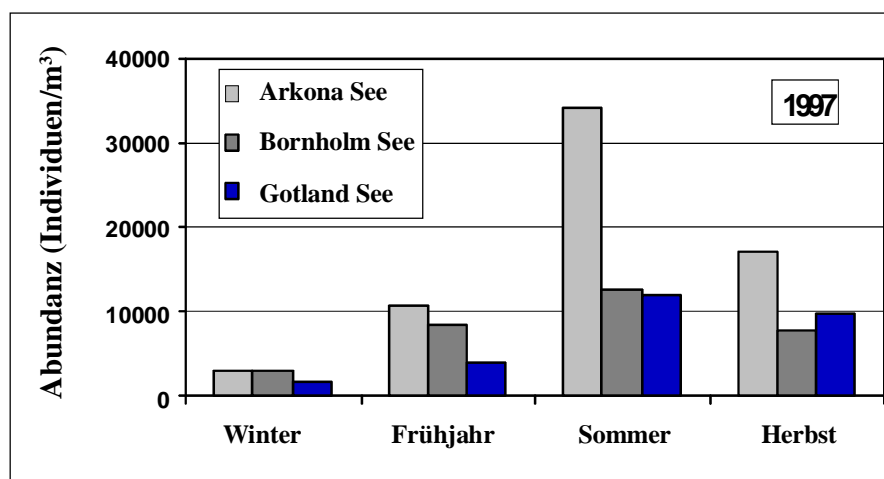


Abb. 31: Copepoden-Abundanz in der zentralen Ostsee im Verlauf des Jahres 1997

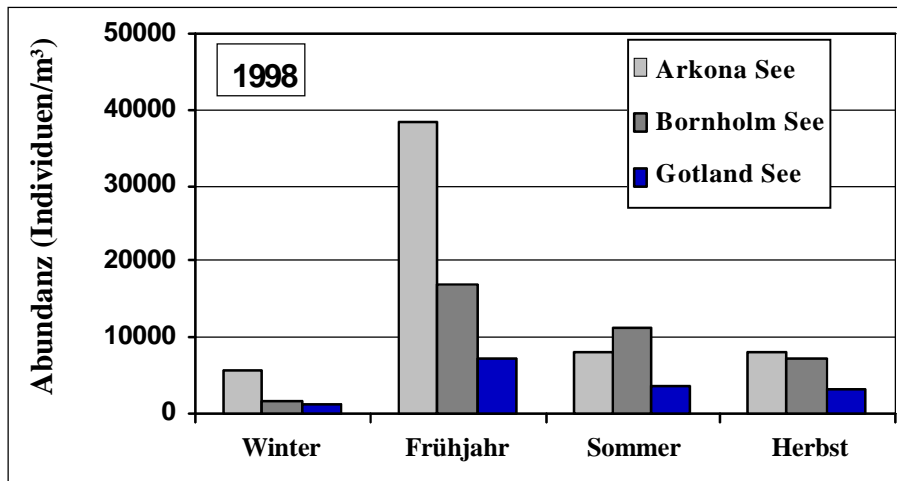


Abb. 32: Copepoden-Abundanz in der zentralen Ostsee im Verlauf des Jahres 1998

Bereits 1997 wurde festgestellt, dass die Wasserflöhe (Cladocera), die bis dahin besonders im August dominant waren, im Vergleich zu den Copepoden deutlich zurückgegangen waren. 1998 war die Abundanz der Cladoceren noch geringer als 1997, insbesondere im August. Wegen der extrem kurzen "Blütezeit" der Cladoceren könnten die Maxima jedoch bei der geringen Probenahmefrequenz verpasst worden sein.

Zusammenfassung

Zusammenfassend kann man feststellen, dass Dichte und Zusammensetzung des Zooplanktons der Jahre 1997 und 1998 im Rahmen der normalen Schwankungen lagen und Trends schwer auszumachen sind. Die individuenreichste Gruppe waren in beiden Jahren die Copepoden, es dominierten *Acartia sp.*, *Pseudocalanus elongatus*, *Oithona similis* und *Temora longicornis*. Im Mai 1998 kam es, wie schon in früheren Jahren, zu einer Massentwicklung von Rotatorien, die die Copepodendichten weit übertrafen. Die Ergebnisse von 1998 unterstützen eine seit 1989 zu beobachtende Tendenz der Zunahme der Rotatorien, was auf Eutrophierung hindeuten kann.

363 Makrozoobenthos

Zum Makrozoobenthos gehören alle Tiere, die am Meeresboden leben und mindestens so groß sind, dass man sie mit bloßem Auge sieht. Es handelt sich im Wesentlichen um Vertreter der Meeresborstenwürmer (Polychaeta), Wejnigborster (Oligochaeta), Muscheln (Bivalvia),

Schnecken (Gastropoda) und Krebse (Crustacea). In den deutschen Küstengewässern der Ostsee dominieren zahlenmäßig Meeresborstenwürmer, Muscheln und Schnecken, wobei die Biomasse hauptsächlich von den Muscheln gestellt wird. Von den über 150 Arten werden die meisten in geringer Anzahl angetroffen, nur wenige Arten dominieren in Anzahl und Biomasse. Mit einer kontinuierlichen Verfolgung der Bestandsentwicklung einzelner Arten oder ganzer Lebensgemeinschaften können Veränderungen des Meeresökosystems erfasst werden. Dabei ist die Verteilung des Benthos in der Ostsee ganz entscheidend von den Sauerstoff- und Salzgehaltsbedingungen am Boden abhängig.

Abweichungen vom Mess-Programm ergaben sich nur im Frühjahr 1998 in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins durch den Verlust des 70-kg-Greiflers. Die sandigen Stationen konnten nur unzureichend oder gar nicht beprobt werden.

Küstengewässer Schleswig-Holsteins

In den Küstengewässern Schleswig-Holsteins bewegten sich 1998 die Artenzahlen im Bereich der Vorjahre, wobei sich eine leicht zunehmende Tendenz fortsetzte. Es wurden auf den einzelnen Stationen bis zu 64 Taxa gefunden. Die seit 1994 beobachtete Wiederbesiedlung durch den Polychaeten *Euchone papillosa* setzte sich 1997 und 1998 verstärkt fort. Die 1997 erstmals seit Beginn unserer Messungen im Jahre 1987 aufgetretenen Polychaeten *Polydora caeca* und *Spio armata* waren auch 1998 wieder vertreten.

Mecklenburger Bucht

Im Jahr 1998 wurden insgesamt 115 makrozoobenthische Taxa nachgewiesen (GOSSELCK et al. 1999), das sind 17 bzw. 14 Arten mehr als in den beiden Vorjahren (Abb. 33). 18 Arten waren 1998 erstmalig vertreten. Wie in den Vorjahren handelte es sich dabei überwiegend um marine Einwanderer, die als einzelne Exemplare in der Lübecker und Mecklenburger Bucht in mindestens 15 m Tiefe bzw. in der Kadetrinne vorkamen. Zwischen 1996 und 1998 entwickelte sich die Benthosgemeinschaft der tieferen Zonen der südlichen Mecklenburger Bucht offenbar relativ ungestört, obwohl die Bodenbereiche ab 20 m Wassertiefe fast jährlich im August und September durch episodischen Sauerstoffmangel bedroht sind. In 15 m Tiefe wurden stabile Benthosgemeinschaften ohne Anzeichen von Störungen festgestellt.

Die Individuendominanzen verschoben sich von opportunistischen Arten wie *Polydora ciliata* (Polychaeta) und *Diastylis rathkei* (Cumacea) zu langlebigen Muschelarten (*Macoma balthica*, *Arctica islandica*, *Astarte* spp.). Auch Biomasse und Abundanz waren in der Mecklenburger bzw. Lübecker Bucht hoch: die maximale Besiedlungsdichte betrug 1998 31360 Ind./m² (Lübecker Bucht, Klützhöved, 10 m), die höchste Biomasse wurde mit 646 g/m² in der Mecklenburger Bucht bei Poel angetroffen.

In den tieferen und verschlickten Bereichen unterhalb von 20 m Wassertiefe ist in der Lübecker und Mecklenburger Bucht durch die episodisch auftretenden Sauerstoffmangelperioden eine Arten-, Individuen- und Biomassereduktion zu beobachten (Tab. 30 und Tab. 31). Nur ganz wenige Arten überleben diese Perioden. Durch das Phänomen der Brackwassersubmergenz, d.h. das Abwandern mariner Arten unter Brackwasserbedingungen in tiefere, salzreichere Gebiete, werden insbesondere

die Bestände großer, langlebiger Muschelarten langfristig geschädigt. Auffallend ist ein Akkumulationsphänomen im Bereich der 10 m- und 15 m - Zone der Lübecker und Mecklenburger Bucht. Während in 10 m Tiefe maximale Individuendichten und Biomassen gefunden werden, ist der Artenreichtum und die Diversität in der 15m-Zone am höchsten. Das heißt, dass dem Phänomen der Brackwassersubmergenz eine Emergenz der Tiefengemeinschaft entgegenwirkt (RUMOHR, 1996). Marine Arten mit hohen Salzgehaltsansprüchen, die eigentlich bevorzugt in tieferen Bereichen vorkommen, versuchen sich in flacheren Bereichen anzusiedeln, um den episodisch lebensfeindlichen Bedingungen der tiefen Bereiche zu entgehen.

Östlich der Darßer Schwelle nahm die Artenzahl deutlich ab. Marine Arten wurden nur im Einflussbereich der Kadetrinne nachgewiesen (z. B. *Astarte borealis*, *Lagis koreni*). Dagegen traten Brackwasserarten wie *Streblospio shrubsoli* und *Marenzelleria viridis* nahezu ausschließlich an den östlichen Stationen auf.

Pommersche Bucht

Auf den strukturarmen Feinsandböden östlich Rügen und in der Pommerschen Bucht wurden zwischen 1994-98 insgesamt nur 37 Taxa festgestellt. Dominierende Arten waren wie in den Vorjahren die Schnecke *Hydrobia ulvae*, die Muscheln *Mya arenaria* und *Macoma balthica*, die Polychaeten *Pygospio elegans* und *Marenzelleria viridis* und der Strandfloh *Corophium volutator*.

Auch die Menge des Makrozoobenthos war in der Pommerschen Bucht wesentlich niedriger als in den westlichen Küstengewässern: Die minimale Individuendichte betrug 1998 96 Ind./m² und die geringste Biomasse (AFTG) 1,7 g/m² (Prorer Wiek/Saßnitzrinne 20 m).

Tab. 30: Individuendichte (Ind./m²) des Makrozoobenthos an ausgewählten Transekten 1997 und 1998 (F= Frühjahr, S= Sommer, H= Herbst)

Station	Probennahmetermine						
	Tiefe	F 97	S 97	H 97	F 98	S 98	H 98
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB10	10	6921	3088	36759	18672	29750	12120
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB15	15	3988	6090	3836	2580	9552	2983
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB22	22	197	1352	750	664	1517	289
Mecklenburger Bucht IOW 012	24m			2266			1818
Nördlich Zingst KMH 10	10m	5174		7193	13135		7412
Nördlich Zingst KMH 20	20m	1569		2296	3017		7840
Westliche Arkonase nördlich Zingst IOW 30	23m			8309			6695
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS10	10m	2213		3609	4356		17397
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS15	15m	1787		3201	3367		4561
Südl. Arkonasee nordöstlich Rügen IOW 152	32m			4899			7235

Tab. 31: Biomasse (g AFTG/m²) des Makrozoobenthos an ausgewählten Transekten 1997 und 1998 (F= Frühjahr, S= Sommer, H= Herbst)

Station	Probennahmetermine						
	Tiefe	F 97	S 97	H 97	F 98	S 98	H 98
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB10	10	149,5	330,9	349,6	414,7	646,2	56,9
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB15	15	13,8	17,9	21,4	12,1	19,2	12,5
Mecklenburger Bucht nördlich Poel KMB22	22	1,1	8	5	10,3	22,3	4,9
Mecklenburger Bucht IOW 012	24m			30,3			8
Nördlich Zingst KMH 10	10m	74,3		63,4	36,7		27,7
Nördlich Zingst KMH 20	20m	38,7		21,8	46,8		240,4
Westliche Arkonase nördlich Zingst IOW 30	23m			48,1			48,4
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS10	10m	20,7		17,9	15,4		55,1
Pommersche Bucht nördl. Zinnowitz KMS15	15m	12,1		6,2	12,4		12,2
Südl. Arkonasee nordöstlich Rügen IOW 152	32m			13,6			11,9

Offene Ostsee

Die Artenzahl des Makrozoobenthos in der offenen Ostsee nahm im Vergleich zu den Vorjahren zu und erreichte insgesamt 83. Von 1991 bis 1997 schwankte die Gesamtartenzahl zwischen 21 und 61 (Abb. 33). Sie lag 1998 zwischen 3 (Bornholmbecken) und 49 (Feh-

marnbelt). Als besonders artenreich erwiesen sich die gut durchströmten und damit sandig-kiesigen Bereiche Fehmarnbelt, Darßer Schwinne und südliche Arkonasee. Auf den schlickigen Stationen in der Mecklenburger Bucht wäre z. B. *Euchone papillosa* (Polychaeta) hervorzuheben, dessen Bestände sich seit einiger Zeit wieder zu erholen scheinen.

Die Dichten lagen bei ca. 100 Ind./m² (Lübecker Bucht). Wie im Vorjahr konnte auch 1998 an mehreren Stationen die Glazialrelikte *Pontoporeia femorata* und *Saduria entomon* beobachtet werden. Auch die Muscheln *Astarte borealis* und *A. elliptica* wurden an einigen Stationen festgestellt. Dahingegen fehlten einige Arten, die seit Jahren bzw. Jahrzehnten in der südlichen und westlichen Ostsee (Mecklenburger Bucht, Arkonabecken, Pommernbucht) nicht mehr oder äußerst selten gefunden werden. Dazu zählen *Pontoporeia affinis*, *Buccinum undatum*, *Nassarius reticulatus*, *Astarte montagui*, *Scrobicularia plana* und *Macoma calcarea*. Bei den Abundanzen und Biomassen konnten sowohl Zu- als auch Abnahmen beobachtet werden. Die Individuendichten lagen 1998 zwischen 13 Ind./m² (Bornholmbecken) und 7235 Ind./m² (südliche Arkonasee). Die Biomasse (Aschefreies Trockengewicht=

AFTG) schwankte zwischen 0,01 g AFTG/m² (Bornholmbecken) und 48,4 g AFTG/m² (östlich der Darßer Schwelle). Zur besseren Beurteilung des Makrozoobenthos wurden neben den herkömmlichen van-Veen-Greifern auch eine Dredge und Videotechnik eingesetzt. 7 Taxa konnten somit zusätzlich nachgewiesen werden. Außerdem erlaubte die Auswertung des Bildmaterials eine Analyse der Strukturen, des Substrates und der Verteilung (Patchiness) an den Stationen.

Bis auf das Bornholmbecken (90 m tief), welches durch Sauerstoffmangel und H₂S-Bildung einen widrigen Lebensraum für das Makrozoobenthos darstellt, wurde an allen Stationen eine allmähliche Rekolonisierung von Arten festgestellt, die sicher auf die günstigen Sauerstoff- und Salinitätsverhältnisse der letzten 5 Jahre zurückzuführen ist.

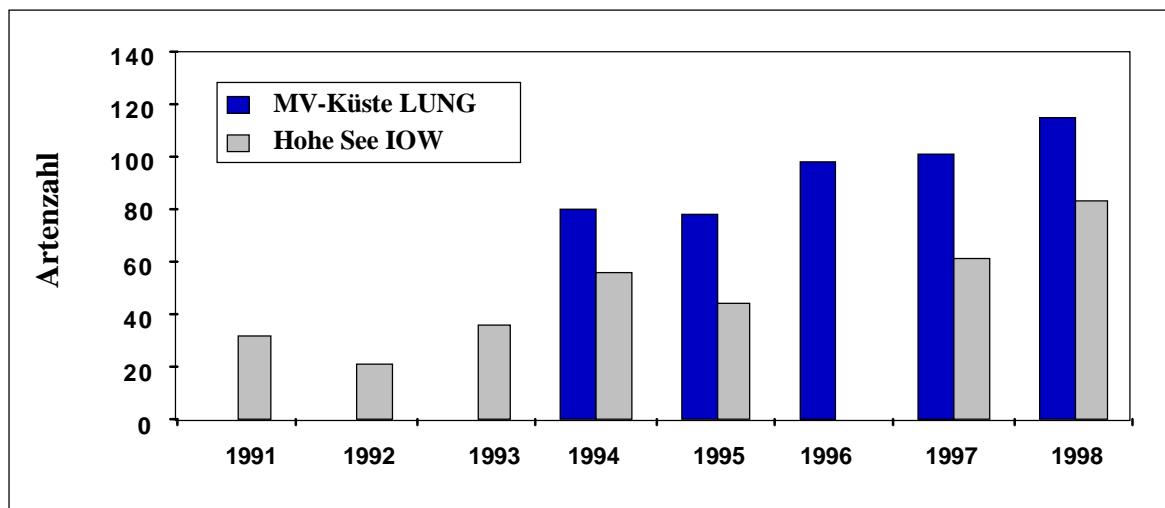


Abb. 33: Gesamtanzahl der vorgefundenen Taxa von 1991 bis 1998 in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns (LUNG MV, 20 Stationen) und auf der Hohen See (IOW, 6 Stationen)

Zusammenfassung

Die Zoobenthosverteilung in den Jahren 1997/98 zeigte, dass die Besiedlung des Bodens wesentlich von hydrographischen Prozessen, wie Salzgehaltsverteilung und Sauerstoffverhältnissen, gesteuert wird. Auf der Basis der vorliegenden Ergebnisse kann das Jahr 1998 als normales Jahr eingeschätzt werden. Instabile Sauerstoffverhältnisse führten lokal zur Einengung des Lebensraumes für marine Arten, die aufgrund ihrer Salinitätsansprüche nicht ins Flachwasser vordringen können. Die Bodenfauna der flachen Küstenbereiche oberhalb der

20m-Zone war durch die Vielfalt an Biotopstrukturen und das Fehlen episodischer Sauerstoffmangelereignisse arten-, individuen- und biomassereich entwickelt. Eine besondere Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang dem Tiefenbereich zwischen 15 und 20m zu. Diese Zone ist von Sauerstoffmangel bisher verschont geblieben und bietet auch marinen Arten noch ausreichende Salzgehaltsbedingungen, die in der 10m-Zone nicht mehr gegeben sind. Sowohl im küstennahen Bereich als auch in der offenen See war in den letzten beiden Jahren eine Rekolonisierung verarmter Böden und eine verstärkte Einwanderung mariner

Arten zu beobachten. Insgesamt war somit eine Tendenz zur Verbesserung der Lebensbedingungen für die Bodenlebensgemeinschaft festzustellen.

364 Fischfauna mecklenburg-vorpommerische Küste

Für die Kleine Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns besitzen von den etwa 100 Seefisch-, Süßwasser- und Wanderfischarten aus 41 Familien nur relativ wenige eine wirtschaftliche Bedeutung. Obwohl 14 Seefischarten und 11 Süßwasser- und Wander-

fischarten in den Fangstatistiken für die Küstengewässer ausgewiesen werden, dominierten bei den Anlandungen und Erlösen durchschnittlich nur 6 Arten (Dorsch, Hering, Flunder, Flussbarsch, Zander und Aal). Die Anlandungen dieser Fische von 1997 und 1998 sind in Tab. 32 dargestellt.

Die Süßwasserfische haben in den Anlandungen zwar nur einen mengenmäßigen Anteil von etwa 10 %, jedoch entfallen auf die Arten Barsch, Zander und Aal rund ein Viertel der Gesamterlöse der gesamten Küstenfischerei. Hierbei hat vor allem die Fangintensität auf die Populationen des Flussbarsches zugenommen.

Tab. 32: Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns 1997 und 1998 (in t)

Fischart/Gruppe	1997	1998
Seefische gesamt	15.765	13.396
davon Hering	10.065	7.309
Dorsch	3.262	3.064
Flunder	1.795	1.689
Süßwasser- und Wanderfische gesamt	1.541	1.539
davon Flussbarsch	549	595
Zander	306	238
Aal	121	135

Flussbarsch

Bestandsuntersuchungen werden in drei ausgewählten Gebieten exemplarisch am Flussbarsch durchgeführt. Als ein Endglied in der Nahrungskette spiegelt dieser Raubfisch auch den Qualitätszustand der Gewässer wieder. Das Stettiner Haff ist nach wie vor das Hauptanlandegebiet für den Barsch in dem fast die Hälfte aller Anlandungen im Jahr 1998 erfolgte (Tab. 33). Nach dem starken Rückgang bis

1996 sind die Fänge bis 1998 wieder deutlich angestiegen. Die Schwankungen der Befischungserträge in den zurückliegenden Jahren weisen darauf hin, dass die Gefahr einer Überfischung gegeben ist. Die Überschreitung der für den Bestand zulässigen Entnahmegröße kann zum Zusammenbruch der Population und damit zu empfindlichen Ertragseinbußen für die Fischerei führen.

Tab. 33: Anlandungen des Flussbarsches in ausgewählten Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns von 1997 und 1998 (in kg)

Küstengewässer	1997	1998
Stettiner Haff	183.051	257.000
Greifswalder Bodden	45.455	45.300
Wismar-Bucht	1.644	2.800

Die Barschfänge im Greifswalder Bodden sind deutlich geringer als im Stettiner Haff, aber von gleicher Bedeutung für die regionale Fischerei. In den Jahren 1997 und 1998 sind die Barschanlandungen relativ konstant geblieben. Eine Bewertung der beobachteten Ertragschwankungen der letzten Jahre ist schwierig, da die Fische in den Küstengewässern große Wanderungen zwischen Weide-, Überwinterungs- und Laichgebieten durchführen. Die Barschfänge in der Wismar-Bucht, die einen relativ hohen Salzgehalt aufweist, sind stets deutlich geringer als in anderen Küstenabschnitten. Große Barsche werden überwiegend als Beifang der Stellnetzfisherei angelandet. Seit Jahren schwankt der Ertrag um 2 t.

Die Kleinfischfauna

Zur langfristigen Einbeziehung der Kleinfischfauna wurden im Salzhaff (Wismarer Bucht) 1996 und 1997 gezielte Fänge vorgenommen. Die kleinen Fischarten sind kaum in kommerziellen Fanggeräten anzutreffen, daher ist von einigen Arten wenig bekannt. Von Fischen wie Grundeln, Stichlingen, Seenadeln oder auch Aalmuttern wurden in diesem Zusammenhang quantitative und qualitative Bestandsbewertungen vorgenommen. Kleinfische besitzen durch ihre Stellung im aquatischen Ökosystem einen zunehmend hohen Indikatorwert hinsichtlich des genutzten Lebensraumes.

Zusammenfassung

Bei den Anlandungen der Kleinen Hochsee- und Küstenfischerei Mecklenburg-Vorpommerns dominierten 1997/98 Hering, Dorsch und Flunder sowie Flussbarsch, Aal und Zander. Bestandsuntersuchungen am Flussbarsch zeigten im Stettiner Haff einen starken Rückgang bis 1996, danach sind die Fänge bis 1998 wieder deutlich angestiegen.

365 Küsten- und Seevögel

Von den Küsten- und Seevögeln der Ostsee wurden seit 1994 sechs Arten durch Zählungen erfasst. Ihre Bestandsgrößen sind ein Maß für die Lebensbedingungen in ihrer Umwelt. Die ausgewählten Arten weisen in ihrem Nahrungs-, Rast- oder Bruthabitat einen eindeutigen Bezug zur Ostsee auf und besitzen

darüber hinaus hinsichtlich einiger Eigenschaften Indikatorfunktionen. Als Brutvögel wurden die Zwergseeschwalbe (*Sterna albifrons*), der Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*), der Seeadler (*Haliaeetus albicilla*) und der Kormoran (*Phalacrocorax carbo sinensis*) ausgewählt, als Rastvögel die Eiderente (*Somateria mollissima*) und die Eisente (*Clangula hyemalis*).

Messprogramm

Im Winter 1997/98 fanden keine Befliegungen in Mecklenburg-Vorpommern statt. Daher fehlen die Angaben für Eider- und Eisente.

Zwergseeschwalbe

Die Zwergseeschwalbe ist sowohl an der schleswig-holsteinischen als auch an der mecklenburg-vorpommerischen Küste verbreitet. In der BfN-Veröffentlichung "Rote Listen und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meeres- und Küstenbereichs der Ostsee" wird die Art als "vom Aussterben bedroht" geführt (Kategorie 1). Ihre Verbreitung konzentriert sich auf nur wenige Brutplätze. Der leichte Anstieg, der von 1994 - 1997 in Mecklenburg-Vorpommern zu beobachten war (Tab. 34), liegt zwar innerhalb der natürlichen Schwankungsbreiten, zeigt aber dennoch eine positive Tendenz. Erfreuliches gab es auch über den Bruterfolg zu vermelden, der allerdings nur in einer Brutkolonie erfasst werden konnte. Dort, am Lensterstrand in Schleswig-Holstein lag er bei etwa 76% gegenüber 17% im Jahr 1994. Die Bestandsentwicklung von 1994 bis 1997 zeigt, dass die ergriffenen Managementmaßnahmen in den Schutzgebieten offensichtlich erste Erfolge zeigen.

Alpenstrandläufer

Der Alpenstrandläufer kommt in Deutschland nur an den Küsten vor und repräsentiert die Gruppe der Watvögel. Die Unterart *Calidris alpina shinzii*, hat hier seine südliche Verbreitungsgrenze. Seine Brutpopulationen gehen im gesamten Ostseeraum stark zurück. Wie die Zwergseeschwalbe gilt er im deutschen Küstenbereich der Ostsee als "vom Aussterben bedroht" (Kategorie 1). In Schleswig-Holstein gibt es derzeit keine verlässlichen Meldungen, ob der - noch um die Jahrhundertwende weit verbreitete Vogel - dort überhaupt noch erfolg-

reich brütet. In Mecklenburg-Vorpommern gibt es derzeit noch ca. 30 Brutpaare (Tab. 34), die sich auf 5 Kolonien verteilen. Der drastische Rückgang der Population ist unmittelbar mit der Polderung einstmals intakter Küstenüberflutungsräume verbunden und scheint sich weiter fortzusetzen. Über den Reproduktionserfolg in Mecklenburg-Vorpommern sind derzeit keine Angaben möglich.

Seeadler

Mit dem Rückgang der Seeadlerpopulation ab Mitte der fünfziger Jahre wurde deutlich, wie empfindlich diese Tierart auf Schadstoffe, vor allem wohl auf DDT reagiert. Es kam zu einem drastischen Rückgang der Reproduktion. Erst mit dem Verbot von DDT in der Ostsee (1974) haben sich die Bestände wieder erholt, verlorengegangene Territorien wurden wiederbesiedelt. Die Reproduktionsrate im Jahr 1995 war ostseeweit die höchste der letzten 30 Jahre. Die positive Tendenz wird auch durch den stetigen Anstieg der Brutpaare an der deutschen Ostseeküste deutlich (Tab.34). Über die Hälfte der brütenden Paare ziehen ein bis zwei, selten drei Junge auf. Etwa ein Viertel bis ein Drittel der für Mecklenburg-Vorpommern gemeldeten Paare können als „ostseegebunden“ bezeichnet werden, d.h., sie suchen ihre Beute über den Küstengewässern oder an den

Stränden bzw. Ufern der Ostsee. In Schleswig-Holstein können derzeit nur zwei Paare des Seeadlers dem Einzugsbereich der Ostsee zugerechnet werden.

Kormoran

Die Bestandsentwicklung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinsensis*) kann in Mecklenburg-Vorpommern seit 1952 betrachtet werden. Mitte der achtziger Jahre erfolgte hier ein sprunghafter Anstieg der Brutpaare von ca. 1000 auf 9500 im Jahr 1994. Danach scheint sich ein erneuter Bestandrückgang anzudeuten, der bereits in Dänemark und in den Niederlanden registriert wurde. In Schleswig-Holstein deutet sich ebenfalls ein Rückgang an, wenn man die dort in einer Synchronzählung an der gesamten Ostseeküste gesondert erfassten Rastvögel betrachtet. In Schleswig-Holstein gibt es zwei und in Mecklenburg-Vorpommern vier Kolonien, die direkt an der Ostsee liegen. Zwei der vier Küstenkolonien in Mecklenburg-Vorpommern wurden 1991 bzw. 1992 neu gegründet. Die Zahl der brütenden Paare, welche die Ostsee als Nahrungshabitat nutzen, dürfte sich zwischen 8.000 und 9.000 bewegen. Dazu kommen in den flachen Küstengewässern etwa 10.000 Rastvögel.

Tab. 34: Anzahl Brutpaare (Seeadler für Mecklenburg-Vorpommern geschätzt)

Jahr	Zwergseeschwalbe		Alpenstrandläufer		Seeadler		Kormoran	
	S-H	M-V	S-H	M-V	S-H	M-V	S-H	M-V
1994	116	66	3	40	1	34	1365	7896
1995	121	84	2	44	1	39	1935	6822
1996	121	113	4	38	2	46	1506	6415
1997	123	117	4	30	2	50	1475	7788
1998	110	107	3	32	2	55	1278	6344

Eiderente

Die Eiderente kann als eine typische Meereseente angesprochen werden. In ihrem Nahrungsverhalten ist sie auf Tiere des Meeresbodens (Muscheln, Schnecken und Krebse) spezialisiert. An der Ostseeküste ist die Art in erster Linie Mauser- und Überwinterungsgast, nicht wenige Tiere brüten aber auch hier. Die Zahlen für die Eiderente (Tab. 35) stammen aus den Mittwinterzählungen und setzen sich

aus Ergebnissen von Flugzeugzählungen und Boden- bzw. Schiffszählungen zusammen. Ihren Verbreitungsschwerpunkt haben die Tiere in den deutschen Küstengewässern vor Schleswig-Holstein. Die Anzahl der im deutschen Ostseegebiet überwinterten Eiderenten lag seit 1993/94 zwischen 161000 und 210000 Tiere.

Eisente

Die Eisente ist in Deutschland nur als Überwinterungsgast und fast ausschließlich an der Ostseeküste mit Schwerpunkt vor Mecklenburg-Vorpommern zu beobachten. Ihr Nahrungsspektrum besteht überwiegend aus

Weichtieren, aber auch aus Krebsen und Würmern. Die Eisente reagiert besonders empfindlich auf Gewässerverunreinigungen durch Öl. Die Anzahl der an der deutschen Ostseeküste überwinternden Eisenten lag seit 1993/94 zwischen 202000 und 261000 Tieren und ist damit in den letzten Jahren konstant hoch geblieben.

Tab: 35: Überwinterungspopulationen von Eider- und Eisente an der deutschen Ostsee

Jahr	Eiderente		Eisente	
	S-H	M-V	S-H	M-V
1993/94	111294	50000	3599	250000
1994/95	121630	50000	11393	250000
1995/96	111859	50000	11840	190000
1996/97	138697	71000	14367	230000
1997/98	80795	-	4459	-
1998/99	89870	72000	11400	210000

Zusammenfassung

Von den ausgewählten Brutvogelarten sind die Zwergseeschwalbe und der Alpenstrandläufer vom Aussterben bedroht. Die leicht positive Bestandsentwicklung der Zwergseeschwalbe seit 1994 lässt hoffen, dass Schutzmaßnahmen erste Erfolge zeigen. Der drastische Rückgang der Alpenstrandläufer-Population ist unmittelbar mit der Polderung ehemals intakter Küstenüberflutungsräume verbunden und scheint sich weiter fortzusetzen. Die Bestände des Seeadlers haben sich seit dem Verbot von

DDT (1974) erholt, die Reproduktionsrate im Jahr 1995 war ostseeweit die höchste der letzten 30 Jahre. In der Entwicklung der Kormoran-Bestände erfolgte Mitte der achtziger Jahre ein sprunghafter Anstieg der Brutpaare von ca. 1000 auf 9500 im Jahr 1994. Danach scheint sich ein erneuter Bestandrückgang anzudeuten, dessen Ursache noch ungeklärt ist. Die Anzahl der an der deutschen Ostsee überwinternden Eis- und Eiderenten ist in den letzten Jahren konstant hoch geblieben.

37 Schadstoff-Effektmonitoring

371 Fischkrankheiten

Ein gehäuftes Auftreten von Fischkrankheiten kann in erster Linie als Anzeichen für eine Beeinträchtigung des Immunsystems angesehen werden, wofür eine Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Faktoren und deren Kombinationen verantwortlich sein kann. Erhöhte Befallsraten von Fischkrankheiten gelten daher als ein unspezifischer Indikator für biologische Effekte durch Umweltbelastungen. Seit 1982 werden regelmäßig im Dezember Krankheiten und Parasiten von Fischen der Ostsee untersucht. Die wichtigsten Fischarten sind: Dorsch (*Gadus morhua*), Flunder (*Platichthys flesus*) und Kliesche (*Limanda limanda*).

Krankheiten des Dorsches (*Gadus morhua*)

Die häufigsten Krankheiten des Dorsches während des Untersuchungszeitraumes waren Hautulcerationen und Skelettdeformationen. Ulcerationen werden in verschiedenen Stadien angetroffen, gemäß der ICES-Richtlinien werden für regionale und zeitliche Vergleiche akute und heilende Stadien quantifiziert. Hierbei handelt es sich um rote runde bis ovale offene Wunden auf der Körperoberfläche, welche die Haut und die darunter liegende Muskulatur in Mitleidenschaft ziehen können. Regelmäßig lassen sich auch Dorsche mit Narbenbildungen finden, woraus geschlossen werden kann, dass Geschwüre verheilen und betroffene Fische, wenn sie nicht zu stark befallen waren, überleben können. Bei Hautulcerationen handelt es sich um eine Infektionskrankheit, die von fakultativen und obligaten pathogenen Bakterien (z. B. *Aeromonas* sp., *Vibrio* sp.) verursacht werden kann. Diese Bakterien kommen regelmäßig im Wasser vor. Auch eine Beteiligung von Viren an der Entstehung der Krankheit wird nicht ausgeschlossen. Ulcerationen sind weltweit verbreitet und wurden bei einer Vielzahl von Fischen nachgewiesen. Das Auftreten von Ulcerationen beim Ostseedorsch ist seit langer Zeit bekannt.

In der Literatur werden Ulcerationen häufig in Verbindung mit schädlichen Auswirkungen

anthropogener Schadstoffe gebracht. Allerdings ließen sich für diesen Zusammenhang bislang nur in seltenen Fällen gesicherte wissenschaftliche Erkenntnisse finden. Aus der Literatur ist weiter bekannt, dass zu bestimmten Zeiten insbesondere in der Region Mecklenburger Bucht deutlich erhöhte Befallsraten im Bereich um 30 % auftreten können.

Strittig ist, ob lokale Häufungen der Krankheit in Zusammenhang mit mechanischen Verletzungen durch Fanggeräte stehen können. So wird angenommen, dass junge Dorsche, die aus den Netzen entkommen sind, insbesondere laterale Abrasionen ihrer schützenden Hautoberfläche erfahren haben und an diesen Stellen das Eindringen von Bakterien erleichtert wird.

Die Untersuchungen der Bundesforschungsanstalt für Fischerei (Institut für Fischereiökologie) werden jeweils im Dezember in der südwestlichen Ostsee von der Kieler Bucht bis zur Danziger Bucht durchgeführt. Die Häufigkeit von Ulcerationen unterliegt saisonalen Fluktuationen mit höheren Prävalenzen bei erhöhten Wassertemperaturen, d.h. im Dezember kann davon ausgegangen werden, dass niedrigere Befallsraten überwogen.

In Abbildung 34 sind für vier Regionen der südlichen Ostsee Befallsraten des Dorsches mit akuten Stadien von Ulcerationen für den Zeitraum 1994 bis 1999 wiedergegeben. In der Kieler Bucht und der westlichen Mecklenburger Bucht (ICES Subdivision 22) war fast während der gesamten Untersuchungszeit der Befall niedriger als in den übrigen Gebieten. Der Maximalwert von 3,5 % wurde im Dezember 1998 gemessen. Auf Stationen bei Rügen (ICES Subdivision 24) lagen die Befallsraten höher und erreichten ebenfalls im Dezember ihren Höchstwert, der allerdings mit 23,6 % extrem hoch ausfiel. Die Gebiete vor der polnischen Küste (westlich: ICES Subdivision 25; östlich: ICES Subdivision 26) zeigten während des dargestellten Zeitraumes mittlere Werte, in ICES Subdivision 25 wurde allerdings der Höchstwert von 7,5 % ebenfalls im Dezember 1998 erreicht. Aktuelle Werte von 1999 ergaben einen Rückgang der Befallsraten in den Untersuchungsgebieten vor der deutschen Küste, allerdings war der in ICES Subdivision

24 ermittelte Werte nach wie vor erhöht. Ursachen für den drastischen Anstieg der Befallsraten in Gewässern bei Rügen im Jahr 1998 konnten bislang nicht ausgemacht werden. Allerdings deutete die Längen-Häufigkeitsbeziehung der befallenen Fische daraufhin,

dass die Mehrzahl der Fische aus dem besonders starken Jahrgang 1996 stammte, so dass Dichtephänomene als Auslöser der Ausbreitung der Krankheit nicht ausgeschlossen werden können.

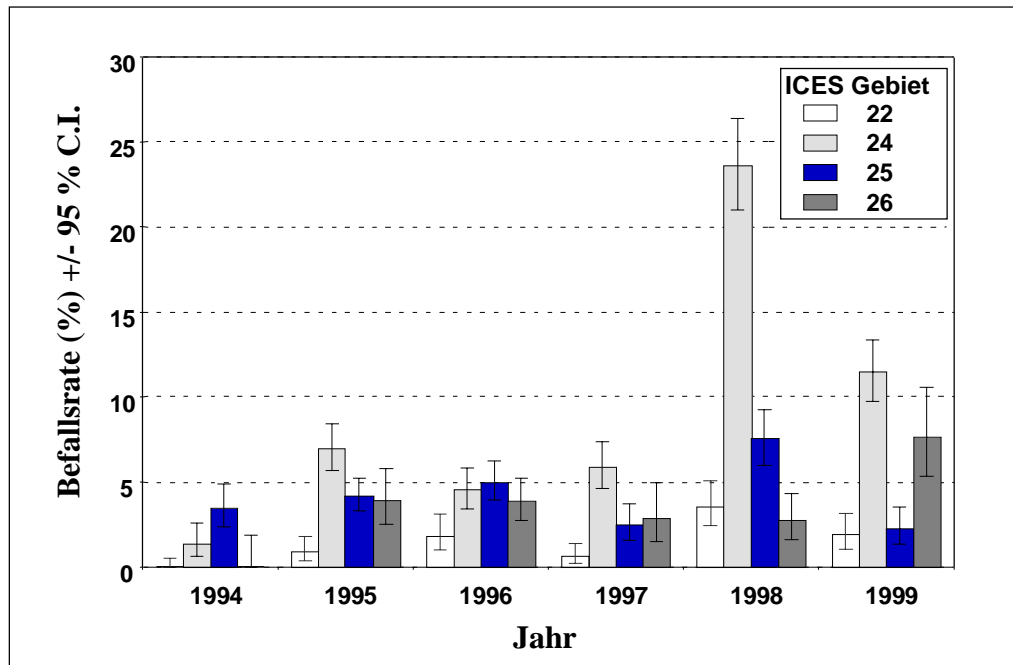


Abb. 34: Akute/heilende Hautulcerationen bei Dorschen (*Gadus morhua*) in vier Gebieten (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee von 1994 bis 1999 (dargestellt sind die prozentualen Befallsraten mit den 95%igen Vertrauensbereichen)

Krankheiten der Flunder (*Platichthys flesus*)

Die dominierenden äußerlich sichtbaren Krankheiten der Ostseeflunder sind Lymphocystis und Hautulcerationen. Für die Entstehung der Krankheiten gilt das bereits für die Nordseekliesche Ausgeführte (siehe Kapitel 2.6.1).

Abb. 35 zeigt die Veränderungen der Befallsrate von Lymphocystis im Zeitraum 1994-1999, wie für den Dorsch aufgeteilt nach vier Regionen (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee. Aus der Abbildung lassen sich keine konsistenten regionalen Trends ablesen. Allerdings konnten in der Kieler Bucht und der

westlichen Mecklenburger Bucht (ICES Subdivision 22) und vor der Danziger Bucht (ICES Subdivision 26) in der Mehrzahl der Fälle die niedrigsten Jahreswerte nachgewiesen werden. In den Jahren 1994 bis 1997 deutete sich ein leichter Rückgang der Befallsraten an, der im Untersuchungsgebiet um Rügen (ICES Subdivision 24) besonders deutlich ausfiel. Hier nahmen die Werte von 38,0 % (1994) auf 16,9 % (1997) ab. Ein ähnlicher Trend, wenngleich auf insgesamt niedrigerem Niveau, trat auch im Gebiet vor der Danziger Bucht (ICES Subdivision 26) auf. Diese Trends setzten sich jedoch in den Jahren 1998 und 1999 nicht mehr fort.

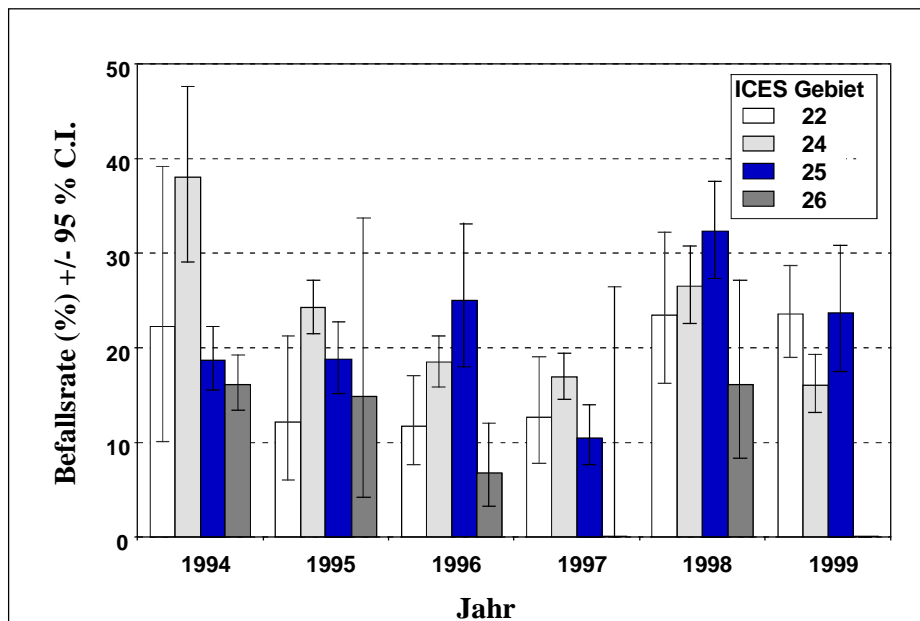


Abb. 35: Lymphocystis bei Flundern (*Platichthys flesus*) in vier Gebieten (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee von 1994 bis 1999 (dargestellt sind die prozentualen Befallsraten mit den 95%igen Vertrauensbereichen)

In Abb. 36 sind die Befallsraten von akuten/heilenden Hautulcerationen der Flunder dargestellt. Zu erkennen ist, dass die Befallsraten deutlich niedriger waren als bei Lymphocystis, und dass sie in der Mehrzahl der Untersuchungsjahre in den östlicher gelegenen Untersuchungsgebieten höher ausfielen als in den westlichen. In den Gebieten vor der deutschen Küste (ICES Subdivisionen 22 und 24) er-

reichten die Befallsraten ihren Maximalwert von 2,8 % im Dezember 1996. Vor der polnischen Küste (ICES Subdivision 26) lag der höchste Wert bei 14,2 %, ebenfalls im Dezember 1996. Ein zeitlicher Trend lässt sich anhand der Daten nicht erkennen, allerdings scheint die Krankheit seit 1997 insgesamt weniger häufig aufzutreten als in den vorangegangenen Jahren.

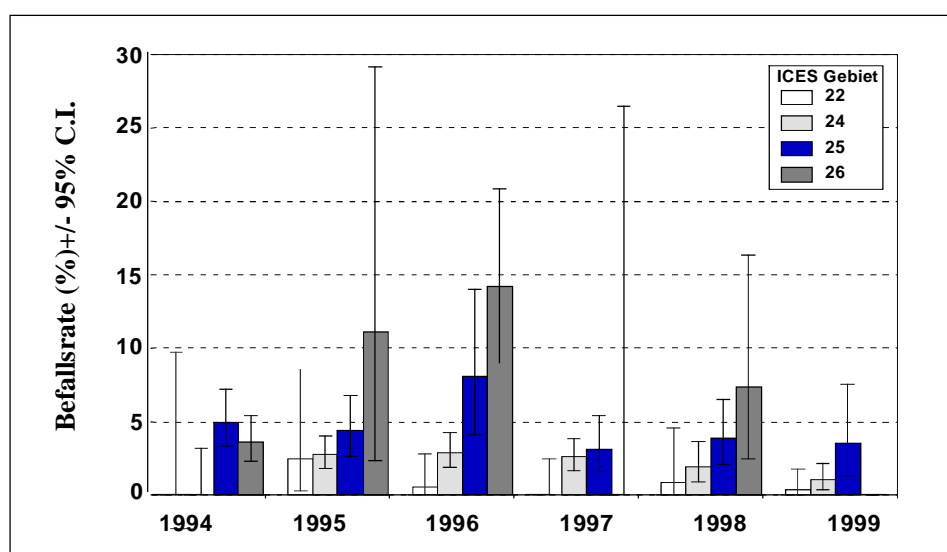


Abb. 36: Akute/heilende Hautulcerationen bei Flundern (*Platichthys flesus*) in vier Gebieten (ICES Subdivisionen) der südlichen Ostsee von 1994 bis 1999 (dargestellt sind die prozentualen Befallsraten mit den 95%igen Vertrauensbereichen)

Zusammenfassung

Die häufigsten Krankheiten des Dorsches waren Hautulcerationen und Skelettdeformationen. Die maximalen Befallsraten für Ulcerationen lagen 1998 zwischen 3,5 % (Kieler Bucht und westliche Mecklenburger Bucht) und 23,6 % (Gebiet Rügen). Bei der Ostseeflunder sind Lymphocystis und Hautulcerationen die vorherrschenden Krankheiten. Die niedrigsten Befallsraten für Ulcerationen fanden sich in der Kieler Bucht, in der westlichen Mecklenburger Bucht und vor der Danziger Bucht. In den Jahren 1994 bis 1997 deutete sich ein leichter Rückgang der Befallsraten an, der sich 1998 nicht fortsetzte.

372 Leberknoten und -tumore bei Fischen

Das gehäufte Vorkommen von Lebertumoren und deren Vorstadien bei marinen Plattfischen gilt als ein Indikator für Effekte krebserregender Umweltchemikalien (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), und daher sind Untersuchungen zu ihrem Auftreten seit langem Bestandteil nationaler und internationaler Monitoringprogramme zu biologischen Schadstoffeffekten. Untersuchungen zum Auftreten von Leberknoten und -tumoren bei Ostseefischen werden in erster Linie an Flundern (*Platichthys*

flesus) durchgeführt, da diese im gesamten Untersuchungsgebiet anzutreffen sind. In der westlichen Ostsee wird zusätzlich die Kliesche (*Limanda limanda*) untersucht. Die Untersuchungen finden seit Anfang der neunziger Jahre einmalig jährlich im Dezember auf Stationen in der südlichen Ostsee von der Kieler Bucht bis vor der Danziger Bucht statt.

In der Ostsee kommen Lebertumore im Gegensatz zur Nordsee nur sehr selten vor. Sowohl bei Flundern als auch bei Klieschen lagen die durchschnittlichen Befallsraten in den vergangenen Jahren in der Regel bei < 1 %. Diese Befunde sind überraschend, da bekannt ist, dass bestimmte krebserregende Schadstoffe (z. B. polychlorierte Biphenyle und polyzyklische Kohlenwasserstoffe) in der Ostsee in teilweise höheren Konzentrationen vorkommen als in der Nordsee. Aufgrund der niedrigen Befallsraten ließen sich in den vergangenen Jahren keine deutlichen räumlichen oder zeitlichen Trends hinsichtlich von Veränderungen der Befallsraten feststellen.

Zusammenfassung

In der Ostsee kommen Lebertumoren im Gegensatz zur Nordsee nur sehr selten vor. Die durchschnittlichen Befallsraten lagen bei Flundern und bei Klieschen in der Regel bei < 1 %. Räumliche oder zeitliche Trends hinsichtlich von Veränderungen der Befallsraten ließen sich nicht feststellen.

38 Das Oderhochwasser Juli - August 1997

Im Juli 1997 war das Einzugsgebiet der Oder von einem außergewöhnlichen Hochwasser betroffen. Im Ergebnis ergossen sich rund 6,5 km³ Süßwasser zusätzlich in das Oderhaff und die Pommersche Bucht. Bereits ab Mitte Juli erhöhten sich die Süßwasserabflüsse aus der Oder. Zwischen dem 28. Juli und dem 9. August flossen etwa 2500 – 2900 m³/s in das Oderhaff (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/97).

Eine erste Einschätzung der Auswirkungen des Hochwassers wurde durch einen vom BLMP organisierten HELCOM Scientific Workshop vorgenommen (Heinrich & Krzyminski, 1998).

Sauerstoff

Während der Phase des Oderhochwassers wurden im **Kleinen Haff** lokal und zeitlich begrenzt starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes beobachtet.

Die Sättigung des Oberflächenwassers lag überwiegend zwischen 100 und 130%, also bei Sättigungswerten, die unter Normalbedingungen anzutreffen sind. Verursacht durch eine hohe Primärproduktion des Phytoplanktons wurden am 25. Juli und am 13. August an einigen Stationen im Haff Sättigungen bis zu 200% gemessen.

Die geringe Tiefe des Haffs bedingt eine gute Durchmischung des Wasserkörpers. Dadurch entstanden trotz des erhöhten Eintrags sauerstoffzehrender Substanzen im grundnahen Wasserkörper keine fischkritischen Sauerstoffkonzentrationen mit Werten unter 2.8 ml/l. Die Sauerstoffgehalte lagen jedoch mit Werten zwischen 3.5 und 4.9 ml/l unter dem langjährigen Monatsmittel (Juli/August) von 5.6 bis 6.3 ml/l. Am 11. August wurde, lokal begrenzt, mit 2.0 ml/l die niedrigste Sauerstoffkonzentration im grundnahen Wasser beobachtet. Zwei Tage später war der Sauerstoffgehalt wieder normal (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997).

In der **Pommerschen Bucht** war die Sauerstoffsättigung im Oberflächenwasser während des Hochwassers mit Werten zwischen 90 und 120% annähernd normal. Am 25. August jedoch war die gesamte Wassersäule an der landnächsten Messstelle OB1 (1km vor Ahlbeck) fast frei von Sauerstoff. Das Oberflächenwasser zeigte nur noch eine Sättigung von 8%.

Gravierend waren die akuten Auswirkungen des Hochwassers auf den Sauerstoffgehalt im grundnahen Wasserkörper. Unterhalb der Dichtesprungschicht ab einer Wassertiefe von 6 bis 8 m war ab 5. August eine zunehmende Sauerstoffverarmung wahrzunehmen. Am 25. August wurde im gesamten grundnahen Wasserkörper zwischen Ahlbeck und Greifswalder Oie der Höhepunkt der Sauerstoffmangelsituation beobachtet. Besonders schwer war die innere Bucht unmittelbar vor Ahlbeck betroffen, wo in Grundnähe kein Sauerstoff mehr gemessen wurde. Der intensive Fäulnisgeruch deutete auf die Bildung von Schwefelwasserstoff hin. Durch die anoxischen Verhältnisse induziert, erfolgte eine Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment, die zu einer deutlichen Konzentrationserhöhung im Wasserkörper

per führte (GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997).

Sauerstoffmangelereignisse wurden in der Pommerschen Bucht in der Vergangenheit schon des öfteren beobachtet. So wurden beispielsweise 1976, 1982 und 1989 Sauerstoffgehalte bis 0.7 ml/l gemessen. Im Extrem-sommer 1994 wurde jedoch erstmals die Bildung von Schwefelwasserstoff in der grundnahen Wasserschicht festgestellt (NEHRING et al. 1995c).

Nährstoffe

Mit dem Oderhochwasser kam es im Oderhaff kurzzeitig zu einem Anstieg der Nährstoffkonzentrationen. Im Kleinen Haff waren die Nitratgehalte zwischen dem 28. Juli und 6. August ausschließlich im östlichen Bereich erhöht. Bis zum 25. Juli wurden noch normale Phosphatkonzentrationen gemessen. Mit dem Eintreffen der Hochwasserwelle am 28. Juli gingen die Phosphatkonzentrationen relativ sprunghaft auf 3 bis 4 $\mu\text{mol/l}$ zurück. Die Vermischung des Oderwassers mit dem Haffwasser hatte demnach für Phosphat einen Verdünnungseffekt zur Folge. Ab dem 20. August stiegen die Konzentrationen ziemlich schnell auf normale Werte von 6 bis 7 $\mu\text{mol/l}$ an. Durch die erhöhten Abflüsse aus der Oder wurde ab Mitte Juli mit Phosphat angereichertes Haffwasser in die Pommersche Bucht verdrängt.

Durch die extremen Abflussmengen wurde das Wasser aus dem Oderhaff relativ schnell ausgetragen und über die Swina direkt in die Pommersche Bucht transportiert. Die ersten Nährstoffsignale des ausströmenden Oderwassers wurden dort Ende Juli registriert. In Tab. 36 sind die höchsten gemessenen Werte zusammengefasst und mit den Konzentrationen verglichen, die normalerweise mit Einsetzen des Frühjahrshochwassers (Winterwerte) gemessen werden.

Tab.36: Maximale Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$) in der Pommerschen Bucht in den Jahren 1993 –1996 und während des Oderhochwassers 1997 (beide Stationen liegen nahe der Swinamündung)

	Station	Nitrat	Phosphat	Silikat
Winterwerte 1993-96	165	49.1	1.98	49.5
28.07.1997	10	23.3	2.76	72.5
31.07.1997	10	29.0	2.70	95.5
04.08.1997	10	20.6	2.56	118.5
12.08.1997	165	8.6	2.07	91.6

Die während der Oderflut gemessenen Phosphatkonzentrationen lagen in der gleichen Größenordnung wie im Frühjahr, während die Silikatkonzentrationen aufgrund des "direkten" Flusswassereintrages deutlich höher waren.

Die Nitratkonzentrationen waren dagegen geringer (MATTHÄUS et al. 1998, NAUSCH et al. 1998). Es scheint, dass der gelöste anorganische Stickstoff nicht in gleicher Weise wie im Frühjahr zur Verfügung steht, da einerseits eine starke Verdünnung erfolgt und andererseits die Stickstoff-Fixierung auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen im Einzugsgebiet abgeschlossen ist (HUMBORG et al. 1998).

Die Verteilung der Ausstromfahne in der Pommerschen Bucht wird im Wesentlichen von den lokalen Windbedingungen bestimmt (SIEGEL et al. 1996). Auf der Basis der Nährstoffverteilungsmuster (SIEGEL et al. 1998) kann die Ausbreitung des ausströmenden Wassers entlang der Küste von Usedom verfolgt werden. Bemerkenswert ist, dass Silikat und zu einem gewissen Grad auch Phosphat konservativ vermischt werden, während die Nitratkonzentrationen bereits in unmittelbarer Nähe der Swinamündung stark abnehmen. Das führt zu der Schlussfolgerung, dass weite Teile der Pommerschen Bucht nitratlimitiert sind, folglich die Phosphat- und Silikatkonzentrationen nicht optimal genutzt werden können (HUMBORG et al. 1998). Bereits Anfang September lagen die Nährstoffkonzentrationen wieder in dem für die Jahreszeit typischen Bereich, lediglich Phosphat- und Silikatgehalte waren noch leicht erhöht.

Phytoplankton

Die Ausstromsituationen führten zeitweise zu weit überdurchschnittlichen Chlorophyll a -

und Phytoplanktonkonzentrationen (bis auf das 5 - fache der für diese Jahreszeit üblichen Werte) in der Pommerschen Bucht. Gleichzeitig sank das Konzentrationsniveau des Phytoplanktons im Stettiner Haff um mehr als 50 % ab. Beispielsweise wurde eine Blüte von *Microcystis aeruginosa* aus dem Haff ausgeschwemmt und bildete dann in der Pommerschen Bucht fleckenhafte Aufrahmungen mit extrem hohen Chlorophyll a – Konzentrationen (bis 300 mg/m^3). T

rotz offensichtlicher Stickstoff-Limitation sind die typischen Stickstoff-fixierenden Cyanobakterien in der Pommerschen Bucht zu keiner ungewöhnlich starken Entwicklung gekommen. Außerhalb der Pommerschen Bucht kam es jedoch zu einer besonders starken Entwicklung von *Nodularia spumigena*. In westlichen Bereich des Kleinen Haffs wurden am 13. August an der Wasseroberfläche Algenteppiche von *Anabaena spiroides* ausgemacht. Auch die sich sonst bei hohen Nährstoffkonzentrationen im Frühjahr entwickelnden Kieselalgen kamen trotz hohen Silikatangebots nicht zur Massentwicklung. Viele der in der Pommerschen Bucht gefundenen Kieselalgen (z. B. *Melosira granulata*, *Skeletonema subsalsum*) stammten aus der Oder.

Anorganische Schadstoffe

Das Haffwasser, das am 28./29. Juli rasch in die Pommersche Bucht eingetragen wurde, war durch geringe Salzgehalte um 2 Promille und hohe Partikelfrachten gekennzeichnet (SIEGEL et al. 1998). Die Schwermetallgehalte zeigten zu diesem Zeitpunkt ebenfalls maximale Konzentrationen. Der Hauptanteil an Quecksilber (Hg), Cadmium (Cd), Blei (Pb) und Kobalt (Co) war partikelgebunden, während Kupfer (Cu) bevorzugt in der gelösten Phase transpor-

tiert wurde. Am 31. Juli war an der unmittelbar am Swinaausfluss gelegenen Station bereits ein Rückgang der Schwermetallkonzentrationen zu beobachten, der durch die große Verdünnung begründet ist. Des weiteren verschob sich das Gleichgewicht zwischen gelösten und partikulär gebundenen Schwermetallen zu Gunsten der gelösten Phase. Dieses ist möglicherweise darauf zurückzuführen, dass das Oderhaff während der Hochwasserperiode primär die Funktion eines "Durchflussbeckens" und nicht wie sonst die Funktion eines "Reaktionsbeckens" für geobiochemische Prozesse hatte. Bestätigung findet diese Annahme in den Metall/Salzgehaltsbeziehungen. Die gelösten wie

auch die partikulären Anteile der Elemente Cd, Pb, Cu, Co und Mangan (Mn) zeigen eine konservative Vermischung. Die Messungen gestatten eine Abschätzung des Schwermetalleintrages in die Pommersche Bucht (Tab. 37). Die Einträge sind für Cadmium 4,5-fach, für Blei 4,6-fach, für Kupfer 9-10 -fach und für Kobalt 6-fach höher als bei Messungen im Juli 1996. Diese erhöhten Schwermetalleinträge sind auf die um das 4-5-fache erhöhten Wasserabflussmengen zurückzuführen. Bereits Mitte September 1997 konnten wieder für die Region und die Jahreszeit typische Verhältnisse ange getroffen werden.

Tab. 37: Schwermetalleinträge in die Pommersche Bucht im Juli 1996 und 1997 (Oderflut)

	Einträge in kg/Tag		
	Juli 1996	28.7.1997	31.7.1997
Quecksilber	1.2	2.6	1.3
Cadmium	0.6	5	2.4
Blei	26	176	119
Kupfer	30	317	277
Kobalt	4	38	24

Organische Schadstoffe

Die Konzentrationen ausgewählter chlororganischer Verbindungen wiesen während des Flutereignisses unterschiedliche Verteilungsmuster in der Pommerschen Bucht auf. Die DDT- Metabolite p,p'-DDE und p,p'-DDD sind überwiegend partikelgebunden. Die Messungen zeigten, dass die Schwebstofffrachten der Oder eine Quelle für diese Substanzen darstellen. Die PCB-Konzentrationen hingegen waren in der Pommerschen Bucht vom 26.7. - 31.7.97 relativ homogen verteilt. Es wurde kein bedeutender Eintrag durch die Oder sichtbar. Die wasserlöslicheren Hexachlorcyclohexane (HCH) zeigten ein zum p,p'-DDE und p,p'-DDD konträres Verteilungsmuster: ihre Konzentrationen waren an der Swinamündung niedriger als nördlich der Bucht. Dieses Muster weist auf eine Verdünnung der α - und γ -HCH-Konzentrationen in der Pommerschen Bucht durch das Oderwasser hin.

Dagegen waren die polychlorierten Biphenyle (PCB) in der Pommerschen Bucht vom 26.7. - 31.7.97 relativ homogen verteilt. Es wurde

kein bedeutender Eintrag durch die Oder sichtbar. Die Konzentrationen an polyaromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sind im Sommer normalerweise sehr niedrig (WITT et al. 1997). Im Vergleich dazu wurden in der Ausstromfahne des Oderhochwassers stark erhöhte Werte gemessen, die aber bereits Ende August 1997 wieder im normalen Bereich lagen (THEOBALD UND ZIEBARTH, 1998). Offensichtlich waren die zusätzlichen Einträge zu diesem Zeitpunkt bereits durch die Wassermassen der Ostsee stark verdünnt bzw. an Schwebstoffe gebunden sedimentiert.

Betrachtet man das Verteilungsmuster der einzelnen Parameter, so wurden die höchsten Konzentrationen für Fluoranthren, Phenanthren und Pyren registriert. Die gemessenen Konzentrationen für diese Komponenten lagen bis zu einem Faktor von 20 höher als im Sommer 1996 und überschritten auch die maximal gemessenen Winterkonzentrationen (Tabelle 38). Auffällig war der erhöhte Eintrag von höhermolekularen PAK (Benzo(a)pyren) während der Flut, deren Konzentrationen um den Faktor 100 höher lagen als im Sommer 1997. Dieses

Ergebnis könnte auf den erhöhten Anteil partikulären vermutlich aus der Oder stammenden

Materials (SIEGEL et al., 1998) zurückzuführen sein.

Tab. 38: Maximale PAK-Konzentrationen (pg/l) in der Pommerschen Bucht in den Jahren 1995–1997 und während des Oderhochwassers 1997 an der Station 165 (nahe der Swinamündung)

	Phenanthren	Fluoranthen	Pyren	Benzo(a)pyren
Februar 1995	500.6	2145.5	1193.0	334.1
August 1996	1115.9	333.8	264.1	29.7
Februar 1997	985.8	4508.2	2871.6	148.1
August 1997	2736.4	6966.0	2372.8	1501.1

Für die untersuchten organischen Schadstoffe war der Einfluss des Oderhochwassers lokal auf die Pommersche Bucht begrenzt. Nur für die PAK wurden signifikant erhöhte Konzentrationen gemessen, die jedoch bereits Ende August 1997 wieder im normalen Bereich lagen.

Im Rahmen eines Sondermessprogramms (LUNG) zu den Auswirkungen des Oderhochwassers wurden im Kleinen Haff erstmalig eine Reihe von Pestiziden untersucht. Es handelte sich dabei um 26 Einzelsubstanzen, von denen 3 in Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen. Diese Substanzen – Atrazin, Simazin und 2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D) – wurden mit Beginn der Messungen am 28. Juli an der grenznahen Station KHJ nachgewiesen. Bis zum 4. August stiegen die Konzentrationen in diesem östlichen Bereich des Kleinen Haffs an. Mit 190 ng Atrazin/l, 30 ng Simazin/l und 80 ng 2,4-D/l wurden hier die höchsten Pestizidkonzentrationen während der bis November 1997 laufenden Untersuchungskampagne gemessen. Besonders die Atrazinwerte waren außergewöhnlich hoch. Konzentrationen von über 100 ng/l hielten sich im östlichen Kleinen Haff bis zum 20. August. Im zentralen Bereich des Kleinen Haffs waren steigende Atrazinwerte erst ab 6. August festzustellen. Simazin und 2,4-D wurden hier am 13. August erstmals nachgewiesen. Hier blieben die Konzentrationen bis Anfang September auf einem erhöhten Niveau. In der Pommerschen Bucht wurden ebenfalls Atrazin und Simazin, jedoch in geringeren Konzentrationen nachgewiesen.

Zusammenfassung

Mit dem Oderhochwasser kam es im Oderhaff und in der Pommerschen Bucht kurzzeitig zu einem Anstieg der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen, die aber bereits Mitte September wieder im typischen Bereich lagen.

Von den **Nährstoffen** waren - im Vergleich zu den Frühjahrswerten – die Phosphat- und Silikatkonzentrationen erhöht. Die Einträge der **Schwermetalle** betragen im August das 4- bis 10-fache der sonst üblichen Mengen. Die Auswirkungen der Flut auf die Belastung mit **organischen Schadstoffen** waren sehr unterschiedlich. Für die partikelgebundenen DDT-Metabolite p,p'-DDE und p,p'-DDD stellte die Oder mit ihren erhöhten Schwebstofffrachten eine Schadstoff-Quelle dar. Auch die polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) waren in der Ausstromfahne des Oderhochwassers signifikant erhöht. Von den untersuchten Pestiziden wurde besonders das Atrazin in außergewöhnlich hohen Konzentrationen gemessen.

Im **Phytoplankton** führte die Ausstromsituation zeitweise zu weit überdurchschnittlichen Chlorophyll a - und Phytoplanktonkonzentrationen (bis auf das 5 - fache der für diese Jahreszeit üblichen Werte) in der Pommerschen Bucht. Gleichzeitig sank das Konzentrationsniveau des Phytoplanktons im Stettiner Haff um mehr als 50 % ab.

Gravierend waren die akuten Auswirkungen auf den **Sauerstoff**gehalt im grundnahen Wasserkörper der Pommerschen Bucht. Ende August wurde zwischen Ahlbeck und Greifswalder Oie eine Sauerstoffmangelsituation beobachtet, die mit der Bildung von Schwefelwasserstoff einherging. Alle gemessenen Effekte

des außergewöhnlichen Oderhochwassers waren auf das Oderhaff, die Pommersche Bucht und die südliche Arkonasee beschränkt und

blieben ohne nachhaltige Konsequenzen für das Ökosystem.

4 Qualitätssicherung im BLMP

Eine grundlegende Voraussetzung für eine systematische und umfassende Beschreibung des Zustands der deutschen Küstengewässer und der Hohen See und für eine Bewertung anthropogener Effekte auf die Meeresumwelt im Rahmen des Bund/Länder-Messprogramms Nord- und Ostsee (BLMP) ist die Richtigkeit und die Vergleichbarkeit der erhobenen Monitoring-Daten. Mit der Reorganisation dieses marinen Monitoring-Programms wurden die Arbeitsgruppe Qualitätssicherung im BLMP und die Qualitätssicherungsstelle des BLMP am Umweltbundesamt (UBA) institutionalisiert. Für den weiteren Aufbau eines kontinuierlichen Qualitätssicherungssystems für das BLMP wurden im Berichtszeitraum 1997/1998:

- die im BLMP eingesetzten Analyseverfahren für chemische Parameter (Nähr- und Schadstoffe) in Form von Standardarbeitsanweisungen dokumentiert sowie Verfahrensbeschreibungen für biologische Parameter (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Chlorophyll-a) entwickelt,
- Stand und Maßnahmen zur internen Qualitätssicherung in den am chemischen marinen Monitoring beteiligten Laboratorien sowie die Leistungsmerkmale der eingesetzten Analyseverfahren erfasst,
- die für das marine Monitoring nutzbaren zertifizierten Referenzmaterialien zusammengestellt bzw. ein Referenzmaterial für die Bestimmung von organischen Nährstoffen (DTN, DTP, DOC) in Meerwasser hergestellt und durch einen Ringversuch zertifiziert,
- Untersuchungen zum Einfluss der Probenvorbereitung bzw. der Bestimmung von Kofaktoren auf die Gesamtvarianz der Monitoring-Daten im Rahmen eines EU-Projekts QUASH (Quality Assurance of Sampling and Sample Handling) durchgeführt,

- die Vergleichbarkeit von Nähr- und Schadstoffmessungen durch die Teilnahme von BLMP-Laboratorien an internationalen Laborvergleichsuntersuchungen (z.B. QUASIMEME - Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe) dokumentiert,
- die Verfahren zur externen Qualitätssicherung für biologische Monitoring-Parameter entwickelt,
- Untersuchungen zur Vergleichbarkeit biologischer Messungen durch Ringversuche zur Phytoplankton- und Makrozoobenthosbestimmung durchgeführt und
- die im BLMP eingesetzten biologischen Bestimmungsmethoden durch taxonomische Workshops harmonisiert.

Entsprechend internationaler Anforderungen beinhaltet das Qualitätssicherungssystem im BLMP die Validierung der im marinen Monitoring eingesetzten Analyseverfahren und Bestimmungsmethoden sowie Maßnahmen der internen und der externen Qualitätssicherung.

Die im Berichtszeitraum durchgeführten Arbeiten im Bereich des chemischen Monitorings (Überwachung der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen in allen Kompartimenten der Meeresumwelt) zeigten, dass der überwiegende Teil der verwendeten Analyseverfahren die notwendigen Leistungsanforderungen bezüglich Richtigkeit, Präzision, Nachweis- und Bestimmungsgrenze erfüllt und damit den Vorgaben der internationalen Monitoring-Programme für die Nordsee (JAMP) bzw. für die Ostsee (COMBINE) entspricht. Die Mehrzahl der am BLMP beteiligten Laboratorien arbeitet mit einem internen Qualitätssicherungssystem nach der europäischen Norm EN 45 001 bzw. nach dem internationalen ISO-Guide 25 und beteiligt sich an etablierten internationalen Programmen der externen Qualitätssicherung im marinen Monitoring (QUASIMEME). Des eiteren konnten durch

die Beteiligung am EU-Projekt QUASH wichtige Erkenntnisse hinsichtlich des Einflusses der Probennahme und Probenvorbereitung auf die Ergebnisunsicherheit von Monitoring-Daten gewonnen werden.

Im Berichtszeitraum wurde erstmals ein System der externen Qualitätssicherung für biologische Parameter des BLMP aufgebaut, welches zukünftig mit der jährlichen Durchführung von taxonomischen Workshops und Laborvergleichsuntersuchungen weitergeführt wird. Erfahrungen mit diesem System und die dazu erforderlichen Entwicklungen werden auch in das EU-Projekt BEQUALM (Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programms) einfließen, welches die europaweite Implementierung eines Systems zur Sicherung der Richtigkeit und Vergleichbarkeit biologischer Monitoring-Daten zum Ziel hat.

Die vorgestellten Arbeiten wurden 1997/1998 überwiegend im Rahmen eines BMBF-

Forschungsvorhabens durchgeführt. Seit März 1999 ist die Qualitätssicherung im BLMP Nord- und Ostsee Daueraufgabe des Umweltbundesamtes und wird durch die Qualitätssicherungsstelle im BLMP weitergeführt. Neben der Überführung der biologischen Qualitätssicherung in den Routinebetrieb und der ständigen Erfassung der Daten-Qualität der chemischen Monitoring-Parameter werden durch die Qualitätssicherungsstelle zukünftig insbesondere die folgenden Schwerpunkte bearbeitet werden:

- Einführung und Validierung von Analyseverfahren für neue, bisher nicht im Monitoring erfasste Parameter,
- Herstellung von bisher nicht verfügbaren Referenzmaterialien sowie
- Durchführung von Laborvergleichsuntersuchungen für Parameter, die bisher nicht international angeboten werden.

Abkürzungsverzeichnis

ALGFES	Algenfrüherkennungssystem der BAH
ARGE- Elbe	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
ARGE- Weser	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Weser
BAH	Biologisch Anstalt Helgoland
BaP	Benzo [a] pyren
BEQUALM	Biological Effects Quality Assurance in Monitoring Programms (EU-Projekt)
BFA-Fi	Bundesforschungsanstalt für Fischerei
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BG	Bestimmungsgrenze
BLMP	Bund/Länder-Messprogramm
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
Cd	chemisches Zeichen für Cadmium
CKW	Organochlorverbindungen
CPI	Carbon Preference Index
Cu	chemisches Zeichen für Kupfer
Co	chemisches Zeichen für Kupfer
COMBINE	Cooperative Monitoring in the Baltic Sea (siehe HELCOM)
DBT	Dibutylzinnverbindungen
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan (Abbauprodukt von DDT)
DDE	Dichlordiphenyldichlorethylen (Dieldrin, Abbauprodukt von DDT)
DDT	Dichlor-diphenyl-trichloreethan
DHI	Deutsches Hydrographisches Institut (Vorgänger des BSH)
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DPASV	Invers-Voltammetrie (Verfahren zur Messung von Schwermetallen)

DSP-Toxine	diarrhetic shellfish poisoning: Algen- Toxin, das angereichert in Muscheln, bei Verzehr zur diarrhöischen Muschelvergiftung führt.
DTP	dissolved total phosphat
DTN	dissolved total nitrogen
EKW	Erdöl-Kohlenstoffe
EROD	7-Ethoxyresorfin O-Deethylase, Enzym der Phase I des Entgiftungsstoffwechsel bei Organismen
FG	Frischgewicht
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan (α -HCH, β -HCH, γ -HCH: Lindan)
HELCOM	Helsinki Commission, Monitoring-Programm für die Ostsee, COMBINE: Schwerpunkte: Eutrophierung und Kontamination und ihre Effekte
Hg	chemisches Zeichen für Quecksilber
ICES	International Council for the Exploration of the Sea = Internationaler Rat für Meeresforschung
Iso-Guide 25	International Organisation for Standardization
IOW	Institut für Ostseeforschung
JAMP	Joint Assessment and Monitoring Programme (Monitoring-Programm für die Nordsee)
LANU	Landesamt für Natur und Umwelt in Flintbeck
NAO	Nordatlantische Oszillation
NLÖ	Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Forschungsstelle Küste Norderney)
MARNET	Marines Umeltmessnetz in Nord und Ostsee
MBT	Monobutylzinnverbindungen
Mn	chemisches Zeichen für Mangan
MOF	Mischfunktionelle Oxigenasen
OSPAR	Oslo- Paris Abkommen, Umweltzustand Nordost- Atlantik und Nordsee
P	chemisches Zeichen für Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (eng.PAH)

Pb	chemisches Zeichen für Blei
PSU	Practical Salinity Unit, Salzgehalt
QUASH	Quality Assurance of Sampling and Sample Handling (EU- Projekt)
QUASIMEME	Quality Assurance of Information for Marine Environmental Monitoring in Europe
SST-Karten	Sea Surface Temperature
Sn	chemisches Zeichen für Zinn
TBT	Tributylzinnverbindungen
TM	Trockenmasse
TOC	total organic carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
UPB	Umweltprobenbank des Bundes
Zn	chemisches Zeichen für Zink

➤ Meer Lesen

31 Ozeanographie

STRÜBING, K. (1996): The ice winter of 1996/97 on the German coasts between Ems an Oder, with a survey of the entire Baltic area. – Dt. Hydrogr. Z. **48**, 185-195.

STRÜBING, K. (1998): The ice winter of 1997/98 on the German coast between Ems and Oder, with a survey of the entire Baltic Sea. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 81-89.

TIESEL, R. (1999): Temperatursummen der Lufttemperaturen an der Wetterstation Warnemünde 1946–1998. – Deutscher Wetterdienst, Wetterstation Warnemünde (unveröff.).

32 Sauerstoff

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1999): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1998. – Meereswiss. Ber., Warnemünde, **35**, 1-69. Gewässergütebericht 1996/1997 – Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern.

33 Nährstoffe

BACHOR, A.-, VON WEBER, M., UND R. WIEMER (1996): Die Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns. – Wasser & Boden **48**, 26-32.

BEHREND, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flussgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt Heft 2/96, Hrsg. Vom Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, 77S.

MATTHÄUS, W., NEHRING, D., LASS, H.-U., NAUSCH, G., NAGEL, K. and H. SIEGEL (1996): The Baltic Sea in 1996 – continuation of stagnation and decreasing phosphate concentrations. – Dt. Hydrogr. Z. **48**, 161-174.

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1998a): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1997. – Meereswiss. Ber., Warnemünde, **24**, 1-49.

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1998b): The Baltic Sea in 1997 – impacts of the extremely warm summer and of the exceptional Oder flood. – Dt. Hydrogr. Z. **50**, 47-69.

NAUSCH, G. and D. NEHRING (1996): Baltic Proper, Hydrochemistry. In: Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989 – 1993; Background Document. – Baltic Sea Environ. Proc. **64B**, 80-85.

NEHRING, D. and W. MATTHÄUS (1991): Current trends in hydrographic and chemical parameters and eutrophication in the Baltic Sea. Int. Revue ges. Hydrobiol. **76**, 297-316.

NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. and K. NAGEL (1995a): The Baltic Sea in 1994 – consequences of the hot summer and inflow events. – Dt. Hydrogr. Z. **47**, 131-144.

NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. and K. NAGEL (1995b): The Baltic Sea in 1995 – beginning of a new stagnation period in its central Baltic deep waters and decreasing nutrient load in its surface layer. – Dt. Hydrogr. Z., **47**, 319-327.

WEBER, M. VON und F. GOSELCK (1997): Morphologie und Hydrographie der Wismar-Bucht. In: Meer und Museum **13**, 33-36.

34 Anorganische Schadstoffe

BRÜGMANN, L. und LANGE, D.: Metall Distribution in Sediments of the Baltic Sea, *Limnologica* 20, Berlin 1990

GERCKEN, J. (1996): Muscheln als biologische Indikatoren der marinen Schadstoffbelastung - Studie zum Schadstoffmonitoring in Biota und zur Bedeutung exogener und endogener Faktoren als Modulatoren der Akkumulation und Wirkung von Schadstoffen. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt und Natur - LAUN, 1-81.

HARMS, U. (1996): Third Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-93, Section 5.3.2, Biota, 149-153. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 64 B. Helsinki Commission, Helsinki.

LEIPE, T., NEUMANN, T., EMEIS, K.C.: Schwermetallverbreitung in holozänen Ostseesedimenten, *Geowissenschaften* 13, (H. 12) 1995

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H. U., NAGEL, K. SIEGEL, H. (1999): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1998. *Meereswissenschaftliche Berichte*, No. 35, 69 pp.

35 Organische Schadstoffe

BRÜGMANN, L., GAUL, H., ROHDA, K.H. UND U. ZIEBARTH (1992) Regional distribution and temporal trends of some contaminants in the water of the Baltic Sea. *Dt. Hydrogr. Z.* 44, S. 161 - 183.

GAUL, H. (1991) Temporal and spatial trends of organic micropollutants in sea water of the coastal area. *Rep. Mar. Poll. Lab.* 6, S. 1 - 5.

GERCKEN, J. (1998) Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns - Untersuchungsbericht 1997. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1-25.

GERCKEN, J. (1999) Schadstoffuntersuchungen an Miesmuscheln in den Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns - Untersuchungsbericht 1998. Unveröff. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1-15.

HELCOM (1996) Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-93, Background document. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 64 B, 1-230.

THEOBALD, N., GAUL, H. UND U. ZIEBARTH (1996) Verteilung von organischen Schadstoffen in der Nordsee und angrenzenden Seegebieten. *Dt. Hydrogr. Z., Suppl.* 6, 81.

VARANASI, USHA [Hrsg.] (1989) Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press inc. Boca Raton. Florida.

362 Zooplankton

BEHRENDTS, G. (1996): Zooplankton - gibt es erkennbare Warnsignale? In: Lozán, J.L., Lampe, R., Matthäus, W., Rachor, E., Rumohr, H. und von Westernhagen, H. (Hrsg.): *Warnsignale aus der Ostsee*. Parey Buchverlag, Berlin S. 142-146

363 Makrozoobenthos

GOSELCK, F., BÖNSCH, R. & KREUZBERG, M., (1999): Küstenmonitoring Zoobenthos, Bericht 1998. Unveröffentl. Bericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 1-61.

RUMOHR, H., (1996): Zoobenthos. In Meereskunde der Ostsee / G. Rheinheimer (Hrsg.), 173-181.

372 Biologische Schadstoffeffekte bei Fischen

Bucke, D., Vethaak, A.D., Lang, T., and Møllergaard, S. 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, 19, 27 pp.

Dethlefsen, V., Egidius, E., and McVicar, A. 1986. Methodology of fish disease surveys. Report of the 1984 Workshop. ICES Cooperative Research Report 140, 33 pp.

ICES 1989. Methodology of fish disease surveys. Report of an ICES Sea-going Workshop held on RV U/F 'Argos' 16-23 April 1988. ICES Cooperative Research Report, 166, 33 pp.

ICES 1997. Report of the Special Meeting on the Use of Liver Pathology of Flatfish for Monitoring Biological Effects of Contaminants. ICES CM 1997/F:2, 75 pp.

38 Das Oderhochwasser

BERGSTRÖM, S. and B. CARLSSON (1994): River runoff to the Baltic Sea: 1950-1990. – *Ambio* 23, 280-287.

GEWÄSSERGÜTEBERICHT 1996/1997 – Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern.

HUMBORG, C., NAUSCH, G., NEUMANN, T., POLLEHNE, F. and N. WASMUND (1998): The exceptional Oder flood in summer 1997 – the fate of Oder discharges in the Baltic Sea. – *Dt. Hydrogr. Z.* **50**, 169-182.

Heinrich, H. and W. Krzyminski (Eds.)(1998): HELCOM Scientific Workshop on the Effects of the 1997 Flood of the Odra and Vistula Rivers, 12-14 January 1998 in Hamburg. *Dt. Hydrogr. Z.* **50** (2/3), Hamburg.

MATTHÄUS, W., NAUSCH, G., LASS, H.-U., NAGEL, K. und H. SIEGEL (1998): The Baltic Sea in 1997 – impacts of the extremely warm summer and of the exceptional Oder flood. – *Dt. Hydrogr. Z.* **50**, 47-69.

NAUSCH, G., v.WEBER, M. and A. BACHOR (1998): Temporal development of the distribution of inorganic nutrients and the oxygen situation in the Pomeranian Bight during the flood event. – *Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie* **13**, 37-38.

NEHRING, D., MATTHÄUS, W., LASS, H.-U., NAUSCH, G. and K. NAGEL (1995c): Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994. – *Meereswiss. Ber. Warnemünde* **9**, 1-71.

SIEGEL, H., GERTH, M. and T. SCHMIDT (1996): Water exchange in the Pomeranian Bight investigated by satellite data and ship borne measurements. *Cont. Shelf Res.* **16**, 1793-1817.

SIEGEL, H., MATTHÄUS, W., BRUHN, R., GERTH, M., NAUSCH, G., NEUMANN, T. and C. POHL (1998): The exceptional Oder flood in summer 1997 – distribution patterns of the Oder discharge in the Pomeranian Bight. – *Dt. Hydrogr. Z.* **50**, 145-167.

THEOBALD, N. und ZIEBARTH, U. (1998). Organic contaminants in the western and southern Baltic Sea in August 1997. In: HELCOM scientific workshop: The effects of the 1997 flood of the Odra and Vistula rivers, *Berichte aus dem Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie* Nr.13.

WITT, G., DANNENBERGER, D., LERZ, A., TROST, E. (1997): Verteilung von Erdöl-kohlenwasserstoffen und chlorierte Kohlenwasserstoffe im Wasserkörper der Ostsee 1996. Jahresbericht des Institutes für Ostseeforschung. Im Auftrag des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie Hamburg, Rostock, 24 Seiten.

Autorenliste

Ozeanographie

Sauerstoff Nährstoffe

Wolfgang Matthäus
Günther Nausch
Mario von Weber
Thorkild Petenati

Spurenmoleküle

Alexander Bachor
Thorkild Petenati
Christa Schröter-Kermani
Christa Pohl
Uwe Harms
Katrín Grünewald
Mario von Weber

Organische Spurenmoleküle

Norbert Theobald
Thorkild Petenati
Uwe Harms
Michael McLachlan
Katrín Grünewald
Christa Schröter-Kermani
Mario von Weber

Schadstoff – Effektmonitoring

Thomas Lang

Plankton

Norbert Wasmund
Christine Schöppe
Jeanette Göbel
Lutz Postel

Benthos

Mario von Weber
Joachim Voss
Michael Zettler

Oder – Hochwasser

Günther Nausch
Regine Bruhn
Ursula Hennings
Wolfgang Matthäus
Christa Pohl
Norbert Wasmund
Joachim Voss
Mario von Weber

Qualitätssicherung Chemie

Peter Voitke

Qualitätssicherung Biologie

Petra Schilling
Marina Carstens

Redaktion

Elisabeth Boysen-Ennen
Jochen Voß
Helgart Cammann-Oehne
Manfred Rolke

Messprogramm Meeresumwelt

Berichte aus dem Bund-Länder Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee

Heft 1:

Messprogramm ab 1999

Heft 2:

Meeresumwelt 1994 – 1996

Heft 3:

Meeresumwelt 1997 – 1998